

研究課題

地衣類を新しく環境指標とするための基礎研究

課題番号 11680542

平成 11 年度～平成 12 年度科学研究費補助金（基盤研究（C）（2））
研究成果報告書

平成 13 年 3 月

研究代表者 関 李紀
(筑波大学化学系助教授)

はじめに

これまで、本研究の研究代表者は環境試料中の種々の長半減期核種、特に放射性ヨウ素の分布と挙動について研究してきた。そしてその方法を日本の環境試料に適用し、日本の環境の把握に努めてきた。特に放射性ヨウ素については日本各地の汚染状況について一定の成果を得ることができるようになり、甲状腺が環境指標になることを確認した。しかし、その他の核種を含めた汚染状況の全体を表す指標の重要性を痛感するようになり、種々の候補について検討した結果、地衣類が有望であると考えられるようになった。

地衣類については後に研究分担者の柏谷博之（国立科学博物館植物研究部）の研究結果によって明らかにされるように、非常に特殊な生態の植物で、その生態のゆえに放射性物質などの指標とすることができる可能性があると考えられる。地衣類は次のような特徴を持ち、生育している環境を示す指標とする条件を備えている。すなわち、1) 成長が非常に遅く（1年に2～3mm という報告もある）、2) 藻類が光と水によって光合成した栄養を菌類が利用するという生態のため生育している土壌などの条件の違いに左右されないこと、3) 表皮組織や通導組織が光と植物のように発達していないために、水分の吸収と蒸散が早く、汚染物質蓄積速度が速いこと、4) 広い地域に分布し、他の植物の生育しないような両極地方や、砂漠などの乾燥地域、熱帯などにも生育することができ、広い範囲の環境を比較することができること、5) 各地衣類の種に特徴的な酸、アミノ酸、多糖類などの脂肪族やプルペン酸類、キノン類などの芳香族などの地衣成分を生成し、染料や薬品や食品として古くから利用されている。一方、環境汚染には比較的弱いことも知られており、亜硫酸ガスの濃度の高い地域ではある種の地衣の数が減少し、絶滅しているものもある。

しかし、地衣類については放射性物質が取り込まれること、種の特徴を示す藻類の作る主な地衣成分が知られている以外には、元素組成や外部からもたらされる物質の取り込みなどについては全く知られていない。環境汚染の指標として利用されている例はウメノキゴケの個体数の減少を計数する方法が採られている。現在、日本では地衣類は非常に激減しており、比較的汚染の程度が低い山岳地帯、大きな森林内部でも個体数が減少していることがわかってきた。また、地衣類は培養や栽培が全くできず、生育状態を観察しながら研究することができないので、研究の程度を早めなければ地衣類の中には絶滅するものもあり、環境の変化を地衣がどのように受け止めているかを知る機会が失われてしまうことが危惧される。

そこで、本研究においては地衣がどのような組成の植物であるかを調べるとともに、種に固有の地衣成分と人工放射性核種や環境汚染物質のような外部からの物質を明らかにすることによって、新しい環境汚染の指標としての地衣類の有用性を明らかにする事を目的として研究を行った。

研究組織

研究代表者：関 李紀（筑波大学化学系助教授）

研究分担者：柏谷博之（国立科学博物館植物研究部室長）

研究協力者：文 光喜（秋田大学教育学部客員研究員）

研究協力者：齋藤陽子（日本原子力研究所環境科学研究部）

研究経費

平成 11 年度 2,700 千円

平成 12 年度 1,200 千円

計 3,900 千円

研究発表

(1) 学会誌等

1. R. Seki, M. Watanabe, K. Kurihara, Long-lived radioiodine in Japanese environment, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 243 (2000) 383-386
2. T. Mitsugashira, T. Nakanishi, R. Seki, S. Kojima, Estimation of Total Fission Events in the JCO Criticality Accident by Passive γ -ray Measurement of ^{140}La in Radioequilibrium with Precursor ^{140}Ba , *J. Nucl. Radiochem. Sci.* 1,(2000), 51-52
3. K. Komura, M. Yamamoto, T. Muroyama, Y. Murata, T. Nakanishi, M. Hoshi, J. Takada, M. Ishikawa, S. Takeoka, K. Kitagawa, S. Suga, S. Endo, N. Tosaki, T. Mitsugashira, M. Hara, T. Hashimoto, M. Takano, Y. Yanagawa, T. Tsuboi, M. Ichimasa, Y. Ichimasa, H. Imura, E. Sasajima, R. Seki, Y. Saito, M. Kondo, S. Kojima, Y. Muramatsu, S. Yoshida, S. Shibata, . H. Yonehara, Y. Watanabe, S. Kimura, K. Shiraishi, T. Ban-nai, S. K. Sahoo, Y. Igarashi, M. Aoyama, K. Hirose, T. Uehiro, T. Doi, A. Tanaka, T. Matsuzawa, The JCO criticality accident at Tokai-mura, Japan: an overview of the sampling campaign and preliminary results, *J. Environm. Radioactivity*, 50. (2000),3-14 .
4. T. Mitsugashira, M. Hara, T. Nakanishi, T. Sekine, R. Seki, S. Kojima, Passive gamma-ray spectrometry for the determination of total fission events in the JCO criticality accident '99 in Tokai,*J. Environm. Radioactivity*, 50, (2000) 21-26
5. K. Komura, A. M. Yousef, Y. Murata, T. Mitsugashira, R. Seki, T. Imanaka, T. Activation of gold by the neutrons from the JCO accident, *J. Environm. Radioactivity*, 50, (2000) 77-82

6. Y. Nagashima, R. Seki, T. Takahashi, D. Arai, Status of the ^{36}Cl AMS system at the University of Tsukuba, Nucl. Instr. Meth. B172 (2000), 129-133

(2) 口頭発表

1. 齋藤陽子、関 李紀、池田龍一「日本産地衣類中の微量元素の定量」第 35 回理工学における同位元素研究発表会 (1998 年 6 月)
 2. 齋藤陽子、関 李紀、池田龍一「地衣類中の金属元素について」地衣類研究会第 27 回 (1998 年 8 月)
 3. 齋藤陽子、関 李紀、池田龍一「日本産地衣類の元素の定量」環境科学会 1998 年会 (1998 年 10 月)
 4. 齋藤陽子、柏谷博之、池田龍一、関 李紀「環境指標としての地衣類」第 43 回放射化学討論会 (1999 年 10 月)
5. R. Seki, Y. Saito, H. Kashiwadani, Lichens as an Indicator of chemical Elements in Japan. The fourth International Association of Lichenology. (September, 2000 Barcelona)
6. Y. Saito, R. Seki, H. Kashiwadani, Lichens as an Indicator of Radiocesium in Japan. The fourth International Association of Lichenology. (September, 2000 Barcelona)

目次

第1章 指標生物としての地衣類の種	1
第2章 地衣類の元素組成	15
2-1 地衣類とは	15
2-2 地衣類の採取および種の同定	16
2-2-1 呈色反応法	18
2-2-2 顕微化学的検出法	18
2-2-3 紫外線照射法	19
2-2-4 薄層クロマトグラフィー法	19
2-2-5 用いた地衣類試料	20
2-3 機器中性子放射化分析	26
2-3-1 分析試料の前処理と調製	26
2-3-2 放射化分析の実際	29
2-4 長半減期核種を用いた機器中性子放射化分析	31
2-4-1 照射試料の準備	31
2-4-2 日本原子力研究所における放射化分析	32
2-5 地衣体の元素濃度	33
2-6 測定及び分析精度の検討	41
2-7 地衣類と土壌及び他の植物中の元素濃度	45
2-7-1 地衣体中への元素の取り込み	46
2-7-2 同一種に含まれる元素濃度	47
2-7-3 同一地域に生育する同一属内の地衣体中の元素濃度	49
2-7-4 異なる属に属する地衣類の元素濃度	54
2-7-5 生育環境による違い	56

2-7-6	生育段階による元素濃度の変動	59
第3章	特異な環境に生育する地衣体中の元素濃度	61
第4章	地衣類中の放射性セシウム	62
4-1	核実験及びチェルノブイリ原子力発電所事故におけるフォールアウト	62
4-2	セシウム-137	63
4-3	セシウム-137の植物への移行	65
4-4	地衣体中のセシウム-137の放射能	66
4-5	地衣体中のセシウム-137濃度	66
4-6	地衣体中へのセシウム-137の取り込み	70
4-6-1	属、種による違い	72
4-6-2	生育環境による比較	72
4-6-3	生育段階による比較	72
4-6-4	セシウム-137と安定なセシウム同位体濃度との相関	73
4-7	セシウム-137の指標としての地衣類	75
4-7-1	地衣体中のセシウム-137濃度—日本と世界	76
4-7-2	日本全国の放射能分布	76
第5章	環境指標としての地衣類	80
付録1	Lichens as an Indicator of Chemical Elements in Japan	81

(The fourth International Association of Lichenology Symposium Progress and Problem in Lichenology at the Turn of the Millennium, Barcelona 2000)

付録2	Lichens as an Indicator of Radiocesium in Japan	96
	(The fourth International Association of Lichenology Symposium Progress and Problem in Lichenology at the Turn of the Millennium, Barcelona 2000)	

第1章 指標植物としての地衣類の種

国立科学博物館 柏谷博之

地衣類は環境の微妙な変化によって死滅するため、環境の指標植物として19世紀後半にはすでに利用されており(Nylander, 1966¹⁾ ; De Sloover & LeBlanc, 1968²⁾)、近年においても様々な手法で環境評価に応用されてきた³⁻⁴⁾。しかし、これまでに試みられた方法の大多数は、地衣類の存否、生育する活力度、生育する種数の多少などを数値化して二酸化炭素量、硫酸化物、工場から排出される有害物質などとの数量的関連環を考察するというものであった。

本研究は、これらの手法とは異なり、地衣類の体である地衣体の中に含まれる重金属、放射性残存物量を直接測定し、環境の指標植物としての地衣類の新たな可能性を探る目的で行われた。ここでは、このように目的とする物質を測定する場合に最も適した地衣類の種について考察する。

1. 地衣類の生物的特徴

地衣類は菌と藻の共生体であり、植物分類学的には菌類の仲間である。現在全世界で約20000種、日本では約1200種が報告されている。地衣類のからだである地衣体は一種の菌と一種の藻からできている。地衣類を形成する菌は地衣共生菌ともよばれ、大多数(99%以上)は子囊菌である。子囊菌が作る地衣類を子囊地衣類とよぶ。また、熱帯を中心に担子菌が藻類と共生した担子地衣類も知られているが種数としては地衣類全体の1%以下である。

地衣類に取り込まれる藻類の大多数は単細胞性または糸状性の緑藻類で *Trebouxia*, *Trentepohlia*, *Nostoc* などである。これらの藻類は形態が単純なために分類学的研究が十分ではないが、地衣類の種を構成する共生菌と共生藻の種は厳密に規定されていると考えられている。

地衣類は地衣体の外形と内部構造の違いにより、葉状地衣類、樹枝状地衣類、固着地衣類の3型に分類される。この分類法は地衣類の系統を反映したものではないが、野外で地衣類を認識するのに便利であり、よく利用される。

地衣類は特有の二次代謝産物を合成することでも知られており、これらは地衣類特有の化学成分であるものが多く地衣成分とも呼ばれる。現在約500種以上の二次代謝産物が知られており、その種類や存否は種特異性があるので分類形質として重要である。

地衣類は共生菌と共生藻の微妙な共生関係の上に成り立っているので、温度、湿度、大気汚染、乾燥などの環境変化に対してはきわめて敏感に反応する。従って、これらの変化に急激にあるいは長期的にさらされると地衣類は簡単に死滅する。このことは現在の大都市に生育する地衣類の種類や量を見れば簡単に推測すること

ができる。東京を例に取ると自然植生が破壊された後に出現するアカマツ、コナラなどの二次林には本来ウメノキゴケ、マツゲゴケ、センシゴケ、アカサルオガセなどの大型葉状地衣類を主とする地衣類が生育しなければならない。しかし、このような地衣類植生は高尾山や房総半島の千葉市以東でなければ見ることはできない。一方、都市部ではフィスキエラ属、ダイダイゴケ属、エンドカルポン属など大気汚染に抵抗のある種類しか生育していない。

地衣類をどの様な形で指標植物として利用しようとしても、地衣類は種によって生育特性が異なるので、その生物学的特性を考慮して研究あるいは調査対象として選択することが必要である。

2. 国内における調査対象種の選択

指標植物として利用する場合、調査の目的と用いる手法により対象とする種はおのずとちがってくる。例えば日本全域を対象として、地衣体の中に含まれる重金属の量を測定する場合には、生育基物が同一で全国に分布する種を選ぶ必要がある。しかし、そのような分布域を持っている種でも上に述べたような理由で既にその地域から絶滅している種を選んでも実際の調査を行うことが不可能である。地衣類の分布生育特性と調査方法を想定した場合に利用できる種は以下の通りである。

a) 日本全国を対象とし、地衣体に含まれる重金属、放射性物質などを測定するのに適した種

日本全国に広く分布し、比較的種の同定が容易な種は以下の通りである。測定する物質の質や測定に必要な重量などを勘案しながら次のような種から特定のものを選ぶことができる。

葉状地衣類：キウメノキゴケ(*Flavoparmotrema caperata*) (Fig.1)、

ウメノキゴケ(*Parmotrema tinctorum*) (Fig.2)、

センシゴケ(*Menegazzia terrebrata*)、

ウチキウメノキゴケ(*Myelochroa irrugans*)、

トゲウメノキゴケ(*Parmelinopsis dissecta*)、

クロムカデゴケ(*Phaeophyscia limbata*)、

コフキジリナリア(*Dirinaia applanata*)、

トゲイワノリ(*Collema subflaccidum*)、

トゲトコブシゴケ(*Cetrelia braunsiana*)、

フィスキエラ(*Physciella melanchra*)、

メキシコキクバゴケ(*Xanthoparmelia coreana*)、

ローソクゴケ(*Candelaria concolor*)、

ヘラガタカブトゴケ(*Lobaria spathulata*) (Fig.3)、

イワタケ(*Umbilicaria esculenta*)

樹枝状地衣類：アカサルオガセ(*Usnea rubescens*)、

イワカラタチゴケ(*Ramalina yasudae*)、
カラタチゴケ(*Ramalina conduplicans*)、
ハナゴケ(*Cladina rangiferina*) (Fig.4)、
ワラハナゴケ(*Cladina mitis*)、
アカミゴケ(*Cladonia macilenta*)、
コアカミゴケ(*Cladonia pleurota*)、
ヒメジョウゴゴケ(*Cladonia kurokawae*)、
シヨクダイゴケ(*Cladonia crispata*)、
ヤマトキゴケ(*Stereocaulon japonicum*)

固着地衣類：クロイボゴケ(*Lecanora atra*)、
レプラゴケ(*Lepraria sp.*)、
ダイダイゴケ(*Caloplaca sp.*)、
ミチノクモジゴケ(*Graphis rikuzensis*)、
ヘリトリゴケ(*Porpidia albocaerulescens*)

b) 調査対象を全国の都市部郊外に限ったときに利用できる種。

葉状地衣類：キウメノキゴケ(*Flavoparmotrema caperata*) (Fig.1)、
ウメノキゴケ(*Parmotrema tinctorum*) (Fig.2)、
センシゴケ(*Menegazzia terrebrata*)、
ウチキウメノキゴケ(*Myelochroa irrugans*)、
トゲウメノキゴケ(*Parmelinopsis dissecta*)、
クロムカデゴケ(*Phaeophyscia limbata*)、
コフキジリナリア(*Dirinaria applanata*)、
トゲイワノリ(*Collema subflaccidum*)、
ローソクゴケ(*Candelaria concolor*)

樹枝状地衣類：アカミゴケ(*Cladonia macilenta*)、
コアカミゴケ(*Cladonia pleurota*)、
ヒメジョウゴゴケ(*Cladonia kurokawae*)、
シヨクダイゴケ(*Cladonia crispata*)

固着地衣類：クロイボゴケ(*Lecanora atra*)、
レプラゴケ(*Lepraria sp.*)、
ダイダイゴケ(*Caloplaca sp.*)、
ヘリトリゴケ(*Porpidia albocaerulescens*)

c) 大都会中心部で利用できる種

大型の葉状地衣類、樹枝状地衣はほとんど生育しないので固着地衣類が中心となる。

- 葉状地衣類：トゲイワノリ (*Collema subflaccidum*)、
ローソクゴケ (*Candelaria concolor*)
固着地衣類：レプラゴケ (*Lepraria sp.*)、
ダイダイゴケ (*Caloplaca sp.*)、
ヘリトリゴケ (*Porpidia albocaerulescens*)、
エノドカルボン (*Endocarpon sp.*)

c) 調査地域を日本のブナ林に限定した時に利用できる種

大気汚染の影響を受けていない日本のブナ林には、本来豊富な地衣類が生育する。これらの地衣類の多くはブナ林固有の種が多く、林内に安定して生育するため、対象種を特定しやすいので調査に便利である。また、この分布域に生育する種は、いわゆるヒマラヤ地域から台湾の山地にも共通して分布する種も多いので調査地域が東アジアを広域にカバーする必要がある場合に有効であると考えられる。しかしブナ林の分布しない九州、沖縄と本州や北海道を比較して検討しようとする場合には適さない場合がある。

- 葉状地衣類：アンチゴケ (*Anzia opuntiella*)、
オリーブゴケ (*Mellaneria olivacea*)、
カラクサゴケ (*Parmelia squarrosa*)、
キウメノキゴケ (*Flavoparmelia caperata*) (Fig.1)、
ウチキアワビゴケ (*Nephromopsis ornata*) (Fig.5)、
チジレトコブシゴケ (*Cetrelia japonica*)、
イワタケ (*Umbilicaria esculenta*)、
ヘラガタカブトゴケ (*Lobaria spathulata*) (Fig.3)、
樹枝状地衣類：アカミゴケ (*Cladonia macilenta*)、
コアカミゴケ (*Cladonia pleurota*)、
ヒメジョウゴゴケ (*Cladonia kurokawae*)、
シヨクダイゴケ (*Cladonia crispata*)、
ウグイスゴケ (*Cladonia gracilis*)、
ツブキゴケ (*Stereocaulon octomerellum*)
固着地衣類：サビイボゴケ (*Brigantiaea ferrugineum*)、
クロアカゴケ (*Mycoblastus japonica*)、
ヘリトリゴケ (*Porpidia albocaerulescens*)

d) 対象を地球規模で比較しようとするとき

調査対象種はできる限り同一種を選ぶ必要がある。例えばサルオガセ(*Usnea longissima*) (Fig.)は欧州、北米、ヒマラヤ地域、台湾、日本に広く分布する種であるが、欧州では大気汚染によりほとんど絶滅してしまっている。また、日本ではこの種の生育域は亜高山に限られている。従って、このような広域分布種は調査対象区の設定に留意するべきである。

北半球の温帯—亜寒帯地域：

サルオガセ(*Usnea longissima*) (Fig.6)、
キウメノキゴケ(*Flavoparmelia caperata*)、
ハナゴケ(*Cladina rangiferina*) (Fig.4)、
ミヤマハナゴケ(*Cladina stellaris*)

太平洋地域 (主として南北両半球の暖帯—熱帯を含む)：

ウメノキゴケ(*Parmotrema tinctorum*) (Fig.2)、
マツゲゴケ(*Rimelia clavulifera*) (Fig.7,8)、
トゲシバリ(*Cladia aggregata*)

参考文献

1. Nylander, W. 1966. Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bull. Soc. Bot. France, 13: 364-372.
2. De Sloover, J. & F. LeBlanc. 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. Pp 42-56 in R. Misra & B. Gopal (ed.), "Proceeding of the symposium on recent advances in tropical ecology"
3. Brodo, I.M. 1961. Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. Ecology, 42: 838-841.
4. Kurokawa, S. 1973. Preliminary studies on lichens of urban areas in Japan. Pp 80-85 in M. Numata (ed.) "Fundamental studies in characteristics of urban ecosystems"

地衣類の写真 List

- Fig.1 キウメノキゴケ(*Flavoparmelia caperata* (L.) Hale)
Fig.2 ウメノキゴケ(*Parmotrema tinctorum* (Nyl.) Hale)
Fig.3 ヘラガタカブトゴケ(*Lobaria spathulata* (Inumaru) Yoshim.)
Fig.4 ハナゴケ(*Cladina rangiferina* (L.) Nyl.)
Fig.5 ウチキアワビゴケ(*Nephromopsis ornata* (Müll.Arg.) Hue)
Fig.6 サルオガセ(*Usnea longissima* Ach.)
Fig.7,8 マツゲゴケ(*Rimelia clavulifera* (Räsänen) Hale & A.Fletcher)



Fig.1 キウメノキゴケ(*Flavoparmelia caperata* (L.) Hale)



Fig.2 ウメノキゴケ(*Parmotrema tinctorum* (Nyl.) Hale)



Fig.3 ヘラガタカブトゴケ(*Lobaria spathulata* (Inumaru) Yoshim.)



Fig.4 ハナゴケ(*Cladonia rangiferina* (L.) Nyl.)



Fig.5 ウチキアワビゴケ(*Nephromopsis ornata* (Müll.Arg.) Hue)



Fig.6 サルオガセ(*Usnea longissima* Ach.)



Fig.7 マツゲゴケ(*Rimelia clavulifera* (Räsänen) Hale & A.Fletcher)



Fig.8 マツゲゴケ(*Rimelia clavulifera* (Räsänen) Hale & A.Fletcher)

第2章 地衣類の元素組成

2-1 地衣類とは

地衣類は、一般に見られる植物とは異なり、藻類と菌類の共生体であることが知られている (Kashiwadani1998)。両者は共生の結果地衣体を形成し、地衣体内の菌類は、栄養分を藻類の光合成産物に依存し、一方藻類は菌類中に安定したすみかを提供している。地衣類は現在、世界で約 14,000 種、日本で約 1,200 種が知られており、寒帯から熱帯、また乾燥地帯と世界中に広く分布している。

地衣類は共生体であるため、わずかな環境の変化によって著しく影響され、それらの要因の指標として利用されることが知られている。1960 年代より大気汚染の悪化に伴い、大気中の SO₂ と地衣類の分布に関する相関が見いだされ、以後大気汚染の指標として用いられている (Sugiyama,K.1976)。その他、重金属汚染や放射能汚染の指標としても研究が進んでいる。地衣類がこのように指標として利用される利点としては、

- ・生育分布域が広いこと
- ・地衣類は長寿命で、一般に成長速度が遅いこと
- ・年間を通じて生長するので、汚染物質も年間を通して蓄積可能であり、また地衣体サンプルの採取も可能であること
- ・根がないため、表面に堆積した大気浮遊鉱物栄養に依存し、また発達した表皮がないため、それらの物質を吸収しやすいこと
- ・物理的要求をはるかに越えるレベルの毒性重金属を潜在的に吸収し、多くの場合それらによる影響は見られないこと

などである。しかし、一般的になじみが薄く、種の同定が難しいことや、培養が難しいため、シミュレーション実験をしにくいなどの欠点もある。

このような特徴から地衣類の指標としての利用が高まり、Sloofらによりオランダ全土の重金属汚染の指標種としてコフキカラクサゴケ (*Parmelia sulcata*) が用いられた (Sloof1991)。Bargali らにより極地域や温帯地域の重金属の指標としてコフキカラクサゴケが提示され研究が進むほか (Markert1993)、ヨーロッパではフクロゴケ (*Hypogymnia physodes*) が最もよく用いられ、地衣類は重金属汚染の有用な指標の一つとなりつつある (Halonen1993, Bennett1997)。またヨーロッパを中心に高緯度地域では地衣類の放射性物質の影響に関する研究が盛んに行われている。この地域ではハナゴケ (*Cladina rangiferina*) などの地衣類が生態系の主要構成成分であり、またその地域の食物連鎖の行程を担っているためである。Hvinden らは初めて地衣体中に ¹³⁷Cs を検出し (Hvinden1961)、その後 Gorham らにより高等植物より放射性物質濃度が高いことが報告され、地衣類の放射性核種蓄積が提唱された (Gorham 1959)。またこの地域に住む人々が大量の ¹³⁷Cs を摂取していることが報告され、その原因として地衣類→トナカイ→人という特殊な植物連鎖経路が明らかにされている (山根 1977)。

上記に示したようにこれまで地衣類は様々な研究に用いられてきたが、その研究で用い

られてきた種は、その研究地で優先的な種であり、我が国では珍しい種であったり、また同定するのが困難な種であることが少なくない。また地衣成分の研究から種内化学変異を有する種である場合も多く見られた。よって、これらの種を用いた場合、指標としての比較は困難であり、また得られた結果の解釈も困難である。よって、本研究では以下の点に注目し、試料とする地衣類の種を選択し、より指標としての一般性を得られるものとした。

- ・生育範囲が広いこと。日本全国はもちろん、さらに世界中に分布していること。
- ・結果の比較をするため、できれば他の研究で使用されているもの。
- ・地衣類は同定が一般的に難しいが、その中で比較的同定が容易なもの。

これらの条件を満たすものとして、ハナゴケ、ウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケを試料とした。ハナゴケは、最も代表的な地衣類の一種で、広義のハナゴケ属に属し、北半球に広く分布する。特に北半球の高緯度地域に多く分布し、食物連鎖を考慮しヨーロッパでは放射性核種の指標種として広く用いられている(Hofmann1993)。またウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケは広義のウメノキゴケ属に属し、盆栽や、大気汚染の指標として用いられる(Hamada1998)など最も日本でなじみの深い種である。これらは大型の葉状地衣類で、日本はもとより北半球、特に温帯に広く分布する種である。

2-2 地衣類の採取および種の同定

試料として、ハナゴケ、ウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケに加え、比較のため、それらの近縁種などを採取した。試料の採取は1997年から1999年にかけて日本各地から行い、土壌に生育している地衣類については手で、また樹皮上や岩上に生育しているものについては手または金属製皮切りナイフにより基物ごと採取した。採取した地衣類は、紙袋に保管し実験室に持ち帰った。

持ち帰った地衣類は、基物や土壌などのゴミを取り除き、純水(Milli-Q Water Purification System)によって精製。比抵抗は約15 M Ω cm。以下、純水とする)で洗浄した。その後、吸湿紙および新聞紙にはさみ、毎日新聞紙を交換しながら約5日間乾燥させて、押し葉標本とした。乾燥した地衣類は、標本袋に移し替え、ラベルをつけ標本として保管した。

表 2.1 ハナゴケ, ウメノキゴケ, マツゲゴケおよびキウメノキゴケの特徴

		特徴
<i>Cladina rangiferina</i> (L.) F.H. Wigg. (ハナゴケ)	生育地	: 低地から高地の地上, 岩上
	地衣体	: 子柄は灰白色, 不同多叉分岐し, 仮軸を形成
	髄層	: K+黄色, P+橙赤色から赤色
	成分	: アトラノリン, フマールプロトセトラール酸
	分布	: 北海道-九州; 北半球, 南米にも記録あり
<i>Parmotrema tinctorum</i> (Nyl.) Hale (ウメノキゴケ)	生育地	: 樹皮上, 岩上
	地衣体	: 大形の葉状, 径 2.5 cm 以上のこともあり 背面は灰白色から灰緑色, 中央部に裂芽あり 腹面の中央部は偽根が散生, 周辺部はなし, 裂片あり
	皮層	: K+黄色
	髄層	: K-, C+赤, P-
	成分	: アトラノリン, レカノール酸
分布	: 本州 (仙台以南) - 沖縄; 朝鮮, 中国大陸, 北米, 暖地	
<i>Rimelia clavulifera</i> (Ras.) Kurok. (マツゲゴケ)	生育地	: 温暖な地方の平地の樹皮上, 岩上
	地衣体	: 背面は灰白色~灰褐色, 径 1.0~2.0 cm に達する 深裂して多数の裂片に分岐, 裂片の先端には頭状のソリア (粉 芽の塊), 葉縁にはシリア (マツゲのように見える菌糸 の集合 体), 背面には網状の白斑と亀裂あり
	髄層	: K+黄色→血赤色, P+深黄色
	成分	: アトラノリン, サラチン酸
	分布	: 本州-九州; タヒチ
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale (キウメノキゴケ)	生育地	: 平地や山地の樹皮上, 岩上
	地衣体	: 大形または中形の葉状, 表面は黄緑色, 粉芽, しわあり 腹面の周辺部には偽根なし
	髄層	: K-, KC-, P+橙赤
	成分	: ウスニン酸, プロトセトラール酸, カペラート酸
分布	: 北海道-九州 (四国・南九州ではまれ); 北半球 (温帯 に広く分布)	

標本の一部を用いて種の同定を行った。一般に地衣類は、同定は難しいがとされているが、種に特有の形態的特徴と種特異性のある地衣成分を同定すれば、専門家でなくても種名は判別することができる。よって、種の同定は形態の観察および地衣成分の検出により行った。また含有成分の検出には呈色反応法、顕微化学的検出法、紫外線照射法、薄層クロマトグラフィー法を併用した。以下用いた同定法について示す。

2-2-1 呈色反応法

呈色反応法は表 2.2 に示すような試薬を地衣体に直接塗ることにより、地衣成分と試薬が反応して見られる呈色反応を用いた方法である。

表 2.2 呈色反応に用いる試薬

Reagent	Symbol
<i>p</i> -Phenylenediamine (2 % ethanolic solution)	P
10 % Potassium hydroxide solution	K
Sodium hypochlorite solution	C

表 2.3 に一般的な地衣成分の呈色反応を示す。この方法により、地衣体中に含まれる地衣成分の推測が可能となり、また簡易的に形態が類似している種の区別に用いることができる。例えば、ワラハナゴケ (*Cladina arbuscula*) とワラハナゴケモドキ (*C. mitis*) は兩種とも子柄は黄色みを帯び、不同多分岐で仮軸をもった見た目ではよく似ている。しかし、Pを用いた呈色反応法によりワラハナゴケはP+橙色(フマールプロトセトラール酸を含む)、ワラハナゴケモドキはP- (フマールプロトセトラール酸なし) となるため区別することができる。

表 2.3 地衣成分の呈色反応 (吉村)

Colored substance (light yellow, lemon yellow, red or orange)	
K+ purple, dark red	Anthraquinones, Terphenylquinones
K-, KC- ^{a)}	Pulvinic acid, Pinastric acid
K-, KC+ ^{a)} yellow	Usnic acid
Colorless substance	
K+ yellow, P+ yellow, orange or red	Atranorin, Norstictic acid, Salazinic acid, Stictic acid, Thamnic acid
K- or K+ brick red, P+ red or yellow	Fumarprotocetraric acid, Psoromic acid, Protocetraric acid
K-, C+ rose or red	Gyrophoric acid, Lecanoric acid
K-, C+ green	Didymic acid, Strepsilin
K-, C-, KC+ ^{a)} rose or red	Alectoronic acid, Lobaric acid
K-, C-, P-, Fe+ ^{b)} red-brown, reddish purple, blue-purple etc.	Barbatic acid, Squamatic acid, Divaricatic acid, Homosekikaic acid, Sekikaic acid, Evernic acid
K-, C-, P-, Fe- ^{b)}	Caperatic acid, Rangiformic acid, Zeorin

a) KC : K followed immediately by C.

b) Fe : This symbol shows Iron-III-chloride (1 % ethanolic solution) . But this work is not used.

2-2-2 顕微化学的検出法

顕微化学的検出法は朝比奈によって開発され、化学分析装置や有機化学の経験がなくて

もできるため、地衣類の含有成分の研究やその分類へ応用されている (Asahina 1950, 1952)。地衣成分をアセトンで抽出し、それを適当な試薬を用いて再結晶させるか、あるいは塩を形成し、その結晶形から地衣成分を決定する方法である。この方法はほとんどの成分に対し有効であり、最も一般的に用いられる。しかし、他の成分の混在などにより結晶の生成が不十分になったり、熟練するのに時間を要するといった欠点を持つ。以下、方法を示す。

アセトンにより地衣体から抽出した地衣成分をスライド・ガラスの上に置き、これに結晶観察用試薬を1滴加え、結晶を析出させた。このとき、結晶観察用試薬として、GE (グリセリン：氷酢酸=1：3)、An (グリセリン：エタノール：アニリン=2：2：1)、oT (グリセリン：エタノール：o-トルイジン=2：2：1)、およびKK (5%水酸化カリウム溶液：20%炭酸カリウム溶液=1：1)を用い、GEを用いるときは、結晶を析出されるためスライド・ガラスをマイクロアルコールランプで加熱した。結晶を析出させた後、顕微鏡下で結晶の形を観察し、地衣成分の同定を行った。成分の同定の一例を表2.4に示す。

表 2.4 顕微化学的検出法によって同定した地衣成分の一例

	Lichen substance (Reagent)
<i>Cladina rangiferina</i>	Fumarprotocetraric acid(GE), Atranorin(oT)
<i>Cladina arbuscula</i>	Fumarprotocetraric acid(GE), Usnic acid(GE)
<i>Parmotrema tinctorum</i>	Atranorin(oT), Lacanoric acid(GE)
<i>Rimelia clavulifera</i>	Atranorin(oT), Salazinic acid(KK)
<i>Flavoparmelia caperata</i>	Usnic acid(GE), Protocetraric acid(oT), Caperatic acid(GE)

2-2-3 紫外線照射法

地衣成分の中には蛍光を発するものがあり、例えばアレクトーロン酸、スカマート酸、ロバール酸、バルバチン酸などである。本研究では、形態は類似しているが成分の異なる2種の地衣を区別するのに本方法を用いた。シヨクダイゴケ (*Cladonia crispata*) は一般的に先太りのラップ状、またはほとんど円柱状の子柄をもち、多くの場合、盃をつけた形態をとる。しかし、本種は形態の変異に富んでおり、北海道美瑛で採取したものは、円柱状で盃がなく、同地で採取したホグロハナゴケ (*Cladonia amaurocraea*) と形態が似ており、形態による区別が難しかった。よって、紫外線照射法によりこれら2種類を分けた。シヨクダイゴケはスカマート酸を含み、ホグロハナゴケはバルバチン酸とそれぞれUV活性な成分を含んでいるが、ホグロハナゴケは子柄のほとんどが皮相で覆われているため、髄層に含まれるバルバチン酸の露出が極めて少なく、肉眼ではこの蛍光は見えない。よってシヨクダイゴケのスカマート酸のUV活性を用いてこれら2種を区別した。

2-2-4 薄層クロマトグラフィー法

薄層クロマトグラフィー法 (以下 TLC 法) は顕微化学的検出法に比べ、手間が容易であるため、多くの試料の分析に適する。よって、本研究では分析試料中に他の種が混在していないかを調べるため、この法を主に用いた。

小試験管に地衣体を入れ、アセトンで浸出した。その抽出液を TLC に毛細管を利用して

スポットし、展開溶媒 B (n-ヘキサン：メチル t-ブチルエーテル：ギ酸=140：72：18) によって展開した。この場合、 R_f 値は温度や湿度等によってかなり変化するため、既知の成分であるアトラノリン、スチクチン酸、ノルスチクチン酸を含むヤマトキゴケ (*Stereocaulon japonicum*) からの抽出溶液を同様にスポットした。展開後、紫外線照射してスポット発色させ、チェックし、その後 10% 硫酸を発色剤として噴霧し、オーブンで加熱して顕色させた。

このようにして得られたクロマトグラフによって各スポットの R_f 値を標準と比較し、またその顕色から成分の同定を行った。

2-2-5 用いた地衣類試料

上記の方法により同定を行い、試料として用いた地衣類試料を表 2.5 に示す。また同表には、標本番号、採取地、採取日、採取者および以後試料名を簡略化するための略号も示した。

表 2.5.1 採取試料一覧

Sample number	Sample code	Species	Japanese name	Sampling date	Sampling location	Altitude (m)	Substratum	Collector
YS-1	C.arb(高遠)	<i>Cladina arbuscula</i>	ワラハナゴケ	97. 6.29	Pref. Nagano: Ca. 4.3 km SW of Lake Chiyoda, Fujisawa, Takato-cho, Kami-ina-gun.	1220	Soil	
YS-2	C.ran(高遠)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	97. 6.29	Pref. Nagano: Ca. 4.3 km SW of Lake Chiyoda, Fujisawa, Takato-cho, Kami-ina-gun.	1220	Soil	
YS-3	F.cap(長谷戸台)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	97. 7. 1	Pref. Nagano: Todai, Hase-mura, Kami-ina-gun.	1040	Stone work	
YS-4	C.arb(池の平)	<i>Cladina arbuscula</i>	ワラハナゴケ	97. 6.29	Pref. Nagano: Ikenodaira, Takato-cho, Kami-ina-gun.	1620	Soil	
YS-6	F.cap(諏訪大社)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	97. 7. 1	Pref. Nagano: Suwataisya-kamisya-maemiya Shrine, Chino-city.	780-840	Stone work	
YS-20	S.exu(入笠牧場)	<i>Stereocaulon exatum</i>	キゴケ	97. 6.29	Pref. Nagano: Nyugasa Pasture Land, NW slope of Mt. Nyukasa, Takato-cho, Kamiina-gun.	1760	Rock	
YS-22	U.lon(入笠山)	<i>Usnea longissima</i>	ナガサルオガセ	97. 6.29	Pref. Nagano: Nyugasa Pasture Land, NW slope of Mt. Nyukasa, Takato-cho, Kamiina-gun.	1760	On bark of <i>Larix kaempferi</i>	
YS-24	C.fur(入笠湿原)	<i>Cladonia furcata</i>	マタゴケ	97. 6.30	Pref. Nagano: Around Nyugasa Marsh, Fujimi-cho, Suwa-gun.	1760	Soil	
YS-25	P.lav(入笠湿原)	<i>Parmelia laevior</i>	テリハゴケ	97. 6.30	Pref. Nagano: Around Nyugasa Marsh, Fujimi-cho, Suwa-gun.	1760	On bark of <i>Larix kaempferi</i>	
YS-33	Ph.py(三ノ輪平)	<i>Phaeophyscia primaria</i>	クロムカデゴケの一種	98.7.1	Pref. Nagano: Minowadaira, Shirakaba-kogen, Tateshina-cho, Kitasaku-gun.	1460-1500	On bark of <i>Larix kaempferi</i>	
YS-36	C.ran (富士奥庭2100:97)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	97. 8.11	Pref. Yamanashi: Okuniwa, Mt. Fuji. Narusawa-mura, Minamitsuru-gun.	2100	Soil	R. Seki
YS-37	C.ste (富士奥庭2100:97)	<i>Cladina stellaris</i>	ミヤマハナゴケ	97. 8.11	Pref. Yamanashi: Okuniwa, Mt. Fuji. Narusawa-mura, Minamitsuru-gun.	2100	Soil	R. Seki
YS-44	C.mit(入笠牧場)	<i>Cladina mitis</i>	ワラハナゴケモドキ	97.6.30	Pref. Nagano: Nyugasa Pasture Land, NW slope of Mt. Nyukasa, Takato-cho, Kamiina-gun.	1760	Soil	
YS-46	C.ran(ひたちなか)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	97. 8.28	Pref. Ibaraki: National government sea side park, Hitachinaka-city.	30	Soil	R. Seki
YS-48	C.car(恐山)	<i>Cladonia carassensis</i> subsp. <i>japonica</i>	ヤマトハナゴケ	97.10.17	Pref. Aomori: Mt. Osorezan, Shimokita-gun.	160	Soil	R. Seki
YS-49	C.vul(恐山)	<i>Cladonia vulcani</i>	イオウゴケ	97.10.17	Pref. Aomori: Mt. Osorezan, Shimokita-gun.	160	Soil	R. Seki
YS-50	C.agg(京都高雄)	<i>Cladonia aggregata</i>	トゲシバリ	97.11. 4	Pref. Kyoto: Takao, Ukyo-ku, Kyoto-city.	150	Soil	R. Seki
YS-52	C.ran (京都左京岩倉)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	97.11.15	Pref. Kyoto: Sakyō-iwakura, Kyoto-city.		Soil	N. Hamada

表 2.5.2 採取試料一覧

Sample number	Sample code	Species	Japanese name	Sampling date	Sampling location	Altitude (m)	Substratum	Collector
YS-53	F.cap(榛名山)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	97.11.19	Pref. Gunma: Lake Haruna, Haruna-cho, Gunma-gun.	1080	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-56	P.tin(吉野山)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	98.3.20	Pref. Nara: Mt. Yoshinozan, Yoshino-cho, Yoshino-gun.	300	On trunks of <i>Prunus yedoensis</i>	R. Seki
YS-57	C.ram(吉野山)	<i>Cladonia ramulosa</i>	ヒメレンゲゴケ	98.3.20	Pref. Nara: Mt. Yoshinozan, Yoshino-cho, Yoshino-gun.	300	Soil	R. Seki
YS-62	L.asi(吉野山)	<i>Leptogium asiaticum</i>	アオキノリ的一种	98.3.20	Pref. Nara: Mt. Yoshinozan, Yoshino-cho, Yoshino-gun.	300	Soil	R. Seki
YS-65	P.tin(白子)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	98.5.19	Pref. Chiba: Koji, Shirako-machi, Chosei-gun.	2	On bark of <i>Pinus</i> sp.	
YS-67	P.tin(つくば北条)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	98.5.22	Pref. Ibaraki: Hojo, Tsukuba-city.	30	On bark of <i>Pinus</i> sp.	
YS-77	C.ram(日立)	<i>Cladonia ramulosa</i>	ヒメレンゲゴケ	98.7.14	Pref. Ibaraki: Miyata-cho, Hitachi-city.	350	Soil	
YS-83	R.cla(西湖)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	98.7.24	Pref. Yamanashi: W side of Lake Saiko, Nenba, Ashiwada-mura, Minamitsuru-gun.	1000	On bark of <i>Carpinus</i> sp.	
YS-86	F.cap(西湖)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	98.7.24	Pref. Yamanashi: W side of Lake Saiko, Nenda, Ashiwada-mura, Minamitsuru-gun.	1000	On bark of <i>Carpinus</i> sp.	
YS-90	C.ama (富士奥庭2300:98)	<i>Cladonia amaurocraea</i>	ホグロハナゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-91	C.ste (富士奥庭2300:98)	<i>Cladina stellaris</i>	ミヤマハナゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-92	C.ran (富士奥庭2300:98)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-93	C.gla (富士奥庭2300:98)	<i>Cladonia gracilis</i> subsp. <i>elongata</i>	ナギナタゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-95	Ce.la (富士奥庭2300:98)	<i>Cetraria laevigata</i>	マキバエイランタイ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-96	S.ves (富士奥庭2300:98)	<i>Stereocaulon vesuvianum</i>	ハイイロキゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Rock	
YS-97	C.ran(富士お中道)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Ochudo, Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2400	Humus	
YS-98	C.ste(富士お中道)	<i>Cladina stellaris</i>	ミヤマハナゴケ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Ochudo, Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2400	Humus	

表 2.5.3 採取試料一覧

Sample number	Sample code	Species	Japanese name	Sampling date	Sampling location	Altitude (m)	Substratum	Collector
YS-99	C.mit(富士お中道)	<i>Cladina mitis</i>	ワラハナゴケモドキ	98.7.25	Pref. Yamanashi: Ochudo, Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2400	Humus	
YS-102	R.cla(筑波神社)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	98.7.23	Pref. Ibaraki: Tsukuba-san shrine, Mt. Tsukuba, Tsukuba-city.	270	Stone work	
YS-105	R.cla(鎌倉峡)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	98.8.22	Pref. Hyogo: Mizukuno, Ikuno, Dojo-cho, Hyogo-ku, Kobe-city.	160	On bark of <i>Prunus</i> sp.	R.Seki
YS-106	C.ran(百丈岩)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.8.22	Pref. Hyogo: Hyakujo-iwa, Dojo-cho, Kita-ku, Kobe-city.	260	Soil	
YS-107	C.agg(百丈岩)	<i>Cladia aggregata</i>	トゲシバリ	98.8.22	Pref. Hyogo: Hyakujo-iwa, Dojo-cho, Kita-ku, Kobe-city.	260	Soil	
YS-110	F.cap(篠山)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	98.8.22	Pref. Hyogo: Sasayama-cho, Taki-gun.	220	On bark of <i>Prunus yedoensis</i>	
YS-111	R.cla(篠山)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	98.8.22	Pref. Hyogo: Sasayama-cho, Taki-gun.	220	On bark of <i>Prunus yedoensis</i>	
YS-112	P.tin(篠山)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	98.8.22	Pref. Hyogo: Sasayama-cho, Taki-gun.	220	On bark of <i>Prunus yedoensis</i>	
YS-115	C.agg(小金ヶ岳)	<i>Cladia aggregata</i>	トゲシバリ	98.8.23	Pref. Hyogo: Mt. Koganegatake, Sasayama-cho, Taki-gun.	650-700	Mosses	
YS-116	C.ran (小金ヶ岳no.116)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.8.23	Pref. Hyogo: Mt. Koganegatake, Sasayama-cho, Taki-gun.	650-700	Mosses	
YS-117	C.ran (小金ヶ岳no.117)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.8.23	Pref. Hyogo: Mt. Koganegatake, Sasayama-cho, Taki-gun.	650-700	Mosses	
YS-119	C.arb(小金ヶ岳)	<i>Cladina arbuscula</i>	ワラハナゴケ	98.8.23	Pref. Hyogo: Mt. Koganegatake, Sasayama-cho, Taki-gun.	650-700	Mosses	
YS-124	C.ran(湯来)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	98.11.6	Pref. Hiroshima: Yagamibara, Yuki-cho, Saeki-gun.	500	Humus	S. Kishida
YS-125	C.agg(東広島)	<i>Cladia aggregata</i>	トゲシバリ	98.11.12	Pref. Hiroshima: Goso, Saijo-cho, Higashi-hiroshima-city.	400	Humus	K. Inou
YS-130	P.tin(東海)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	99.3.5	Pref. Ibaraki: Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun	10	On bark of <i>Pinus densiflora</i>	
YS-131	R.cla(東海)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	99.3.5	Pref. Ibaraki: Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun	10	On bark of <i>Pinus densiflora</i>	

表 2.5.4 採取試料一覧

Sample number	Sample code	Species	Japanese name	Sampling date	Sampling location	Altitude (m)	Substratum	Collector
YS-132	F.cap(東海)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	99.3.5	Pref. Ibaraki: Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun	10	On bark of <i>Pinus densiflora</i>	
YS-135	C.ran(耶馬溪柿坂)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.3.16	Pref. Ohita: Kakisaka, Yabakei-cho, Shimoge-gun.	110	Rock	
YS-136	C.agg(耶馬溪柿坂)	<i>Cladia aggregata</i>	トゲシバリ	99.3.16	Pref. Ohita: Kakisaka, Yabakei-cho, Shimoge-gun.	110	Rock	
YS-137	P.tin(耶馬溪ダム)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	99.3.16	Pref. Ohita: Ca. 3 km S of Yabakei-dum, Yabakei-cho, Shimoge-gun.	110	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-138	R.cla(耶馬溪家籠)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	99.3.16	Pref. Ohita: Egomori, Yabakei-cho, Shimoge-gun.	420	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-140	P.tin(石鎚山)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	99.3.17	Pref. Ehime: Shimodani, Mt. Ishizuchisan, Saijo-city.	440	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-141	R.cla(石鎚山)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	99.3.17	Pref. Ehime: Shimodani, Mt. Ishizuchisan, Saijo-city.	440	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-142	F.cap(石鎚山)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	99.3.17	Pref. Ehime: Shimodani, Mt. Ishizuchisan, Saijo-city.	440	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-145	P.tin(茂原)	<i>Parmotrema tinctorum</i>	ウメノキゴケ	99.6.25	Pref. Chiba: Mobara-park, Dohbyo, Mobara-city.	30	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-146	R.cla(茂原)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	99.6.25	Pref. Chiba: Mobara-park, Dohbyo, Mobara-city.	30	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-151	C.ran(秋田堀川)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.7.13	Pref. Akita: Horikawa, Akita-city.	10	Soil	
YS-152	C.mit(秋田堀川)	<i>Cladina mitis</i>	ワラハナゴケモドキ	99.7.13	Pref. Akita: Horikawa, Akita-city.	10	On bark of <i>Pinus thunbergii</i>	
YS-153	F.cap(秋田堀川)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	99.7.13	Pref. Akita: Horikawa, Akita-city.	10	On bark of <i>Pinus thunbergii</i>	
YS-155	F.cap(秋田藤倉)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	99.7.13	Pref. Akita: Fujikura, Akita-city.	70	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-156	R.cla(秋田藤倉)	<i>Rimelia clavulifera</i>	マツゲゴケ	99.7.13	Pref. Akita: Fujikura, Akita-city.	71	On bark of <i>Prunus</i> sp.	
YS-157	C.ran(美瑛)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.8.3	Pref. Hokaido: En route from Shirogane Hot spring to Mt. Biei-dake, Daisetsu Mts., Kamikawa-gun.	1100	Soil	
YS-158	C.ama(美瑛)	<i>Cladonia amaurocraea</i>	ホグロハナゴケ	99.8.4	Pref. Hokaido: En route from Shirogane Hot spring to Mt. Biei-dake, Daisetsu Mts., Kamikawa-gun.	1100	Soil	

表 2.5.5 採取試料一覧

Sample number	Sample code	Species	Japanese name	Sampling date	Sampling location	Altitude (m)	Substratum	Collector
YS-159	C.mit(美瑛)	<i>Cladina mitis</i>	ワラハナゴケモドキ	99.8.5	Pref. Hokaido: En route from Shirogane Hot spring to Mt. Biei-dake, Daisetsu Mts., Kamikawa-gun.	1100	Soil	
YS-161	C.cri(美瑛)	<i>Cladonia crispata</i>	シヨクダイゴケ	99.8.6	Pref. Hokaido: En route from Shirogane Hot spring to Mt. Biei-dake, Daisetsu Mts., Kamikawa-gun.	1100	Soil	
YS-162	C.ran (富士奥庭2100:99)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2100	Soil	
YS-163	C.ste (富士奥庭2100:99)	<i>Cladina stellaris</i>	ミヤマハナゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2100	Soil	
YS-166	C.ran (富士奥庭2300:99)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-167	C.ste (富士奥庭2300:99)	<i>Cladina stellaris</i>	ミヤマハナゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-168	C.ama (富士奥庭2300:99)	<i>Cladonia amaurocraea</i>	ホグロハナゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-169	C.gla (富士奥庭2300:99)	<i>Cladonia gracilis</i> subsp. <i>elongata</i>	ナギナタゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-170	Ce.la (富士奥庭2300:99)	<i>Cetraria laevigata</i>	マキバエイランタイ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-171	Pe.ap (富士奥庭 2300:99)	<i>Peltigera aphthosa</i>	ヒロハツメゴケ	99.9.12	Pref. Yamanashi: Okuniwa, NW slope of Mt. Fuji, Minamitsuru-gun.	2300	Humus	
YS-174	C.ran(宮島)	<i>Cladina rangiferina</i>	ハナゴケ	99.8.22	Pref. Hiroshima: Miyajima National Botanical Garden of Hitoshima University, Mitsumarukoyama, Miyajima-cho, Saeki-gun.	5	Humus	
YS-175	C.agg(宮島)	<i>Cladia aggregata</i>	トゲシバリ	99.8.22	Pref. Hiroshima: Miyajima National Botanical Garden of Hitoshima University, Mitsumarukoyama, Miyajima-cho, Saeki-gun.	5	Humus	
YS-176	C.cri(白根山)	<i>Cladonia crispata</i>	シヨクダイゴケ	99.9.8	Pref. Tochigi: Mt. Shirane, Nikko-city.	2360	Soil	M. Higuchi
YS-177	C.mit(五色沼)	<i>Cladina mitis</i>	ワラハナゴケ	99.9.7	Pref. Tochigi: Goshiki-numa, Nikko-city.	2150	Soil	T. Arikawa
YO-4495	F.cap(高野山)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	キウメノキゴケ	99.4.1	Pref. Wakayama: En route from Ichinobashi to Okunoin, Mt. Koya.	800	Stone work	Y. Ohmura

2-3 機器中性子放射化分析

地衣体中の安定元素の定量には、非破壊で多元素同時分析が可能な機器中性子放射化分析を用いた。まず、押し葉標本として保管しておいた地衣類試料を再び洗浄、凍結乾燥し、粉碎して均一化した。その後、ポリ袋に二重封入し、立教大学原子力研究所および日本原子力研究所で照射した。照射後、各試料ごとに γ 線測定し、比較標準試料との比較法によって定量した。

中性子放射化分析は、原子炉中の (n, γ) 反応による放射化を利用したもので、試料中の各核種が原子炉内でそれぞれ固有の断面積で中性子を吸収し放射化し、その放射能を測定することにより、もとの核種量がわかるという原理に基づいている。照射前後を通じて全く化学分析を行うことなく定量する「機器中性子放射化分析(Instrumental Neutron Activation Analysis:INAA)と、照射前あるいは照射後に化学分離・濃縮等の操作を含めて定量する「放射化学的中性子放射化分析(Radiochemical Neutron Activation Analysis:RNAA)があり、前者は、試料をそのままの状態でも照射・測定するため、非破壊放射化分析とも呼ばれる。

機器中性子放射化分析の特徴としては、

- ① あらゆる組成の試料に対して、特に化学的狀態を考慮することなく、一度に多数の元素の存在量に関する情報が得られる。
- ② 多くの元素に対して高感度の分析法である。しかし、元素によりこの分析精度は大きく異なる。
- ③ 分析精度や再現性は必ずしも高くないが、非破壊法のため前処理による精度の低下を防ぐことができるので、微量分析における精度や再現性はむしろ高い方である。
- ④ 類似した化学的性質をもつ元素の干渉を避けることができる。例えば、希土類、アルカリ元素など相互に干渉する元素が共存しても、個々の元素を定量することができる。
- ⑤ 一度分析に利用した試料も、放射能減衰後他の分析に利用可能である。
- ⑥ 原子炉のような大型の中性子源と放射線測定装置が必要となり、費用や地理的条件などの制約を受ける。
- ⑦ 元素分析には適するが、原子価や分子形といった化学形の情報得られない。

以上のような特徴を持つ機器中性子放射化分析は、極めて感度が良く、非破壊でしかも多元素が同時に定量できるため、考古学、環境科学、医学および工業製品等の広い分野の微量分析法として応用されている。特に、植物試料では試料の完全かつ確実に分解するには、非常に困難でまた時間がかかるので、ICP-MSなどの破壊操作を必要とする分析法は適当でない。したがって、本研究のような植物試料を扱うには非破壊分析法が好ましく、本研究では機器中性子放射化分析を用いて元素の定量を行った。

2-3-1 分析試料の前処理と調製

分析試料を作成するため、地衣類を標本から適量とり、再び純水で洗浄した。試料をラップに包み半日冷凍庫で予備冷凍した後、3日間凍結乾燥を行った。凍結乾燥後、ラップに包んだまま、手をつぶして粉末にした後、樹枝状地衣類はさらに乳鉢、乳棒で粉碎し、

また葉状地衣類はコーヒー用ミルを用いて粉碎した。粉碎した地衣類は、ポリ袋で二重封入し、各試料とも短時間照射と長時間照射の2種類のサンプルを作成した。封入量については表 2-6 に示す。また分析精度を確認するために、環境標準試料である National Bureau of Standards (以下 NBS) の Pine needles(NBS-1575), Orchard leaves(NBS-1571)および International Atomic Energy Agency (以下 IAEA) の Lichen(IAEA-336)を同様に封入し試料とした。

表 2-6 短時間照射試料と長時間照射試料の封入量

Irradiation	Sample	Sample weight (g)
Short	Fruticose lichen	0.2
	Foliose lichen and environmental standard	0.15
Long	All lichen and environmental standard	0.2

定量を比較法で行うため、既知の溶液を濾紙に滴下した比較標準試料を作成した。放射化分析は原子核の性質に基づくため、試料の形態の影響を全く関与しないように思われるが、照射中における試料の自己遮蔽、あるいは測定時の自己吸収や幾何学的配置の影響を受ける。したがって、本研究では試料と組成が似る濾紙を比較標準試料として用いた。

比較標準試料の溶液は、原子吸光分析用標準溶液（和光純薬製）と試薬を純水に溶解させたものを用いた。これらの溶液を適量濾紙に滴下し、デシケーターで乾燥後、試料と同様ポリ袋に二重封入した。比較標準試料の濃度、調製法および作成法を表 2-7 に示す。また、試料と比較標準試料を別々に照射するため、各々の照射状況の補正を行う必要がある。よって、フラックスモニターとして金の原子吸光用標準溶液（和光純薬製）を比較標準試料と同様に作製したものを用い、各々の試料および比較標準試料とともに照射した。

表 2-7 比較標準試料およびフックスモニターの濃度, 調整法および作成法

	Concentration		Method of adjusting	Method of dropping and drying
	(μ g)	(ppm)		
Na	393		Weighed NaCl (1.000 g) is added to the purified water and diluted to 100 ml.	One hundred μ l of standard solution is dropped on 4 sheets of filter paper (1.5 cm \times 1.5 cm). Then these papers are dried up them in the desiccator for 2 days.
Cl	607	10000		
K	524	10000	Weighed KCl (1.000 g) is added to the purified water and diluted to 100 ml.	
I	7.64	100	Weighed KI (1.000 g) is added to 6 ml of 1 M KOH, 3 ml of 1 M K ₂ SO ₃ and the purified water and diluted to 100 ml. The solution is diluted up to 100 times with the purified water.	
Br	6.71	100	Weighed KBr (1.000 g) is added purified water and fixed 100 ml. The solution is diluted up to 100 times with the purified water.	
Al	100	1000	Standard solution for atomic absorption spectrometry (Wako)	
Mg				
Fe				
Cr				
Cu				
Co				
As				
Ti				
Ca				
Mn	10	100	Standard solution (1000 ppm) for atomic absorption spectrometry is diluted up to 100 times with the purified water.	
V	5	100	Standard solution (1000 ppm) for atomic absorption spectrometry is diluted up to 100 times with the purified water.	Fifty μ l of standard solution is dropped on 3 sheets of filter paper (1.5 cm \times 1.5 cm). Then the same as above.
Au	50	1000	Standard solution for atomic absorption spectrometry (Wako)	Fifty μ l of standard solution is dropped on the filter paper (2.5 cm \times 2.5 cm). These papers are dried up it by the infrared lamp and then dried in the desiccator for 1 day.

2-3-2 放射化分析の実際

中性子照射は、神奈川県横須賀市の立教大学原子力研究所の原子炉 (TRIGA-II) で行った。照射は放射化分析を効率的に、よりよい精度で行うため1時間の長時間照射 (F 孔 : 熱中性子束 $0.9 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$) および5分間の短時間照射 (RSR 孔 : 熱中性子束 $5.0 \times 10^{11} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$) の2種類の照射を行った。長時間照射では、地衣類試料、環境標準試料および比較標準試料を一緒にポリエチレン製照射キャプセルに入れ、また短時間照射では、地衣類試料、環境標準試料および比較標準試料をそれぞれフラックスモニターとともにポリエチレン製照射キャプセルに入れ照射した。照射後、長時間照射試料はキャプセルから取り出し、鉛コンテナに入れ、筑波大学アイソトープセンターに持ち帰った。持ち帰った試料は、外側のポリ袋を交換し測定試料とした。また短時間照射試料については、照射後すぐに立教大学原子力研究所の測定室で、同様に外側のポリ袋を交換し測定を行った。

短時間照射試料した試料は、立教大学原子力研究所の Ge 半導体検出器 TD-1 (相対効率 12.2 % : SEIKO ORTEC 製), TD-3 (相対効率 35.5 % : SEIKO ORTEC 製) または TD-5 (相対効率 18.9 % : GAMMA-TEC 製) と 4096 チャンネル波高分析器 (TOSHIBA 製) を組み合わせた γ 線スペクトロメトリーで測定した。測定時、試料は測定台に取り付け、検出器との間を 3 cm 離して測定し、ただし、試料の放射能が高く、不感時間が 10 % 以上になった場合、試料と検出器の距離を適当な距離まで離して測定を行った。また翌日、筑波大学アイソトープセンターにて Ge 半導体検出器 GeM-15180-P (相対効率 15.3 % : SEIKO ORTEC 製) または GeM-30195-S (相対効率 32.1 % : SEIKO ORTEC 製) と 2048 チャンネル波高分析器 (CANBERRA SERIES 35 または 35 PLUS : Canberra Industries 製) を用いた γ 線スペクトロメトリーで再び測定を行った。このとき試料はアクリル製の円筒試料台の上に置き測定した。

長時間照射試料はアイソトープセンターで約 5 日間および約 30 日冷却後、短時間照射試料同様測定した。表 2-8 に照射、測定条件および分析核種を示す。

表 2-8 照射、測定条件および分析核種

	Irradiation time	Cooling time	Measuring time	Measuring place	Nuclides
RSR	300 s	300 s	300 s	Rikkyo ^{a)}	^{24}Na , ^{27}Mg , ^{28}Al , ^{38}Cl , ^{49}Ca , ^{52}V , ^{56}Mn , ^{128}I , ^{42}K , ^{76}As , ^{80}Br
			1000 s	RIC ^{b)}	^{82}Br
F-ring	1 h	4 d ~ 40 d	10,000 s ~ 30,000 s	RIC	^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{60}Co

a) Rikkyo: Institute for Atomic Energy, Rikkyo University

b) RIC: Radioisotope Center at University of Tsukuba

図 2-1 に代表的な地衣試料（ヤマトハナゴケ）の γ 線スペクトルを示す。横軸は γ 線のエネルギーを、縦軸はチャンネルごとの γ 線の計数値を対数値で示す。各元素の定量には図中のピークを用い、比較標準試料との比較法により行った。用いた核種、その核種の半減期および γ 線エネルギーなどを表 2-9 に示す。

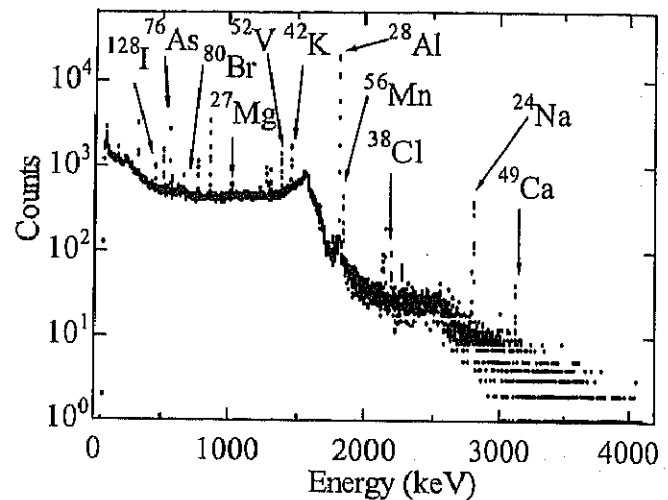


図 2-1 立教大学で 5 分間照射した C.car (恐山) の γ 線スペクトル

表 2-9 定量に用いた核種、その半減期、 γ 線エネルギーおよび中性子捕獲断面積

Nuclide	Half-life e	Isotopic abundance (%)	γ -ray energy (10^3 keV)	Emission rate (%)	Activation cross section (b: 10^{-24} cm 2)
^{24}Na	15.02 h	100	2.754	99.9	0.531
^{27}Mg	9.458 m	11.01	1.014	28.0	50.3×10^{-3}
^{28}Al	2.241 m	100	1.779	100	0.231
^{38}Cl	37.24 m	24.23	2.167	42.4	0.433
^{42}K	12.36 h	6.7302	1.525	18.1	1.46
^{49}Ca	8.715 m	0.187	3.083	100	1.09
^{51}Ti	5.76 m	5.4	0.320	93.1	0.179
^{52}V	3.743 m	99.750	1.434	100	4.9
^{51}Cr	27.70 d	4.345	0.320	10.1	15.9
^{56}Mn	2.579 h	100	1.811	27.2	13.4
^{59}Fe	44.50 d	0.28	1.292	43.2	1.3
^{60}Co	5.271 y	100	1.333	100	37.18 ± 0.06
^{66}Cu	5.088 m	30.83	1.039	7.4	2.17
^{76}As	26.32 h	100	0.559	45.0	4.5
^{80}Br	17.68 m	50.69	0.616	6.7	11.0 ± 0.7
^{82}Br	35.30 h	49.31	0.619	43.4	0.26
^{128}I	24.99 m	100	0.433	16.9	6.2

その結果各検出器の計数効率関数 ε はエネルギーを E とすると下記の通りであり、その式より求めた各元素の計数効率を表 2-10 にまとめた。

$$\text{TD-1} : \varepsilon = \exp(-1.14 \times 10^{-3} \times E - 4.20) \quad (4.2.1)$$

$$\text{TD-3} : \varepsilon = \exp(-1.02 \times 10^{-3} \times E - 3.24) \quad (4.2.2)$$

$$\text{TD-5} : \varepsilon = \exp(-1.30 \times 10^{-3} \times E - 3.71) \quad (4.2.3)$$

表 2-10 立教大学各測定器の検出効率

Nuclide	γ -ray energy (10^3 keV)	Efficiency (%) ^{a)}		
		TD1	TD3	TD5
²⁴ Na	2.754	0.0649	0.236	0.0682
²⁷ Mg	1.014	0.472	1.39	0.655
²⁸ Al	1.779	0.197	0.638	0.242
³⁸ Cl	2.167	0.127	0.429	0.146
⁴² K	1.525	0.264	0.827	0.337
⁴⁹ Ca	3.083	0.0446	0.169	0.0445
⁵¹ Ti	0.320	1.04	2.83	1.61
⁵² V	1.434	0.292	0.907	0.379
⁵⁶ Mn	1.811	0.190	0.618	0.232
⁶⁶ Cu	1.039	0.459	1.36	0.634
⁷⁶ As	0.559	0.793	2.21	1.18
⁸⁰ Br	0.616	0.743	2.09	1.10
¹²⁸ I	0.433	0.915	2.52	1.39

a) Efficiency at the distance of 3 cm from detector.

また Au のフラックスモニターにより、RSR 孔の熱中性子束を求めた結果、 $4.95 \times 10^{11} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ と報告値($5.0 \times 10^{11} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$)とよく一致し、原子炉運転中による熱中性子束の揺らぎはほとんどないことが確認できた。

2-4 長半減期核種を用いた機器中性子放射化分析

2-4-1 照射試料の準備

セシウム安定同位元素である ¹³³Cs および Co, Fe を定量するため、機器中性子放射化分析による多元素同時分析用の試料として粉碎したものをを用いた。これら粉末試料を再び 1 日間冷凍庫で予備凍結後 3 日間凍結乾燥し、約 0.2 g をポリ袋に二重封入して照射試料とした。また分析精度を確認するため、環境標準試料である Lichen (IAEA-336) を同様に封入し試料とした。

定量は多元素分析と同様比較標準試料との比較法で行い、定量元素はセシウムだけでなくコバルト、鉄についても行った。比較標準試料は多元素分析と同様に原子吸光分析用標準溶液（和光純薬製）を表 4.7 のように調製し作成した。

表 2-11 比較標準試料の濃度，調整法および作成法

	Concentration		Method of adjusting	Method of dropping and drying
	(μg)	(ppm)		
Cs	0.1	1	One thousand ppm of standard solution for atomic absorption spectrometry is diluted up to 100 times with the purified water. Moreover the solution is diluted up to 10 times.	One hundred μl of standard solution is dropped on 4 sheets of filter paper (1.5 cm \times 1.5 cm). Then these papers are dried up them in the desiccator for 2 days.
Co				
Fe	100	1000	Standard solution for atomic absorption spectrometry	

2-4-2 日本原子力研究所における中性子照射

上記の手順で作成した地衣類試料，環境標準試料および比較標準試料をポリエチレン製照射キャプセルに入れ，茨城県東海村の日本原子力研究所原子炉 (JRR-3M) 気送管 (PN-1 : 熱中性子束 $6 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) により 20 分間の中性子照射を行った。照射試料は 19 日後日本原子力研究所から，筑波大学アイソトープセンターに持ち帰り，外側のポリ袋を交換して測定用試料とした。

測定は照射から約 20 日後筑波大学アイソトープセンターの Ge 半導体検出器と 2048 チャンネル波高分析器を用いた γ 線スペクトロメトリーによって行った。測定時間は 7100 ~ 10000 秒で，多元素分析同様解析ソフトにてピーク面積を計算し，比較標準試料との比較法により定量を行った。図 2-2 に定量に用いたピークを示す。また用いた核種，その核種の半減期および γ 線エネルギーなどを表 2-12 に示す。

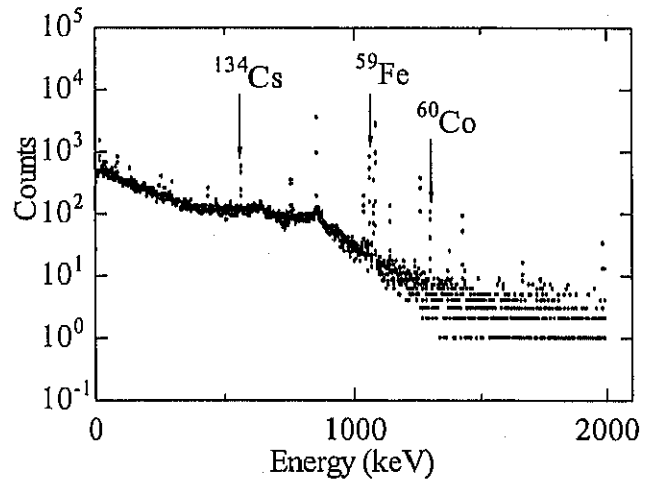


図 2-2 日本原子力研究所で照射した C.ran (美瑛) の γ 線スペクトル

表 2-12 定量に用いた核種，その半減期， γ 線エネルギーおよび中性子捕獲断面積

Nuclide	Half-life	Isotopic abundance (%)	γ -ray energy (10^3 keV)	Emission rate (%)	Activation cross section ($\text{b} \cdot 10^{-24} \text{ cm}^2$)
^{59}Fe	44.50 d	0.28	1.292	43.2	1.3
^{60}Co	5.271 y	100	1.333	100	37.18 ± 0.06
^{134}Cs	2.065 y	100	0.796	85.5	29 ± 1.5

2-5 地衣体の元素濃度

γ 線測定により得られた、各照射試料の定量結果を表に示す。表 5.1~5.6 は、立教大学原子力研究所で照射した試料についてナトリウムをはじめとする 15 元素の定量結果を示す。また表 5.7 は日本原子力研究所で照射した試料の結果を示す。表中の誤差は測定時の計数誤差と実験誤差(10 %)をあわせたものであり、定量できなかった元素については検出限界値を示した。検出限界値は対象とする γ 線ピーク部のバックグラウンド計数の平方根を 3 倍した値から算出した。また鉄とコバルトについては立教大学および日本原子力研究所で定量を行っているため、以下日本原子力研究所の照射試料から得られた定量値には Cs(J), Fe(J), Co(J)と記し、立教大学で照射した試料の定量値と区別する。

表 2-12 立教大学原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

	Na	Mg	Al($\times 10^3$)	K($\times 10^3$)	Ca($\times 10^3$)	V	Cr	Fe (unit: ppm)
C.car (恐山)	282 \pm 30	275 \pm 54	0.96 \pm 0.10	<1.21	0.096 \pm 0.019	2.32 \pm 0.24	<10.2	833 \pm 145
C.vul (恐山)	191 \pm 20.	398 \pm 66.	0.906 \pm 0.091	2.63 \pm 0.54	0.26 \pm 0.04	3.52 \pm 0.36	<3.61	403 \pm 82
C.ram (日立)	158 \pm 18	356 \pm 74.	0.627 \pm 0.063	1.00 \pm 0.44	0.67 \pm 0.11	1.26 \pm 0.14	<2.73	667 \pm 148
C.ram (吉野)	217 \pm 25	979 \pm 159	1.08 \pm 0.11	1.56 \pm 0.62	3.54 \pm 0.54	1.32 \pm 0.17	-	772 \pm 111
C.cri (美瑛)	248 \pm 26	289 \pm 46	0.665 \pm 0.067	0.995 \pm 0.287	0.231 \pm 0.037	0.99 \pm 0.11	<3.70	634 \pm 130
C.cri (白根山)	631 \pm 65.	895 \pm 144	2.77 \pm 0.28	2.11 \pm 0.80	0.96 \pm 0.16	3.66 \pm 0.39	<5.30	1100 \pm 188
C.ama (美瑛)	169 \pm 18	225 \pm 41	0.551 \pm 0.055	0.76 \pm 0.27	0.237 \pm 0.038	0.861 \pm 0.094	<3.79	357 \pm 85
C.ama (富士奥庭2300:'98)	209 \pm 23.	573 \pm 111	0.953 \pm 0.096	1.17 \pm 0.54	1.30 \pm 0.21	2.53 \pm 0.27	0.71 \pm 0.27	517 \pm 83.
C.ama (富士奥庭2300:'99)	89 \pm 10.	422 \pm 79.	0.418 \pm 0.042	0.90 \pm 0.45	1.02 \pm 0.17	1.05 \pm 0.12	<3.57	145 \pm 33.
C.gra (富士奥庭2300:'98)	113 \pm 13.	402 \pm 96.	0.640 \pm 0.065	0.762 \pm 0.313	1.36 \pm 0.23	1.27 \pm 0.19	<1.10	371 \pm 64
C.gra (富士奥庭2300:'99)	110 \pm 13	484 \pm 87	0.548 \pm 0.055	1.38 \pm 0.50	1.76 \pm 0.28	1.29 \pm 0.14	<2.51	302 \pm 83
C.ste (富士奥庭2100:'97)	269 \pm 28	573 \pm 76.	0.849 \pm 0.085	1.07 \pm 0.33	0.81 \pm 0.10	2.55 \pm 0.26	<5.31	725 \pm 179
C.ste (富士奥庭2100:'99)	143 \pm 16.	408 \pm 82.	0.528 \pm 0.053	<1.37	0.569 \pm 0.098	1.27 \pm 0.14	<3.32	236 \pm 58.
C.ste (富士奥庭2300:'98)	157 \pm 18	450 \pm 83	0.694 \pm 0.070	1.12 \pm 0.53	0.60 \pm 0.10	1.72 \pm 0.19	0.66 \pm 0.35	584 \pm 94.
C.ste (富士奥庭2300:'99)	141 \pm 16	419 \pm 81	0.613 \pm 0.062	1.12 \pm 0.51	0.65 \pm 0.11	1.47 \pm 0.16	<2.41	428 \pm 103
C.ste (富士お中道)	297 \pm 32	620 \pm 113	2.00 \pm 0.20	<2.77	1.00 \pm 0.16	3.86 \pm 0.40	<2.62	613 \pm 103
C.ran (美瑛)	393 \pm 40.3	396 \pm 75.9	1.51 \pm 0.151	1.74 \pm 0.428	0.418 \pm 0.0654	2.79 \pm 0.289	<4.64	(1.29 \pm 0.24) $\times 10^3$
C.ran (秋田堀川)	409 \pm 42	717 \pm 97	1.45 \pm 0.15	2.46 \pm 0.51	0.532 \pm 0.080	2.20 \pm 0.23	<5.78	(1.21 \pm 0.23) $\times 10^3$
C.ran (ひたちなか)	132 \pm 14	446 \pm 72	1.59 \pm 0.16	0.61 \pm 0.35	0.355 \pm 0.049	2.06 \pm 0.22	<2.04	(1.21 \pm 0.26) $\times 10^3$
C.ran (高遠)	525 \pm 54.	915 \pm 132	1.53 \pm 0.15	<1.72	1.37 \pm 0.17	5.36 \pm 0.54	6.7 \pm 1.4	(1.25 \pm 0.25) $\times 10^3$
C.ran (富士奥庭2100:'97)	228 \pm 23.	422 \pm 60.	0.637 \pm 0.064	1.55 \pm 0.36	0.83 \pm 0.10	1.80 \pm 0.18	<5.30	472 \pm 116
C.ran (富士奥庭2100:'99)	133 \pm 15.	457 \pm 85	0.459 \pm 0.046	<1.49	0.88 \pm 0.15	1.02 \pm 0.13	<4.10	260 \pm 60
C.ran (富士奥庭2300:'98)	146 \pm 17	373 \pm 85	0.477 \pm 0.048	1.76 \pm 0.65	0.71 \pm 0.12	1.07 \pm 0.12	0.84 \pm 0.31	267 \pm 47.
C.ran (富士奥庭2300:'99)	142 \pm 16	383 \pm 79	0.475 \pm 0.048	<1.40	0.85 \pm 0.14	0.90 \pm 0.12	<3.05	247 \pm 40.
C.ran (富士お中道)	84. \pm 10.	284 \pm 62.	0.651 \pm 0.065	1.33 \pm 0.62	0.600 \pm 0.098	0.94 \pm 0.11	<2.69	817 \pm 130
C.ran (京都左京岩倉)	208 \pm 22	591 \pm 82.	0.752 \pm 0.075	1.59 \pm 0.44	0.501 \pm 0.066	1.44 \pm 0.15	<5.57	408 \pm 78.
C.ran (百丈岩)	310 \pm 32.	555 \pm 81.	1.42 \pm 0.14	0.75 \pm 0.35	0.673 \pm 0.098	1.59 \pm 0.17	<8.46	(1.56 \pm 0.46) $\times 10^3$

-: not detected

表 2-13 立教大学原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

	Na	Mg	Al($\times 10^3$)	K($\times 10^3$)	Ca($\times 10^3$)	V	Cr	Fe (unit: ppm)
C.ran (小金ヶ岳no.116)	136 \pm 15	510 \pm 93	1.46 \pm 0.15	<2.63	0.409 \pm 0.071	1.65 \pm 0.19	<2.47	456 \pm 81.
C.ran (小金ヶ岳no.117)	136 \pm 15.	543 \pm 102	0.832 \pm 0.083	1.72 \pm 0.69	0.216 \pm 0.044	1.93 \pm 0.21	<5.75	521 \pm 97.
C.ran (湯来)	230 \pm 25	441 \pm 97	1.52 \pm 0.15	2.46 \pm 0.89	0.262 \pm 0.049	0.98 \pm 0.13	<2.53	479 \pm 84.
C.ran (宮島)	188 \pm 20.	431 \pm 85.	0.983 \pm 0.099	1.27 \pm 0.49	0.366 \pm 0.065	0.43 \pm 0.22	<4.30	834 \pm 175
C.ran (耶馬溪柿坂)	122 \pm 13	452 \pm 69	1.17 \pm 0.12	1.28 \pm 0.37	0.448 \pm 0.059	1.38 \pm 0.14	<2.62	433 \pm 86
C.arb (高遠)	101 \pm 12	516 \pm 89	0.45 \pm 0.45	<1.29	0.96 \pm 0.16	0.670 \pm 0.088	2.59 \pm 0.68	330 \pm 88.
C.arb (池の平)	164 \pm 17.	701 \pm 86	0.296 \pm 0.030	1.00 \pm 0.29	1.52 \pm 0.19	0.457 \pm 0.056	<2.91	200 \pm 55
C.arb (入笠山)	167 \pm 18	686 \pm 88.	0.454 \pm 0.046	1.15 \pm 0.33	1.18 \pm 0.15	0.787 \pm 0.090	<3.83	249 \pm 77
C.arb (小金ヶ岳)	90 \pm 11	343 \pm 62	0.565 \pm 0.057	1.85 \pm 0.63	0.241 \pm 0.045	0.680 \pm 0.085	<1.84	282 \pm 59
C.mit (美瑛)	297 \pm 28.	376 \pm 56	0.851 \pm 0.085	1.71 \pm 0.38	0.384 \pm 0.058	2.53 \pm 0.26	<4.07	760 \pm 151
C.mit (秋田堀川)	424 \pm 43.5	846 \pm 120	1.65 \pm 0.165	1.55 \pm 0.420	0.787 \pm 0.115	3.31 \pm 0.340	<5.37	(1.37 \pm 0.254) $\times 10^3$
C.mit (五色沼)	504 \pm 53	784 \pm 140	1.78 \pm 0.18	<2.21	0.86 \pm 0.14	2.42 \pm 0.26	<4.50	783 \pm 104
C.mit (入笠牧場)	495 \pm 52	(1.30 \pm 0.22) $\times 10^3$	2.71 \pm 0.27	<2.26	1.30 \pm 0.21	6.98 \pm 0.72	<5.18	(1.73 \pm 0.22) $\times 10^3$
C.mit (富士お中道)	186 \pm 21	576 \pm 96.	1.17 \pm 0.12	<2.30	0.88 \pm 0.14	2.05 \pm 0.22	<2.25	360 \pm 70
C.fur (入笠湿原)	108 \pm 13	512 \pm 82.	0.175 \pm 0.018	1.05 \pm 0.48	0.97 \pm 0.16	0.415 \pm 0.065	-	65. \pm 24
C.agg (京都高雄)	563 \pm 6.2	278 \pm 45	0.177 \pm 0.018	0.42 \pm 0.19	0.588 \pm 0.084	0.222 \pm 0.035	<5.19	323 \pm 159
C.agg (百丈岩)	111 \pm 12	260 \pm 47	0.614 \pm 0.062	1.15 \pm 0.24	-	0.80 \pm 0.09	<1.77	(1.65 \pm 0.48) $\times 10^3$
C.agg (小金ヶ岳)	66.8 \pm 8.2	342 \pm 64	0.383 \pm 0.039	<1.82	0.63 \pm 0.10	0.448 \pm 0.074	<2.26	253 \pm 58.
C.agg (東広島)	170 \pm 19.	323 \pm 79.	1.31 \pm 0.13	1.55 \pm 0.83	0.222 \pm 0.044	1.14 \pm 0.14	<4.65	844 \pm 142
C.agg (宮島)	173 \pm 19.	397 \pm 76.	0.734 \pm 0.074	0.83 \pm 0.55	0.393 \pm 0.071	1.27 \pm 0.14	<5.22	302 \pm 50
C.agg (耶馬溪柿坂)	288 \pm 30	801 \pm 115	3.11 \pm 0.31	1.03 \pm 0.44	0.653 \pm 0.087	3.52 \pm 0.36	<3.03	(1.21 \pm 0.20) $\times 10^3$
Ce.la (富士奥庭2300:98)	268 \pm 29.	296 \pm 70	0.215 \pm 0.022	1.50 \pm 0.51	0.72 \pm 0.12	0.433 \pm 0.073	<0.595	184 \pm 37.
Ce.la (富士奥庭2300:99)	272 \pm 26	372 \pm 69.	0.316 \pm 0.032	2.06 \pm 0.67	1.24 \pm 0.20	0.684 \pm 0.090	<3.58	120 \pm 51
Ulon (入笠牧場)	230 \pm 24.	983 \pm 120	0.206 \pm 0.021	1.01 \pm 0.32	3.30 \pm 0.40	0.592 \pm 0.071	<4.07	253 \pm 51
S.exu (入笠湿原)	804 \pm 83	(1.82 \pm 0.25) $\times 10^3$	3.54 \pm 0.36	<2.74	2.20 \pm 0.28	9.15 \pm 0.93	<1.33	(3.96 \pm 0.68) $\times 10^3$
S.ves (富士奥庭2300:98)	348 \pm 37.	608 \pm 127	1.55 \pm 0.16	<2.12	0.63 \pm 0.11	3.79 \pm 0.40	<1.33	(1.41 \pm 0.22) $\times 10^3$

-: not detected

表 2-14 立教大学原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

	Co	Mn	As	Cl	Br	I	Cu	Ti
C.car (恐山)	-	10.1 ±1.1	390±40	20.2 ±3.1	<0.609	-	-	-
C.vul (恐山)	-	11.9 ±1.3	10.4±3.9	25.1 ±3.4	<0.678	-	-	-
C.ran (日立)	0.120 ±0.058	14.0 ±1.5	<10.7	28.5 ±4.1	8.3 ±1.3	-	8.98 ±2.87	-
C.ran (吉野)	0.524 ±0.073	57.9 ±6.0	<17.5	58.1 ±8.6	1.64 ±0.65	-	-	-
C.cri (美瑛)	0.38 ±0.14	13.2 ±1.38	<6.05	75.6 ±8.3	0.70 ±0.32	0.423 ±0.073	<1.71	43.3 ±6.8
C.cri (白根山)	0.439 ±0.080	27.2 ±2.9	<12.6	63.7 ±8.3	2.56 ±0.92	1.31 ±0.29	<4.12	92. ±14.
C.ama (美瑛)	0.42 ±0.16	10.4 ±1.1	<5.27	57.4 ±6.3	0.98 ±0.24	0.350 ±0.084	2.5 ±1.5	40.9 ±6.9
C.ama (富士奥庭2300:'98)	0.238 ±0.053	120 ±12.	<18.6	18.0 ±3.6	1.50 ±0.89	-	<2.89	-
C.ama (富士奥庭2300:'99)	0.185 ±0.047	67.0 ±6.9	<11.7	19.7 ±3.5	<1.06	<0.466	<2.56	21.8 ±7.0
C.gra (富士奥庭2300:'98)	0.219 ±0.051	132 ±14	<18.9	37.8 ±6.2	1.24 ±0.23	-	9.3 ±4.6	-
C.gra (富士奥庭2300:'99)	0.290 ±0.072	101 ±10.	<13.9	66.8 ±8.2	<3.31	0.44 ±0.17	<2.91	28.1 ±7.3
C.ste (富士奥庭2100:'97)	0.33 ±0.15	30.8 ±3.2	<8.27	22.3 ±2.9	7.5 ±1.1	-	-	-
C.ste (富士奥庭2100:'99)	<0.137	30.1 ±3.1	<9.50	21.1 ±3.2	<2.12	0.37 ±0.15	<2.68	49.0 ±7.7
C.ste (富士奥庭2300:'98)	0.136 ±0.050	54.2 ±5.6	<14.4	15.3 ±2.9	<1.71	-	4.0 ±2.6	-
C.ste (富士奥庭2300:'99)	0.194 ±0.060	32.0 ±3.3	<9.93	17.6 ±2.9	<1.64	0.39 ±0.19	<2.74	56.7 ±9.2
C.ste (富士お中道)	0.322 ±0.077	33.5 ±3.5	<14.5	15.7 ±3.2	<1.27	0.32 ±0.19	<4.06	-
C.ran (美瑛)	0.994 ±0.22	18.2 ±1.9	<7.66	85.7 ±9.4	1.08 ±0.37	0.323 ±0.092	4.1 ±2.3	129 ±16
C.ran (秋田堀川)	0.51 ±0.19	44.7 ±4.6	<8.70	27.2 ±3.8	0.680 ±0.50	1.62 ±0.21	<2.32	86.6 ±8.9
C.ran (ひたちなか)	0.165 ±0.082	45.9 ±4.7	<9.26	22.1 ±3.2	2.47 ±0.56	3.97 ±0.48	<2.40	-
C.ran (高遠)	0.27 ±0.13	22.1 ±2.3	<12.6	7.9 ±2.3	7.7 ±1.3	-	-	-
C.ran (富士奥庭2100:'97)	0.342 ±0.082	42.6 ±4.3	<8.21	15.2 ±2.2	9.5 ±1.3	-	-	-
C.ran (富士奥庭2100:'99)	0.237 ±0.064	135 ±14	<15.5	26.3 ±4.1	<2.42	0.50 ±0.23	5.1 ±2.3	22.9 ±6.9
C.ran (富士奥庭2300:'98)	0.222 ±0.048	78.1 ±8.1	<15.9	15.8 ±3.0	0.78 ±0.66	-	4.5 ±2.3	-
C.ran (富士奥庭2300:'99)	0.122 ±0.047	72.0 ±7.4	<12.3	13.5 ±2.4	<3.01	0.44 ±0.17	<2.67	16.2 ±6.5
C.ran (富士お中道)	0.260 ±0.066	24.6 ±2.6	<10.6	10.2 ±2.1	<0.962	0.69 ±0.18	<2.65	-
C.ran (京都左京岩倉)	-	64.4 ±6.5	<6.88	27.2 ±5.5	3.32 ±0.73	-	-	-
C.ran (百丈岩)	0.609 ±0.067	35.3 ±3.6	<8.35	20.4 ±3.1	7.10 ±0.88	0.79 ±0.15	<2.20	75 ±11

-: not detected

表 2-15 立教大学で照射した各地衣体中の元素濃度

	(unit: ppm)							
	Co	Mn	As	Cl	Br	I	Cu	Ti
C.ran (小金ヶ岳no.116)	0.379 ±0.080	80.6 ±8.3	<17.4	46.1 ±6.6	1.31 ±0.73	1.54 ±0.33	<3.92	-
C.ran (小金ヶ岳no.117)	0.411 ±0.080	44.2 ±4.6	<11.7	42.4 ±5.6	5.27 ±0.76	1.93 ±0.29	<3.21	46.7 ±8.2
C.ran (湯来)	0.179 ±0.060	32.1 ±3.4	<26.5	19.3 ±3.6	0.79 ±0.48	1.00 ±0.22	<3.56	-
C.ran (宮島)	0.248 ±0.075	22.7 ±2.4	<8.99	75.5 ±8.7	4.12 ±0.61	2.22 ±0.28	<2.91	47.3 ±7.05
C.ran (耶馬溪柿坂)	0.227 ±0.065	15.4 ±1.6	<7.49	15.1 ±2.3	16.7 ±1.8	2.46 ±0.30	<2.27	-
Carb (高遠)	0.120 ±0.060	30.5 ±3.2	<9.20	15.6 ±2.6	2.14 ±0.43	0.27 ±0.14	<2.45	32.2 ±7.3
Carb (池の平)	-	16.2 ±1.7	<6.81	14.6 ±2.1	3.44 ±0.55	-	-	-
Carb (入笠山)	0.129 ±0.058	29.4 ±3.0	<8.28	28.1 ±3.6	16.0 ±2.0	-	-	-
Carb (小金ヶ岳)	0.169 ±0.059	21.3 ±2.3	<10.2	21.7 ±3.6	<0.918	0.51 ±0.15	<2.54	-
C.mit (美瑛)	0.83 ±0.20	15.9 ±1.7	<6.61	77.4 ±8.5	0.87 ±0.36	0.462 ±0.090	2.9 ±1.7	80.4 ±9.6
C.mit (秋田堀川)	0.79 ±0.20	57.9 ±5.9	<9.47	67.3 ±7.9	2.25 ±0.60	0.66 ±0.11	<2.43	175 ±20.
C.mit (五色沼)	0.336 ±0.059	25.3 ±2.7	<12.5	28.3 ±4.6	3.01 ±0.35	<0.542	<4.10	99. ±13.
C.mit (入笠牧場)	0.89 ±0.11	77.3 ±8.0	<15.2	27.6 ±5.1	3.51 ±0.79	<0.637	<4.23	399 ±43
C.mit (富士お中道)	0.132 ±0.046	43.6 ±4.5	<13.8	19.4 ±3.2	1.33 ±0.53	<0.483	5.64 ±2.9	-
C.fir (入笠湿原)	0.078 ±0.034	29.3 ±3.09	<11.6	20.4 ±3.54	2.25 ±0.701	-	-	-
C.agg (京都高雄)	0.46 ±0.21	51.1 ±5.2	<6.68	13.9 ±2.0	2.61 ±0.44	1.14 ±0.14	<1.28	4.71 ±0.48
C.agg (百丈岩)	0.41 ±0.19	24.6 ±2.5	<5.67	12.9 ±1.9	8.8 ±1.0	0.67 ±0.11	<1.28	35.1 ±6.1
C.agg (小金ヶ岳)	0.245 ±0.059	76.7 ±7.9	<15.3	29.2 ±4.6	1.77 ±0.94	0.86 ±0.24	<2.79	-
C.agg (東広島)	0.142 ±0.080	24.6 ±2.6	<14.2	21.4 ±3.8	<1.24	1.38 ±0.31	<3.79	-
C.agg (宮島)	0.185 ±0.051	16.2 ±1.7	<9.03	38.3 ±5.1	2.96 ±0.52	1.25 ±0.19	7.84 ±2.5	36.6 ±6.6
C.agg (耶馬溪柿坂)	0.503 ±0.085	22.0 ±2.3	<8.75	87.2 ±9.7	31.6 ±3.3	4.72 ±0.55	5.7 ±2.7	-
Ce.la (富士奥庭2300:98)	0.132 ±0.044	94.4 ±9.7	<17.5	82. ±10.	<1.95	-	<2.29	-
Ce.la (富士奥庭2300:99)	0.158 ±0.016	51.2 ±5.3	<10.4	78.9 ±9.4	<1.67	0.34 ±0.15	<2.33	19.9 ±5.0
U.lon (入笠牧場)	0.40 ±0.16	116 ±11.7	<13.3	11.9 ±2.05	3.00 ±0.809	-	-	-
S.exu (入笠湿原)	1.35 ±0.24	154 ±16	<22.6	37.5 ±7.5	25.8 ±3.5	-	-	-
S.ves (富士奥庭2300:98)	0.346 ±0.078	27.9 ±3.0	<15.2	27.3 ±4.8	3.8 ±1.0	-	<3.80	-

-: not detected

表 2-16 立教大学原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

	Na	Mg	Al($\times 10^3$)	K($\times 10^3$)	Ca($\times 10^3$)	V	Cr	Fe($\times 10^3$)
P.tin (東海)	191 \pm 20	623 \pm 108	2.13 \pm 0.21	0.92 \pm 0.79	6.53 \pm 0.78	2.60 \pm 0.27	<2.80	0.40 \pm 0.10
P.tin (つくば北条)	208 \pm 26	670 \pm 130	1.25 \pm 0.13	<2.32	22.9 \pm 3.7	2.10 \pm 0.24	<3.40	1.49 \pm 0.31
P.tin (茂原)	232 \pm 25	762 \pm 110	1.31 \pm 0.13	3.36 \pm 0.64	7.14 \pm 0.96	2.61 \pm 0.27	3.1 \pm 1.8	2.39 \pm 0.69
P.tin (白子)	411 \pm 44	(1.03 \pm 0.18) $\times 10^3$	2.47 \pm 0.25	1.01 \pm 0.57	9.8 \pm 1.5	4.34 \pm 0.46	<6.68	2.27 \pm 0.45
P.tin (吉野)	178 \pm 21	448 \pm 88	0.771 \pm 0.077	2.44 \pm 0.90	3.21 \pm 0.49	1.77 \pm 0.20	-	0.639 \pm 0.095
P.tin (篠山)	131 \pm 16	527 \pm 97	0.924 \pm 0.093	4.63 \pm 0.99	6.34 \pm 0.91	0.94 \pm 0.12	<2.87	0.53 \pm 0.13
P.tin (石鎚山)	305 \pm 33	892 \pm 122	1.32 \pm 0.13	0.95 \pm 0.48	24.9 \pm 3.3	3.78 \pm 0.39	<8.08	3.45 \pm 0.97
P.tin (耶馬溪ダム)	209 \pm 22	619 \pm 101	1.93 \pm 0.19	1.11 \pm 0.56	11.2 \pm 1.3	2.10 \pm 0.22	<2.79	1.30 \pm 0.27
R.cla (秋田藤倉)	259 \pm 29	(1.12 \pm 0.18) $\times 10^3$	1.19 \pm 0.12	3.38 \pm 0.91	3.65 \pm 0.75	2.29 \pm 0.26	<9.89	0.64 \pm 0.12
R.cal (茂原)	330 \pm 34	(1.03 \pm 0.14) $\times 10^3$	1.66 \pm 0.17	4.48 \pm 0.79	3.71 \pm 0.50	3.06 \pm 0.32	<9.07	1.85 \pm 0.34
R.cla (東海)	168 \pm 18	752 \pm 130	2.91 \pm 0.29	2.54 \pm 0.79	1.55 \pm 0.20	4.32 \pm 0.45	<2.97	0.86 \pm 0.15
R.cla (筑波山)	916 \pm 99	(1.44 \pm 0.33) $\times 10^3$	4.53 \pm 0.46	<5.90	2.30 \pm 0.39	4.23 \pm 0.51	<4.37	3.29 \pm 0.64
R.cla (西湖)	201 \pm 23	695 \pm 120	0.966 \pm 0.097	5.5 \pm 1.1	4.40 \pm 0.68	2.02 \pm 0.23	<3.36	0.68 \pm 0.17
R.cla (鎌倉峡)	133 \pm 14	767 \pm 119	1.57 \pm 0.16	2.65 \pm 0.68	3.13 \pm 0.38	1.57 \pm 0.17	<2.97	0.89 \pm 0.21
R.cla (篠山)	119 \pm 14	704 \pm 110	0.953 \pm 0.095	4.82 \pm 0.97	1.75 \pm 0.26	1.01 \pm 0.12	<3.17	0.57 \pm 0.13
R.cla (石鎚山)	286 \pm 30	(1.12 \pm 0.15) $\times 10^3$	1.41 \pm 0.14	2.12 \pm 0.51	4.88 \pm 0.66	4.12 \pm 0.42	<9.32	2.45 \pm 0.70
R.cla (耶馬溪家籠)	169 \pm 18	(1.24 \pm 0.18) $\times 10^3$	1.99 \pm 0.20	3.62 \pm 0.84	3.38 \pm 0.41	2.22 \pm 0.24	<3.04	1.06 \pm 0.23
F.cap (秋田堀川)	577 \pm 61	761 \pm 130	1.93 \pm 0.19	<1.46	86 \pm 11	3.90 \pm 0.41	<8.49	1.95 \pm 0.35
F.cap (秋田藤倉)	318 \pm 36	773 \pm 140	1.39 \pm 0.14	5.5 \pm 1.2	24.4 \pm 3.8	2.05 \pm 0.23	<5.75	0.78 \pm 0.17
F.cap (東海)	135 \pm 15	741 \pm 111	2.11 \pm 0.21	<1.48	19.3 \pm 2.3	4.04 \pm 0.41	<2.63	0.82 \pm 0.14
F.cap (榛名山)	315 \pm 33	(1.13 \pm 0.17) $\times 10^3$	3.25 \pm 0.33	<1.71	20.6 \pm 2.4	4.63 \pm 0.47	4.4 \pm 1.2	2.55 \pm 0.48
F.cap (長谷戸台)	670 \pm 73	(1.20 \pm 0.25) $\times 10^3$	3.27 \pm 0.33	<2.90	65. \pm 10.	5.01 \pm 0.54	<8.85	1.13 \pm 0.20
F.cap (諏訪大社)	890 \pm 92	(1.48 \pm 0.21) $\times 10^3$	3.72 \pm 0.37	<2.83	34.4 \pm 4.0	6.77 \pm 0.69	<5.59	1.73 \pm 0.19
F.cap (西湖)	140 \pm 20	631 \pm 113	0.375 \pm 0.038	6.1 \pm 1.1	43.3 \pm 6.5	1.11 \pm 0.13	<2.97	0.46 \pm 0.13
F.cap (高野山)	438 \pm 45	931 \pm 157	3.87 \pm 0.39	<1.89	40.2 \pm 4.8	3.36 \pm 0.35	<2.18	1.72 \pm 0.29
F.cap (篠山)	151 \pm 19	565 \pm 94	0.811 \pm 0.081	7.1 \pm 1.4	15.7 \pm 2.2	0.87 \pm 0.11	<2.28	0.175 \pm 0.058
F.cap (石鎚山)	185 \pm 21	839 \pm 112	0.763 \pm 0.079	1.30 \pm 0.42	45.4 \pm 6.0	2.34 \pm 0.25	<8.19	2.24 \pm 0.64
Plae (入笠湿原)	312 \pm 33	923 \pm 128	1.55 \pm 0.16	<1.45	4.29 \pm 0.52	1.89 \pm 0.23	11.9 \pm 1.8	0.71 \pm 0.19
Ph.pr (箕輪平)	655 \pm 74	(1.49 \pm 0.27) $\times 10^3$	2.74 \pm 0.28	2.6 \pm 1.6	7.52 \pm 1.2	4.40 \pm 0.52	-	1.44 \pm 0.20
Pe.ap (富士奥庭2300:99)	333 \pm 36	736 \pm 125	0.430 \pm 0.043	5.9 \pm 1.2	1.17 \pm 0.20	0.97 \pm 0.13	<5.57	0.217 \pm 0.039
Lasi (吉野)	(1.99 \pm 0.21) $\times 10^3$	(2.62 \pm 0.40) $\times 10^3$	8.45 \pm 0.85	9.9 \pm 1.9	7.3 \pm 1.1	10.9 \pm 1.2	-	4.70 \pm 0.62

(unit: ppm, -: not detected)

表2-17 立教大学原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

(unit: ppm, -: not detected)

	Co	Mn	As	Cl	Br	I	Cu	Ti
P.tin (東海)	0.47 ±0.11	60.5 ±6.2	<13.0	506 ±52	43.0 ±4.5	8.28 ±0.94	<3.40	-
P.tin (つくば北条)	0.155 ±0.083	33.3 ±3.5	<18.2	411 ±44	8.51 ±1.5	-	<4.21	-
P.tin (茂原)	0.61 ±0.23	33.5 ±3.5	<10.2	420 ±43.	8.1 ±1.1	3.01 ±0.34	4.5 ±2.7	74.2 ±12
P.tin (白子)	0.530 ±0.095	45.2 ±4.7	<17.7	533 ±55.	11.9 ±1.9	-	<4.69	-
P.tin (吉野)	0.227 ±0.040	50.6 ±5.3	<17.0	444 ±47	5.7 ±1.5	-	-	-
P.tin (篠山)	0.153 ±0.064	24.3 ±2.6	<11.9	350 ±37	4.15 ±0.79	2.12 ±0.32	<3.23	-
P.tin (石鎚山)	1.17 ±0.30	44.1 ±4.5	<10.7	324 ±34	14.0 ±1.6	1.66 ±0.23	5.1 ±2.9	158 ±19.
P.tin (耶馬溪ダム)	0.226 ±0.076	41.3 ±4.2	<12.4	439 ±45.	13.5 ±1.6	3.98 ±0.53	<3.22	-
R.cla (秋田藤倉)	0.253 ±0.058	44.1 ±4.6	<15.4	606 ±63	26.2 ±2.9	5.30 ±0.63	12.3 ±3.6	69 ±12
R.cla (茂原)	1.33 ±0.26	49.2 ±5.0	<11.1	589 ±60.	16.3 ±1.9	3.96 ±0.43	8.8 ±2.9	85 ±14
R.cla (東海)	0.266 ±0.071	57.8 ±5.9	<13.4	728 ±74	54.1 ±5.6	8.75 ±0.97	12.7 ±4.3	-
R.cla (筑波山)	0.50 ±0.11	76.6 ±8.1	<43.3	877 ±93	12.1 ±2.4	-	45. ±12.	-
R.cla (西湖)	0.35 ±0.09	24.7 ±2.7	<15.3	487 ±51	9.5 ±1.5	-	<3.67	-
R.cla (鎌倉峡)	0.292 ±0.087	61.1 ±6.2	<12.1	859 ±87	24.6 ±2.7	6.08 ±0.71	9.7 ±3.3	-
R.cla (篠山)	0.206 ±0.072	25.9 ±2.7	<9.80	590 ±61	8.4 ±1.3	2.63 ±0.35	5.2 ±2.8	-
R.cla (石鎚山)	1.70 ±0.36	48.2 ±4.9	<10.8	551 ±56.	24.6 ±2.6	1.57 ±0.22	7.9 ±3.7	159 ±20
R.cla (耶馬溪家籠)	0.176 ±0.072	94.7 ±9.6	<13.4	685 ±70	30.8 ±3.3	5.99 ±0.72	<3.37	-
F.cap (秋田堀川)	1.33 ±0.24	166 ±17	<15.1	216 ±24	15.6 ±1.9	2.48 ±0.35	<3.44	99. ±17
F.cap (秋田藤倉)	0.439 ±0.083	31.4 ±3.3	<15.1	560 ±59	15.5 ±1.8	4.06 ±0.51	8.8 ±3.7	98. ±15.
F.cap (東海)	0.243 ±0.060	38.9 ±4.0	<12.0	325 ±34	24.4 ±2.6	7.88 ±0.89	11.8 ±4.2	-
F.cap (榛名山)	0.32 ±0.11	37.6 ±3.9	<13.1	316 ±33.	23.3 ±2.5	6.06 ±0.73	<3.79	-
F.cap (長谷戸台)	1.27 ±0.16	81.4 ±8.4	<19.5	194 ±23.	19.0 ±2.2	0.60 ±0.28	<5.60	216 ±28.
F.cap (諏訪大社)	-	63.7 ±6.6	<21.1	294 ±32	55.4 ±7.1	-	-	-
F.cap (西湖)	0.235 ±0.067	16.2 ±1.8	<13.0	119 ±15.	1.53 ±0.58	-	<3.09	-
F.cap (高野山)	4.31 ±0.46	77.0 ±7.9	<4.72	215 ±24.	9.4 ±1.4	5.94 ±0.75	<4.20	-
F.cap (篠山)	0.231 ±0.072	32.3 ±3.4	<12.5	271 ±29.	3.80 ±0.74	2.15 ±0.30	<3.21	-
F.cap (石鎚山)	0.93 ±0.28	50.1 ±5.1	<9.94	241 ±26	15.4 ±1.7	1.04 ±0.18	7.4 ±2.6	74 ±12
P.lae (入笠湿原)	0.53 ±0.15	153 ±16	<17.2	856 ±87	13. ±13	-	-	-
Ph.pr (箕輪平)	1.59 ±0.18	207 ±22	<51.0	111 ±19	34.6 ±8.3	-	-	-
Pe.ap (富士奥庭2300:99)	0.164 ±0.036	182 ±19	<20.8	521 ±54	2.57 ±0.97	0.60 ±0.25	18.0 ±4.2	<13.1
L.asi (吉野)	2.01 ±0.22	236 ±24.	<36.8	163 ±24	8.2 ±2.7	-	-	-

表 2-18 日本原子力研究所で照射した各地衣体中の元素濃度

	(unit: ppm)		
	Cs(J)	Fe(J)	Co(J)
C.car (恐山)	0.387 ±0.054	642 ±68.	0.271 ±0.039
C.cri (美瑛)	0.279 ±0.037	246 ±28	0.076 ±0.012
C.cri (白根山)	0.288 ±0.055	(1.01±0.11) × 10 ³	0.384 ±0.052
C.ama (美瑛)	0.263 ±0.042	285 ±34.	0.0857 ±0.016
C.ama (富士奥庭2300:'99)	0.185 ±0.036	204 ±26	0.0962 ±0.019
C.gra (富士奥庭2300:'99)	0.230 ±0.038	314 ±37	0.184 ±0.028
C.ste (富士奥庭2100:'99)	0.133 ±0.033	335 ±40	0.166 ±0.027
C.ste (富士奥庭2300:'99)	0.110 ±0.029	389 ±45.	0.179 ±0.027
C.ran (美瑛)	0.415 ±0.046	603 ±65.	0.186 ±0.024
C.ran (秋田堀川)	0.291 ±0.048	723 ±78.	0.245 ±0.032
C.ran (ひたちなか)	0.194 ±0.044	724 ±82	0.235 ±0.035
C.ran (高遠)	0.155 ±0.044	967 ±107	0.364 ±0.047
C.ran (富士奥庭2100:'97)	0.338 ±0.055	722 ±81	0.253 ±0.035
C.ran (富士奥庭2100:'99)	0.200 ±0.034	222 ±28	0.088 ±0.017
C.ran (富士奥庭2300:'98)	0.119 ±0.028	229 ±28.	0.112 ±0.020
C.ran (富士奥庭2300:'99)	0.177 ±0.036	305 ±37.	0.182 ±0.029
C.ran (富士お中道)	0.0836 ±0.019	238 ±29.	0.128 ±0.021
C.ran (京都左京岩倉)	0.354 ±0.046	496 ±54	0.125 ±0.027
C.ran (百丈岩)	0.272 ±0.043	694 ±78.	0.276 ±0.037
C.ran (小金ヶ岳no.116)	0.238 ±0.044	455 ±53	0.460 ±0.061
C.ran (小金ヶ岳no.117)	0.139 ±0.024	434 ±47	0.326 ±0.039
C.ran (湯来)	0.512 ±0.065	(1.00±0.11) × 10 ³	0.252 ±0.032
C.ran (宮島)	0.226 ±0.043	741 ±84	0.363 ±0.049
C.ran (耶馬溪柿坂)	0.284 ±0.050	578 ±66	0.250 ±0.037
C.arb (高遠)	0.122 ±0.029	277 ±34	0.162 ±0.027
C.mit (美瑛)	0.322 ±0.046	523 ±57	0.167 ±0.022
C.mit (五色沼)	0.282 ±0.049	749 ±85	0.342 ±0.047
C.agg (京都高雄)	0.174 ±0.031	97 ±14	0.187 ±0.029
C.agg (東広島)	0.270 ±0.045	560 ±64	0.099 ±0.020
C.agg (耶馬溪柿坂)	0.383 ±0.062	(1.08±0.12) × 10 ³	0.383 ±0.052
Ce.la (富士奥庭2300:'99)	0.184 ±0.032	285 ±34.	0.138 ±0.022
Pe.ap (富士奥庭2300:'99)	1.80 ±0.22	216 ±27.	0.189 ±0.028
P.tin (東海)	0.227 ±0.051	871 ±98	0.297 ±0.040
P.tin (篠山)	0.0975 ±0.025	205 ±26	0.140 ±0.022
P.tin (石鎚山)	0.159 ±0.043	(1.17±0.13) × 10 ³	0.409 ±0.053
R.cla (東海)	0.166 ±0.042	(1.08±0.12) × 10 ³	0.368 ±0.050
R.cla (篠山)	0.0694 ±0.024	171 ±22.0	0.194 ±0.027
R.cla (石鎚山)	0.232 ±0.050	796 ±90	0.357 ±0.048
F.cap (秋田堀川)	0.203 ±0.060	993 ±111	0.306 ±0.042
F.cap (東海)	0.205 ±0.041	997 ±111	0.290 ±0.039
F.cap (篠山)	0.127 ±0.028	276 ±33	0.213 ±0.030
F.cap (石鎚山)	0.157 ±0.035	732 ±82	0.298 ±0.040

2-6 測定及び分析精度の検討

測定精度を確認するため試料と同様に照射した環境標準試料, Orchard leaves(NBS-1571), Lichen(IAEA-336)および Pine needles(NBS-1575)の定量結果を表 2-19,2-20 および 2-21 に示す。表中の誤差は, 計数誤差と実験誤差を含んだものである。

表 2-19 立教大学原子力研究所で照射した環境標準試料 Orchard leaves
および Lichen の定量結果

(unit: ppm, -: no data)

	Orchard leaves (NBS1571)				Lichen (IAEA336)		
	Certified value ^{a)}	Irradiated date			Certified value ^{b)}	Irradiated date	
		98.2.5	98.5.11	99.1.20		98.2.5	98.5.11
Na	91	89.0±11.2	63.4 ±11.0	-	320	322 ±34	-
Mg	6100	5490±616	5210 ±688	-	610	569 ±88	-
Al	400	342±34.	340 ±34.1	-	680	500 ±50.	-
K	14500	17000±2190	15.9 ±2.7	-	1840	1620 ±414	-
Ca	20700	19500±2290	16600 ±2460	-	2600	2260 ±275	-
V	0.5	0.513±0.070	0.524±0.092	-	1.5	1.38 ±0.15	-
Cr	2.6	4.08±1.24	-	2.29 ±0.83	1.03	-	-
		-	-	2.49 ±0.93		-	-
Fe	161	170±51.6	216 ±49.	209 ±47.	426	-	363 ±61.
		-	-	184 ±93		-	-
Co	0.289	-	0.104±0.043	0.086±0.05	0.287	-	0.307±0.054
		-	-	0.066±0.048		-	-
Mn	90	88.4±9.0	86.9 ±9.0	-	64	62.6 ±6.4	-
As	10	<16.1	<20.8	-	0.639	<10.7	-
Cl	720	622±65	761 ±79.3	-	1920	1682 ±169	-
Br	10	10.8±1.7	6.5 ±1.7	-	12.9	16.1 ±2.2	-
I	0.2	<30.4	<0.00220	-		246 ±33.	-
Cu	12.2	-	-	-	3.55	-	-
Ti	40	-	-	-		-	-

a) NBS Orchard leaves 1571 成績表

b) Reference sheet IAEA336

表 2-20 立教大学原子力研究所で照射した環境標準試料 Pine needles の定量結果

(unit : ppm, -: not detected)

	Certified value ^{a)}	Pine needles (NBS1575)						
		Irradiated date						
		98.2.5	98.5.11	98.9.1	99.1.20	99.7.15	99.9.6	99.11.10
Na	46	45.2±6.9	53±12	60±10.	198±25	27.2±3.9	24.7±3.9	50.1±7.86
Mg	1340	1230±182	1040±223	1050±210	677±112	890±151	960±154	1050±201
Al (×10 ³)	0.6	0.785±0.079	0.478±0.049	0.539±0.054	1.07±0.11	0.657±0.066	0.473±0.047	0.559±0.0562
K (×10 ³)	4.1	4.8±1.1	3.7±1.6	3.9±1.2	8.3±1.6	4.09±0.84	2.82±0.65	4.19±1.09
Ca (×10 ³)	4.29	2.49±0.30	3.48±0.57	4.54±0.72	18.5±2.6	3.12±0.38	4.17±0.57	3.48±0.557
V	0.38	0.631±0.11	0.30±0.24	0.43±0.13	1.07±0.14	0.221±0.068	0.258±0.075	0.314±0.147
Cr	2.57	2.68±0.74	-	2.53±0.49	-	<2.05	<5.35	<3.97
		-	-	-	-	<2.54	<4.22	<4.23
		-	-	-	-	-	-	<3.24
Fe	203	243±75	231±45.	205±44.	-	94.±54	514±202	156±45.9
		-	-	-	-	454±134	360±87.	110±26.6
		-	-	-	-	-	-	112±55.5
Co	0.128	0.100±0.052	0.192±0.044	0.178±0.049	-	0.154±0.058	0.646±0.065	0.149±0.0526
		-	-	-	-	0.269±0.086	0.16±0.13	0.0641±0.0313
		-	-	-	-	-	-	0.132±0.0627
Mn	684	676±68.	686±70.	634±65	37.9±4.0	656±66.	646±65.	692±70.4
As	0.2	<15.9	<75.3	<49.3	<37.5	<23.1	<22.3	<36.5
Cl	270	261±28.	318±39.	299±35	322±35	262±29	284±32	295±32.9
Br	7	5.6±2.8	4.41±2.9	6.1±1.5	4.47±0.87	4.2±1.2	5.39	5.29±1.95
I	0.1	-	-	-	2.60±0.37	1.82±0.56	<0.512	<1.38
Cu	2.9	-	-	<5.35	<4.78	<3.86	<3.61	9.26±5.37
Ti		-	-	-	-	-	14.6±1.5	<21.3

a) NBS Pine needles 1575 成績表

表 2-21 日本原子力研究所で照射した環境標準試料 Lichen の定量結果

		(unit: ppm)			
		no.	Cs(J)	Fe(J)	Co(J)
Lichen (IAEA336)	Certified value ^{a)}		0.11	392	0.287
	Irradiated	1	0.109 ± 0.029	392 ± 46	0.283 ± 0.038
	date	2	0.105 ± 0.025	361 ± 40	0.27 ± 0.32
	99.11.25	3	0.100 ± 0.032	403 ± 50	0.231 ± 0.032
		4	0.113 ± 0.032	421 ± 48.	0.302 ± 0.041

a) Reference sheet IAEA336

環境標準試料を用いて、分析精度を確認した。環境試料は成分が多様なため、妨害元素など分析誤差の原因も各種物質によって異なる。このため、試料の均一性の保証されている標準試料を分析することが、分析の精度を知るうえで大変有効である。

本研究では、立教大学原子力研究所の照射では、Pine needles, Orchard leaves および Lichen を用い、日本原子力研究所の照射では Lichen を用いた。その結果は表 2-19～2-21 に示したが、ここでは分析値と参照値の比の平均値を表 2-22 にまとめる。

表 2-22 各元素の分析値と参照値の比の平均値

Rikkyo	Na	Mg	Al	K	Ca	V	Cr	Fe	Co	Mn	Cl	Br	I	Cu
	1.2	0.78	1.0	1.1	1.2	1.2	1.0	1.3	1.7	0.93	1.1	0.87	22	3.2
JAERI ^{a)}	Cs(J)	Fe(J)	Co(J)											
	0.97	1.0	0.94											

a)JAERI: Japan Atomic Energy Research Institute

まず立教大学原子力研究所で照射した環境標準試料の定量値は、参照値と一致した。ただし、Co, I および Cu については大きなずれを示した。このようなばらつきが生じた原因として、まず I については、試料作成時に粉末試料をポリ袋に二重封入するが、ポリシートに指が触れると 1 cm² あたり、3×10⁻⁶ μg の汚染が生じるとされている（日本アイソトープ協会 1975）。定量時にブランクとして、試料を詰めていないポリ袋を一緒に照射し、その汚染濃度を定量計算時に除いているが、試料によって汚染度が異なるため、定量値にばらつきが生じると考えられる。また Cu および Co については比較法のため用いた比較標準試料が実試料より高濃度であったため、高めに見積もられたと考えられる。

日本原子力研究所で照射した Lichen の定量値は、参照値とよく一致し、変動値は 10 % 程度であった。このようなよい一致が見られたのは、照射孔のフラックス

が高く、また照射時間が長かったことにより検出率のよい計数値が得られたことによるものと考えられる。

また立教大学原子力研究所および日本原子力研究所で同一地衣類試料を照射し、Fe、Coの定量を行ったので、その結果の比較を試みた。図2-3に各試料の定量結果を示す。

図中には $y=x$ の直線も示したが、Fe および Co ととも立教大学で照射した試料の方が高めの濃度を示し、特に Co でその傾向が強くと表れた。これは定量に比較標準試料を用いたが、立教大学照射時の比較標準試料は、地衣類試料中に含まれる Co 濃度より遙かに高い濃度のものを用いたため、高めに定量されたと考えられる。一方、立教大学 F 孔の熱中性子束は $0.9 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、また日本原子力研究所 JRR-3M 気送管 PN-1 の熱中性子束は $6 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ と約 5 倍異なり、これらによってそれぞれ Co $0.1 \mu\text{g}$ を立教大学では 1 時間、日本原子力研究所では 20 分照射したとすると、 ^{60}Co の生成放射能はそれぞれ $5.04 \times 10^5 \text{ Bq}$ 、 $1.12 \times 10^6 \text{ Bq}$ となり、原研の方が 2.22 倍高く生成する。よって、カウント数も生成放射能に比例するので、日本原子力研究所で照射した試料の方が計数誤差は小さくなる。したがって、環境標準試料の定量結果も踏まえて考えてみると、Fe および Co に関して日本原子力研究所で照射した試料の定量値の方が精度が高いことが明らかとなった。したがって、立教大学および日本原子力研究所両方で照射した試料については、日本原子力研究所の定量値を考察で主に用いた。

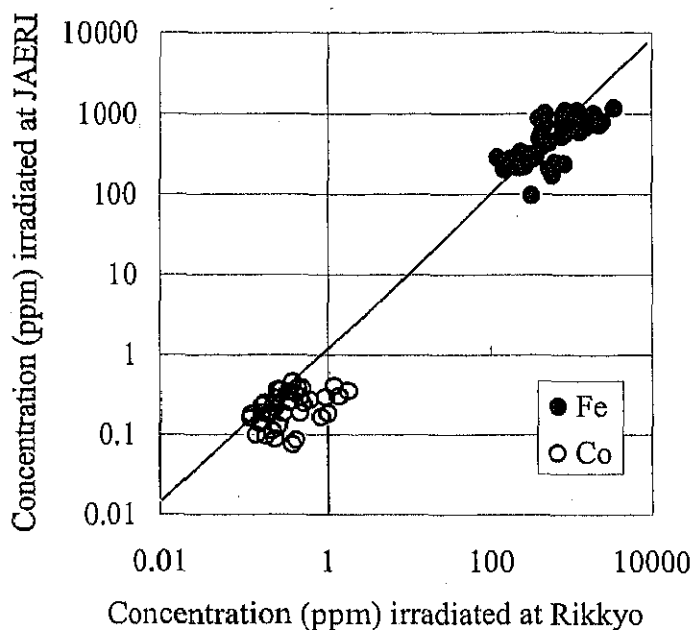


図2-3 立教大学原子力研究所および日本原子力研究所で照射した地衣体中の Fe, Co 濃度

2-7 地衣類と土壌および他の植物中の元素濃度

地衣体中の元素濃度の特徴を調べるため、茨城県那珂郡東海村で採取した地衣体中の元素濃度を吉田らによる土壌、高等植物およびキノコの各データと比較した。文献の試料は、土壌、また大気汚染などの指標としてよく用いられる松葉、ススキおよび¹³⁷Csの蓄積率が高いとされるキノコで、東海村の松林で1990年前後に採取されたものである(Yoshida1997)。また本研究で用いた地衣類は松林の松に着生していたウメノキゴケ属3種である。表2-23にそれぞれの元素濃度を示す。

表 2-23 東海村の土壌、クロマツの松葉、ススキ、キノコおよび地衣体中の元素濃度

	(unit : ppm)				
	Soil ^{a)}	Pinus thunbergii ^{b)}	Miscanthus sinensis	Mushroom ^{c)}	Lichen ^{d)} (This work)
Na	15900	331	892	795	165
Mg	6290	1100	1200	1040	705
Al	48400	506	62	403	2380
K	20100	4250	3960	35100	2540
Ca	11850	6440	5820	253	9130
Mn	550	569	137	20.9	52.4
Fe	17800	93	109	205	982 ^{e)}
V	41.2				3.65
Cr	14.6	0.6	8.27	1.75	
Co	4.63	0.18	0.1	0.196	0.318 ^{e)}
Cu	6.88	2.37	2.37	24.3	12.3
Cs	1.28	0.017	0.022	5.11	0.199

a) Sand-dune Regosol of depth 0-2 cm and 2-5 cm.

b) Current, one and two year old leaves.

c) Five species of mushroom (*Suillus granulatus*, *Lactarius hatsudake*, *Russula mariae*, *Amanita pantherina*, *Tricholoma flavovirens*).

d) Three species of lichen (*P. tinctorum*, *R. clavulifera*, *F. caperata*).

e) Samples irradiated at JAERI.

土壌は他の試料に比べK、MnおよびCs以外の元素で高い濃度を示している。地衣類について見てみると、Al、Ca、FeおよびCoで他の植物より高い元素濃度を示した。また地衣類は藻類と菌類の共生体であり、重量あたり大部分が菌類であるため、地衣体中の元素濃度は菌類であるキノコと似た特徴が見られることが予想される。地衣体中の各元素濃度を見てみると、Mnは松葉、ススキに比べ、キノコと同程度に低い値を示し、また逆にCuではキノコと同程度に高い値を示している。地衣類はPurvisらにより、菌糸上にシュウ酸銅などの結晶として蓄積することが報告されており(Purvis1984)、地衣類はキノコと同様の蓄積形態をするためであると思われる。また地衣類はクロマツに着生していたが、地衣体中のKおよびCa濃度は、キノコに比べ松葉に近い値を示した。これはNaやMgに比べ、樹幹を通ることによって降水中のKおよびCaが高められるため(及川1999)、同じ樹幹

流の影響を受ける松葉と地衣類は同程度の値になったと考えられる。また注目されるのが、Csの量であり、キノコの次に高い値を示している。したがって、松葉のように現在指標として用いられる植物より¹³⁷Csのような放射性Csを蓄積する可能性が高いと考えられる。

2-7-1 地衣体中の元素の取り込み

植物を指標生物として利用するにあたって、対象とする物質を高濃度に蓄積することはもちろんであるが、一方でその取り込み・蓄積濃度の変動が小さいことが望まれる。このような変動を与えるものとして、植物ではその植物の属や種、また生育環境、生育段階などがある。また元素の必須・非必須性によってもその影響の現れ方は大きく異なる。生体には生命を維持するために多くの元素について、その濃度を一定の範囲に収めようとする働き、ホメオスタシスがある。このホメオスタシスと金属の必須性には深い関係があり、必須金属はよくコントロールされるが、これとは反対に非必須元素にはホメオスタシスが働かない。地衣類での元素の必須性は明らかになっていないが、地衣類は菌類と藻類の共生体であるため、菌類、藻類に必須なものを必須とすると考えられる。表2-23に菌類、藻類および比較として種子植物の必須元素を示す(浅見 1983)。ここで、Eは数種以上の生物、おそらくすべての生物に必須の元素、またeは必ずしもすべての生物ではないが少なくとも一種の生物には必須な元素、I[X]は元素Xと代替性がある必須元素を示す。ただしC, H, N, O, PおよびSは除いてある。

表 2-23
菌類、藻類および種子植物の必須元素

	Fungi	Cyanophyta	Green algae	Seed plant
B	e?	e	e?	E
Ca	e?	E	E	E
Cl		E	E	E
Co	E	E	e?	e
Cu	E	E	E	E
Fe	E	E	E	E
I				e?
K	E	E	I[Rb]	E
Mg	E	E	E	E
Mn	E	E	E	E
Mo	E	E	E	E
Na	e	e	e	e
Ni				e
Se				e?
Si			e	e
V	e?		e	
Zn	E	E	E	E

表には示していないが、Alはツバキやユーカリなどのいくつかの樹木で有用であり、As

は紅藻の *Asparagopsis* で必須であり、また Br はいくつかの紅藻に必須であり、いくつかの単細胞藻類には Cl と代替性があることが知られている。よって、Ca, Cl, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo および Zn が地衣類にとって必須であると考えられる。しかし、地衣類は必須元素と考えられる元素においてもその生育環境によって地衣体中に高濃度に蓄積することが知られており (Wilson1981), 生理的要求以上の蓄積が可能である。よって、地衣体中の元素濃度の変動について地衣類の属や種、また生育環境がどのような影響を与えているか必須、非必須元素などに注目しながら検討した。

2-7-2 同一種に含まれる元素濃度

まず同一の種内で元素濃度に差があるかどうか検討した。本研究では分布の広さや試料のしやすさなどからハナゴケ (*Cladina rangiferina*), ウメノキゴケ (*Parmotrema tinctorum*), マツゲゴケ (*Rimelia clavulifera*) およびキウメノキゴケ (*Flavoparmelia caperata*) を取り上げた。表 2-24 に各種における各元素濃度の平均値および相対標準偏差を示す。ただし、各試料において採取地、生育している基物などは様々である。

表 2-24 各地衣体中の元素濃度の平均値と相対標準偏差

	<i>C. rangiferina</i>			<i>P. tinctorum</i>			<i>R. clavulifera</i>			<i>F. caprata</i>		
	n	Average (ppm)	RSD ^{a)} (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)
Na	16	220	55.3	8	233	37.4	9	287	85.9	10	382	67.8
Mg	16	495	29.5	8	696	27.5	9	985	27.2	10	913	32.3
Al	16	1060	40.4	8	1510	39.6	9	1910	60.4	10	2150	60.8
K	12	1540	34.9	8	2060	71.4	8	3640	33.2	4	4990	51.0
Ca	16	589	48.2	8	11500	69.8	9	3190	35.7	10	39400	56.2
V	16	1.72	64.0	8	2.53	43.2	9	2.76	44.5	10	3.41	54.2
Cr	2	3.76	77.8	1	3.06	-	0	-	-	1	4.43	-
Fe	16	732	57.8	8	1560	69.0	9	1370	69.9	10	1360	58.8
Co	15	0.345	62.4	8	0.443	77.5	9	0.564	98.5	9	1.03	126
Mn	16	48.6	62.3	8	11.3	27.1	9	53.6	41.9	10	59.5	72.1
Cl	16	29.4	74.6	8	70.5	16.4	9	664	20.4	10	275	42.8
Br	13	4.68	95.7	8	13.6	91.0	9	23.0	61.7	10	18.3	82.0
I	12	1.46	70.5	5	3.81	69.6	7	4.90	49.1	8	3.78	69.9
Cu	4	4.54	8.74	2	4.79	8.13	7	14.5	94.7	3	9.32	24.3
Ti	7	60.5	60.3	2	116	51.0	3	104	46.2	4	122	52.5
Cs(J)	16	0.250	44.3	3	0.161	40.2	3	0.156	51.5	4	0.173	21.9
Fe(J)	16	571	41.9	3	749	66.0	3	682	68.2	4	750	45.3
Co(J)	16	0.240	41.6	3	0.282	47.9	3	0.306	31.8	4	0.277	15.5

a) RSD: Relative standard deviation

相対標準偏差が 30 %以内だったものは、ハナゴケでは Mg, Cu, ウメノキゴケでは Mg, Mn, Cl, Cu, マツゲゴケでは Mg, Cl, およびキウメノキゴケでは Cu, Cs(J), Co(J)で、同一種内の元素濃度の変動は大きいことがわかった。またキウメノキゴケの Cs(J)を除けば、相対標準偏差が 30 %以内だったものはすべて必須元素であり、必須元素以外の元素に比べ、

必須元素ではホメオスタシスが働いていることが示唆された。図 2-4~2-7 に、地衣類各種における各元素の平均値と濃度範囲を示す。

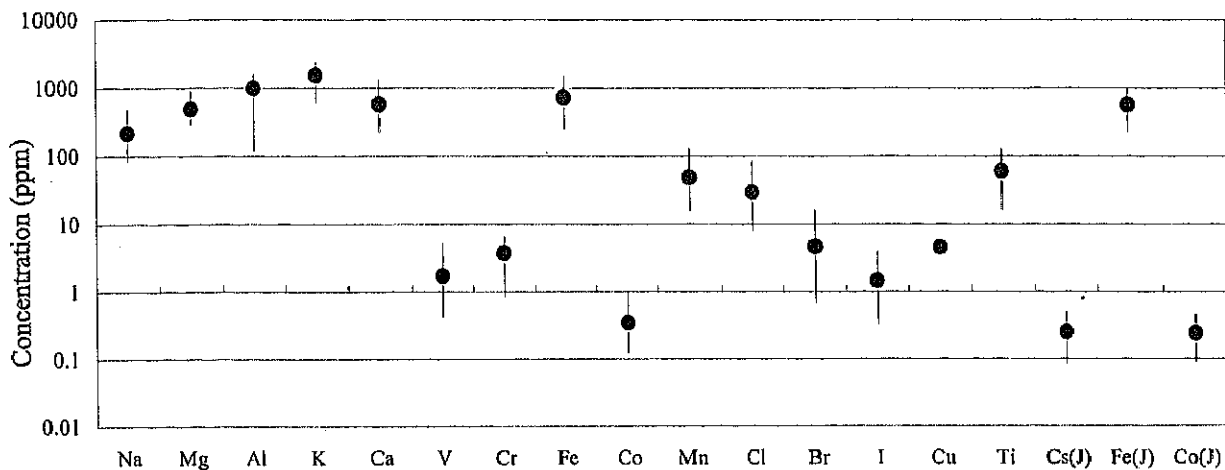


図 2-4 ハナゴケ中の元素濃度の平均値と濃度範囲

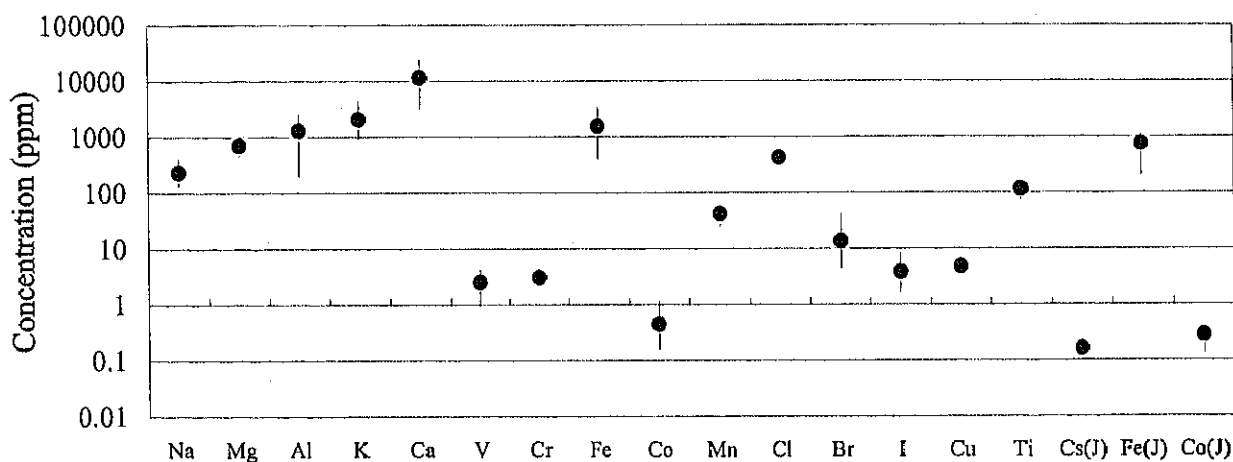


図 2-5 ウメノキゴケ中の元素濃度の平均値と濃度範囲

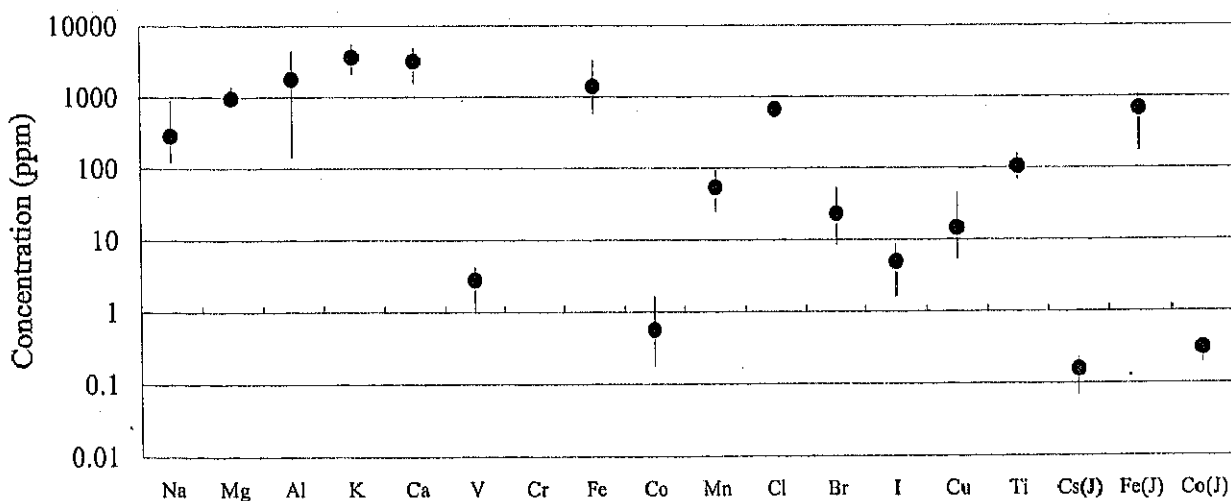


図 2-6 マツゴケ中の元素濃度の平均値と濃度範囲

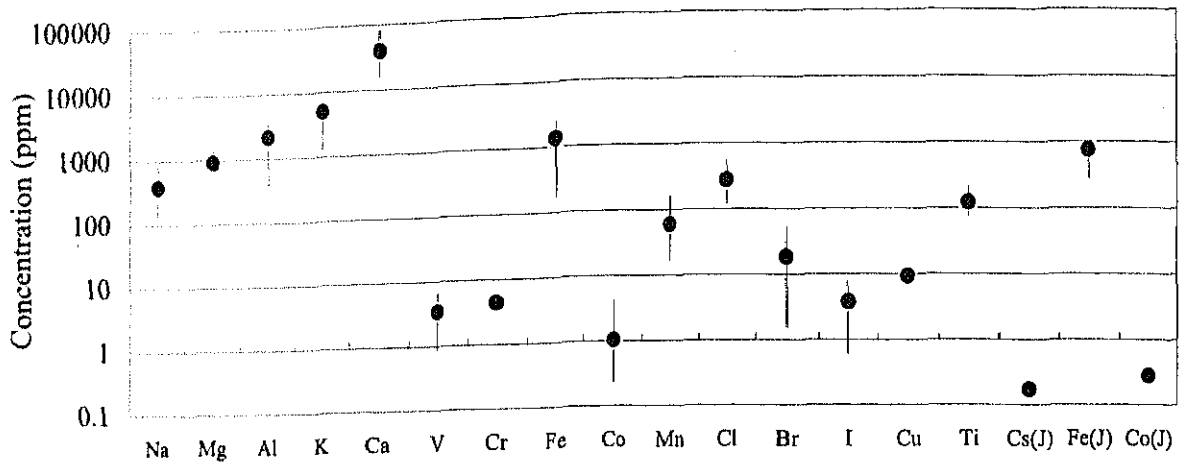


図 2-7 キウメノキゴケ中の元素濃度の平均値と濃度範囲

2-7-3 同一地域に生育する同一属内の地衣体中の元素濃度

同属内に属する種は比較的形態が似ており、生育地も同じようなところが多い。よって、種の違いによって元素濃度にどのような影響が見られるかどうか検討した。比較は、同一地域に生育するハナゴケとハナゴケ属の各種、またウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケは同じウメノキゴケ属に属するため、これら3種間で比較した。

1. ハナゴケ属

ハナゴケは広義のハナゴケ属（以下ハナゴケ属）に属し、形態は不同多叉分岐し、仮軸を形成する大型の樹枝状地衣である。日本にはハナゴケ属に属する種は92種知られている（吉村）、形態だけでなく生育地も同様な場所であり、よく混在して生育している。よって、本研究では同一場所で採取した形態のよく似たハナゴケ属各種の比較を行った。

比較した試料は、北海道美瑛で採取したハナゴケ、ワラハナゴケ (*Cladonia arbuscula*)、ホグロハナゴケ (*Cladonia amaurocraea*)、シヨクダイゴケ (*Cladonia crispata*)、および富士山奥庭で1999年に標高2300mで採取したハナゴケ、ミヤマハナゴケ (*C. stellaris*)、ホグロハナゴケおよびナギナタゴケ (*Cladonia glaucilis* subsp. *elongata*) である。これらの種はハナゴケに似て多叉分岐した仮軸を持ち、美瑛では直径3m以内、また奥庭では直径1m以内に生育していたものである。表2-25に、それぞれの場所で採取したハナゴケ属各種の元素濃度の平均値と相対標準偏差を示す。

表 2-25 北海道美瑛，富士山奥庭で採取したハナゴケ属各種の元素濃度の平均値と相対標準偏差

	Biei			Okuniwa(1999)		
	n	Average (ppm)	RSD (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)
Na	4	277	33.9	4	120	21.5
Mg	4	322	24.7	4	427	9.82
Al	4	0.894	47.9	4	0.514	16.6
K	4	1300	38.4	3	1130	21.0
Ca	4	318	30.7	4	1070	45.2
V	4	1.79	56.3	4	1180	21.5
Fe	4	780	51.5	4	281	42.0
Co	4	0.657	46.1	4	0.198	35.1
Mn	4	14.4	23.4	4	68.0	41.6
Cl	4	74.0	16.1	4	29.4	85.3
Br	4	0.908	18.0	a)	-	-
I	4	0.390	16.5	4	0.422	6.63
Cu	3	3.16	25.9	-	-	-
Ti	4	73.4	56.2	4	30.7	58.6
Cs(J)	4	0.320	21.3	4	0.176	28.2
Fe(J)	4	414	42.4	4	303	25.1
Co(J)	4	0.129	43.6	4	0.160	26.7

a)-: no data

美瑛で採取したハナゴケ属各種の相対標準偏差は 16.1%(Cl)から 56.3%(V)であり，奥庭では 6.63%(I)から 85.6%(Cl)であった。Al, K, Cl, Cu, Ti, Fe(J)および Co(J)以外の 8 つ元素で同一地域から採取したハナゴケ属各種の元素濃度の相対標準偏差は，日本各地から採取したハナゴケ中の元素濃度の相対標準偏差よりも小さく，またハナゴケの相対標準偏差より高い場合でもその差はわずかであった。また図 2-8 および 2-9 に各地域で採取したハナゴケ属各種の濃度を示す。美瑛ではハナゴケ属 4 種中，ハナゴケ，ワラハナゴケとホグロハナゴケ，ナギナタゴケとで濃度差が見られた。分類学上，ハナゴケ属は狭義に *Cladonia*, *Cladina*, *Cladia* に分けられ，上記の前者 2 種は *Cladina* に，また後者 2 種は *Cladonia* に属す。一般に北欧でトナカイゴケと呼ばれるのハナゴケなどが *Cladina* の各種であり，*Cladia* はトゲシバリ (*C. aggregata*) のみが属す。他はすべて *Cladonia* に属す。*Cladina* と *Cladonia*, *Cladia* の違いは，地衣体の成長初期にできる基本葉体と呼ばれる木の葉のような地衣体が *Cladina* では早期に消滅するのに対し，*Cladonia*, *Cladia* ではそのまま残ることにより分けられている。これまでの報告により，*Cladina* の各種は一般に他の *Cladonia* の各種に比べて元素濃度の差が小さいとされている (Tosassini1976, Puckett1980)。本研究においても同様の傾向は見られ，さらに美瑛で採取した試料では *Cladonia* より元素濃度が高い傾向を示す。このような傾向についてはデータ数が少なく，結論まではいたらないが，さらに試料数を増やし，検討する必要があると考えられる。

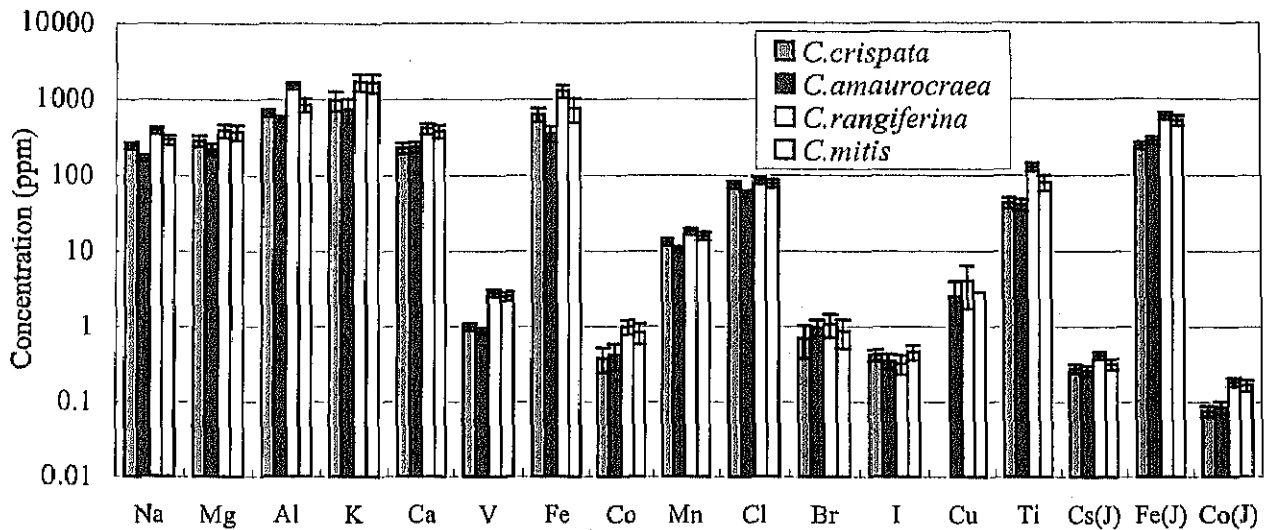


図 2-8 北海道美瑛で採取したハナゴケ属各種の元素濃度

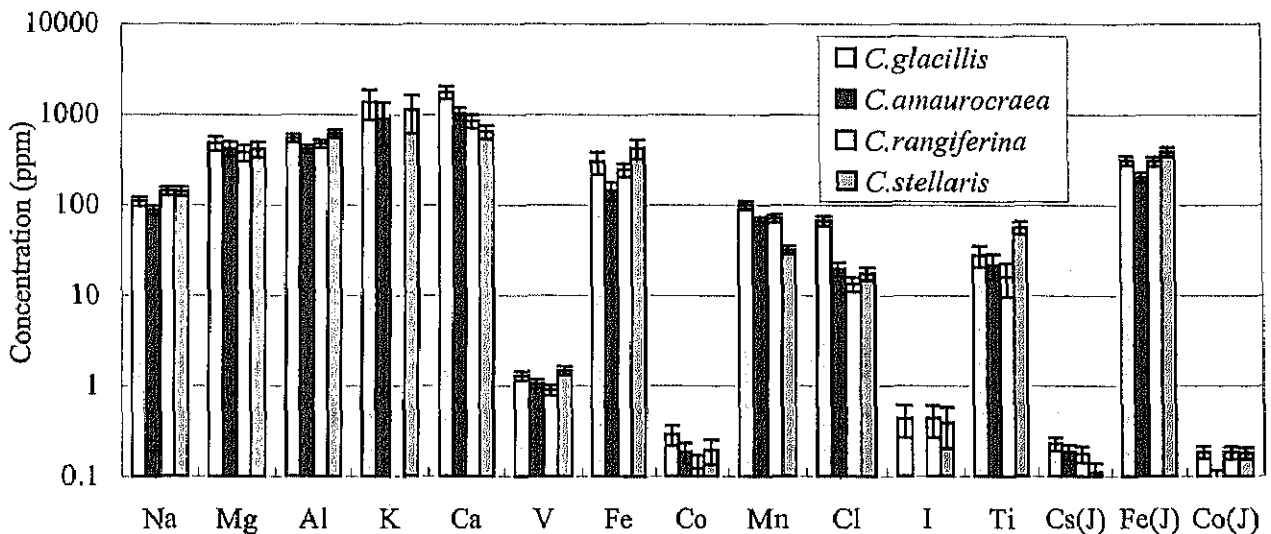


図 2-9 1999年に富士山奥庭（標高 2300 m）で採取したハナゴケ属各種の元素濃度

2. ウメノキゴケ属

ウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケは広義のウメノキゴケ属（以下ウメノキゴケ属）に属し、形態や生育地なども類似している。しかし、一般的に大気汚染、特にSO₂にキウメノキゴケが他の2種に比べわずかに弱いことが知られており（峠田 1974）、種による違いも見られる。したがって、この3種の元素濃度が種によって異なるかどうか、この3種と一緒に採取できた東海、篠山、石鎚山で元素濃度の比較を行った（表 2-26）。ただし各地域で採取した3種は、同じ着生基物に生育していたものである。

表 2-26 東海, 篠山および石鎚山で採取したウメノキゴケ属 3 種の元素濃度の平均値
および相対標準偏差

	Tokai			Sasayama			Mt. Ishizuchi		
	n	Average (ppm)	RSD (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)	n	Average (ppm)	RSD (%)
Na	3	165	17.1	3	134	12.1	3	259	24.9
Mg	3	705	10.1	3	599	15.6	3	950	15.7
Al	3	2380	19.1	3	895	8.26	3	1160	30.1
K	2	1730	66.5	3	5500	24.5	3	1460	41.2
Ca	3	9130	100	3	7930	89.7	3	25100	80.8
V	3	3.65	25.3	3	0.939	7.36	3	3.41	27.7
Fe	3	692	36.7	3	426	51.3	3	2710	23.8
Co	3	0.328	38.8	3	0.197	20.3	3	1.27	31.0
Mn	3	52.4	22.5	3	27.5	15.4	3	47.5	6.46
Cl	3	520	38.8	3	404	41.2	3	372.	43.1
Br	3	40.5	37.1	3	5.45	47.1	3	18.0	32.0
I	3	8.30	5.24	3	2.30	12.4	3	1.42	23.5
Cu	2	12.3	5.20	1	5.17	-	3	6.79	22.5
Ti	a)	-	-	-	-	-	3	130	37.5
Cs(J)	3	0.199	15.5	3	0.0980	29.4	3	0.183	23.4
Fe(J)	3	981	10.7	3	217	24.7	3	899	26.3
Co(J)	3	0.324	11.9	3	0.182	20.8	3	0.355	15.7

a) -: not detected

K, Ca, Ti, Cl, Cs(J)および Co(J)以外の 11 の元素で同一地域で採取したウメノキゴケ属各種の元素濃度の相対標準偏差は日本各地から採取した各種ごとの相対標準偏差より小さいことがわかった。また図 2-10 に各地域での元素ごとの相対標準偏差を示したが、元素によって相対標準偏差が高いものがあり、同じ生育地であっても種によって元素濃度に差が見られたものもあった。最も差が見られた元素は Ca で、K, Fe, Cl および Br でもやや差が見られた。

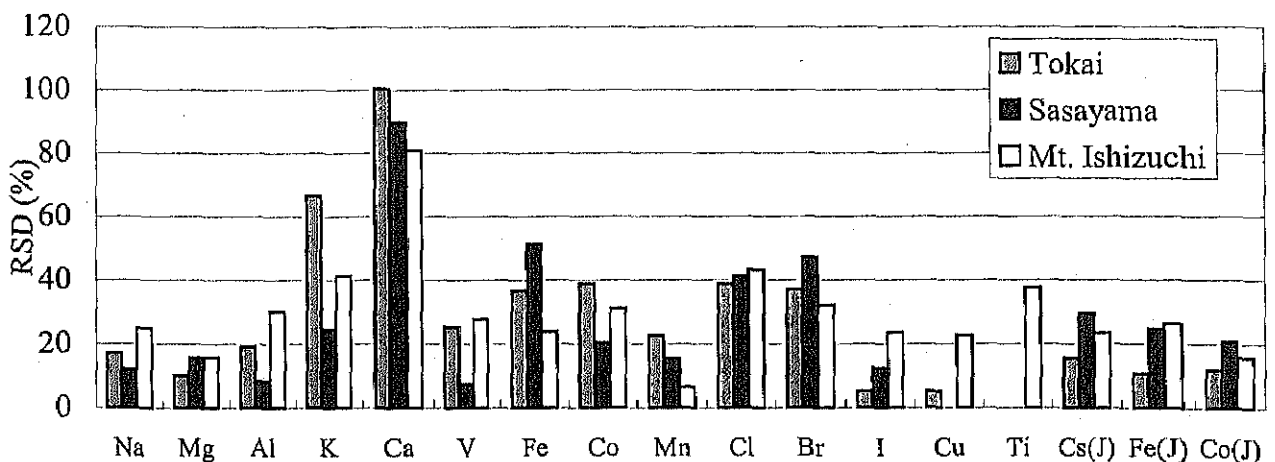


図 2-10 ウメノキゴケ属 3 種による各採取地での相対標準偏差

また本研究で用いた全ウメノキゴケ属試料で比較してみても同様の傾向が見られ、いくつかの元素で種特異性が見られた。(図 2-11)

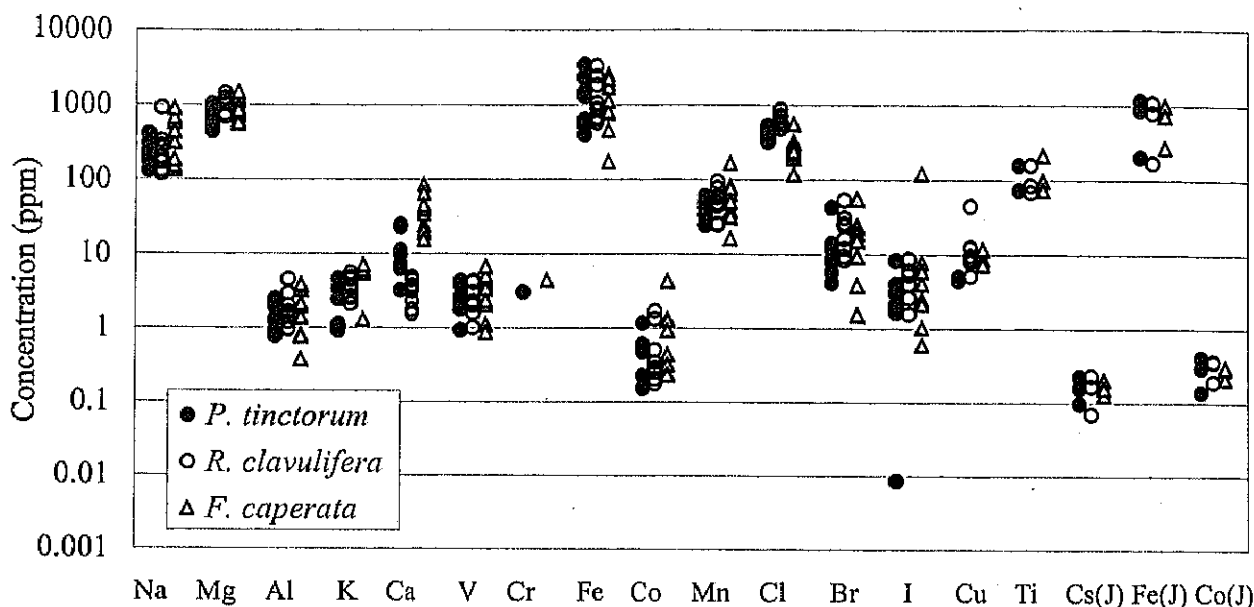


図 2-11 全ウメノキゴケ属試料中の元素濃度

種による違いが最も著しい元素は Ca で、キウメノキゴケが最も高く、続いてウメノキゴケ、マツゲゴケと低くなる傾向が見られた。K でも差は少ないものの同様の傾向が見られたが、Cl では逆の傾向が見られ、マツゲゴケ、ウメノキゴケ、キウメノキゴケの順で低くなる傾向が見られた。図 2-12 にウメノキゴケ属各種中の Ca, Cl 濃度を示す。このような違いは、各種における元素の必要量が異なるほか、Ca については過剰量をシュウ酸カルシウムなどの結晶として蓄積することも知られており (Ascaso1982)、これら結晶に関わるシュウ酸などの量の違いを反映している可能性がある。

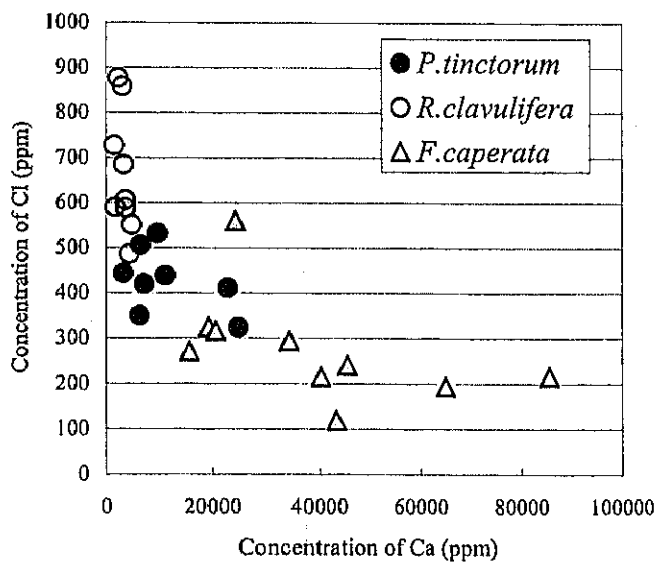


図 2-12 ウメノキゴケ属 3 種の Ca, Cl 濃度

したがって、同一地域に生育するウメノキゴケ属 3 種は日本各地で採取した同一種の濃度差より差が小さいことがわかった。またいくつかの元素において種特異性が見られた。

以上まとめると、ハナゴケ属およびウメノキゴケ属各種の地衣体への元素の取り込みは、本研究で用いた地衣類各種では、同一種内の元素濃度の差は同一地域で採取した他種の元素濃度の差に比べ大きいことがわかった。したがって、地衣体中の元素の取り込みは生理

的な制約より地域的因子が大きく影響していることが示唆された。

2-7-4 異なる属に属する地衣類の元素濃度

形態や生育環境などが異なる異属地衣体中の元素濃度についても検討した。本研究で注目したハナゴケとウメノキゴケ属3種は樹枝状、葉状と形態が異なり、また生育環境もハナゴケは土壌上、ウメノキゴケ属各種は岩上や樹皮上といった違いを持つ。このような違いが地衣体中の元素濃度にどのように影響するかを調べるため、同一地域に生育していたハナゴケおよびキウメノキゴケを比較した。採取地は、秋田県秋田市堀川の海岸に近い防風林で、土壌からハナゴケを、また防風林として植えられている松からキウメノキゴケを採取した。それぞれの元素濃度を図2-13に示す。

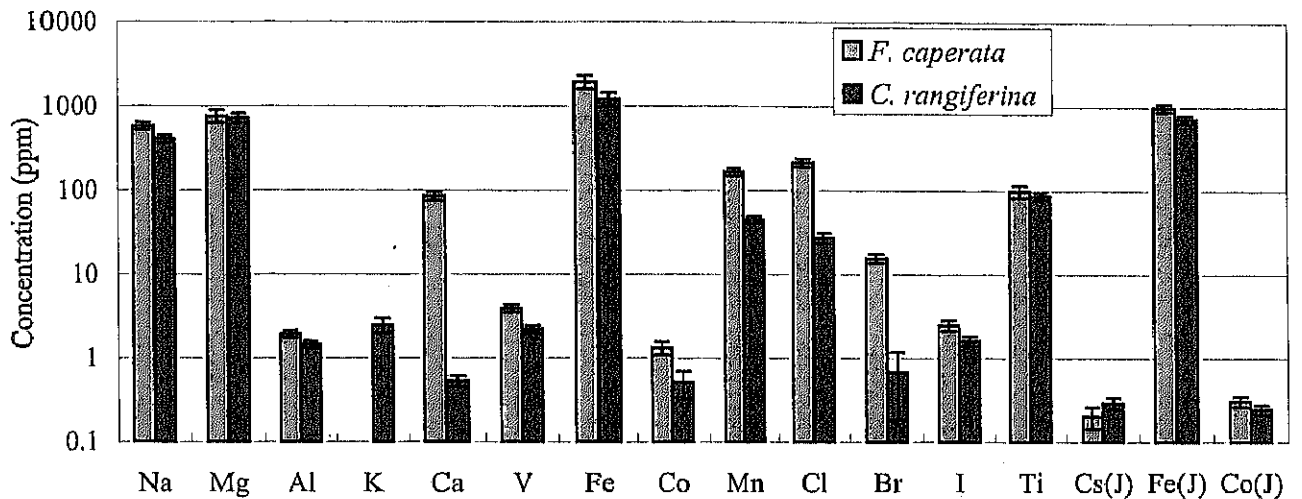


図2-13 秋田県秋田市堀川で採取したキウメノキゴケとハナゴケの元素濃度

また図2-14は横軸にキウメノキゴケの元素濃度、縦軸にハナゴケの元素濃度を示した。Ca, V, Mn, ClおよびBrなどでキウメノキゴケの方がハナゴケより高い元素濃度を示し、Mg, Al, Ti, Cs(J), Fe(J)およびCo(J)でキウメノキゴケおよびハナゴケの元素濃度は一致した。このなかで、Al, TiおよびCsは非必須元素で、これらの元素濃度は生理的制御されていないため、地衣体への取り込みは環境中の存在量に依存すると考えられる。したがって、属が異なっても地衣体中の元素濃度は生育環境によって規定され、比較的同程度の元素濃度となったと推定される。またMg, Fe(J)は藻類の光合成に関係するため、属が異なっても同じ濃度を必要とし、両種の地衣体中の元

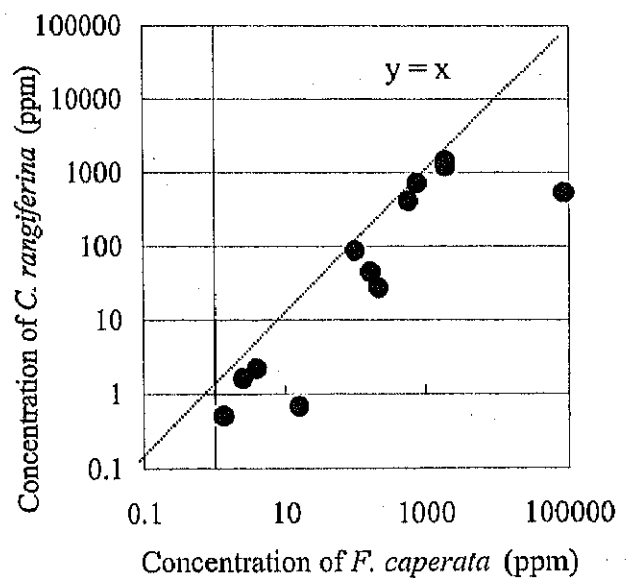


図2-14 秋田県秋田市堀川で採取したキウメノキゴケとハナゴケの元素濃度

素濃度は同程度の濃度となっていると思われる。

さらに本研究で用いたウメノキゴケ属試料とハナゴケ属試料全体を比較した場合、K, Ca, Cl および Br でウメノキゴケ属の各種の方がハナゴケ属の元素濃度より高く、また他の元素についてもウメノキゴケ属の方がわずかに高い傾向が見られた。

またハナゴケ属やウメノキゴケ属以外で同一地域で採取した異属種についても比較した。富士山奥庭標高 2300 m で 1999 年に採取したハナゴケ、マキバエイランタイ (*Cetraria laevigata*)、ヒロハツメゴケ (*Peltigera aphthosa*) および 1998 年に採取したハイイロキゴケ (*Stereocaulon vesuvianum*) の元素濃度を比較した。それぞれの特徴を下記に示し、各元素濃度を図 2-15 に示す。ただし、濃度が検出限界以下であったもの、またハイイロキゴケについては Cs(J), Fe(J) および Co(J) は測定していないので示していない。

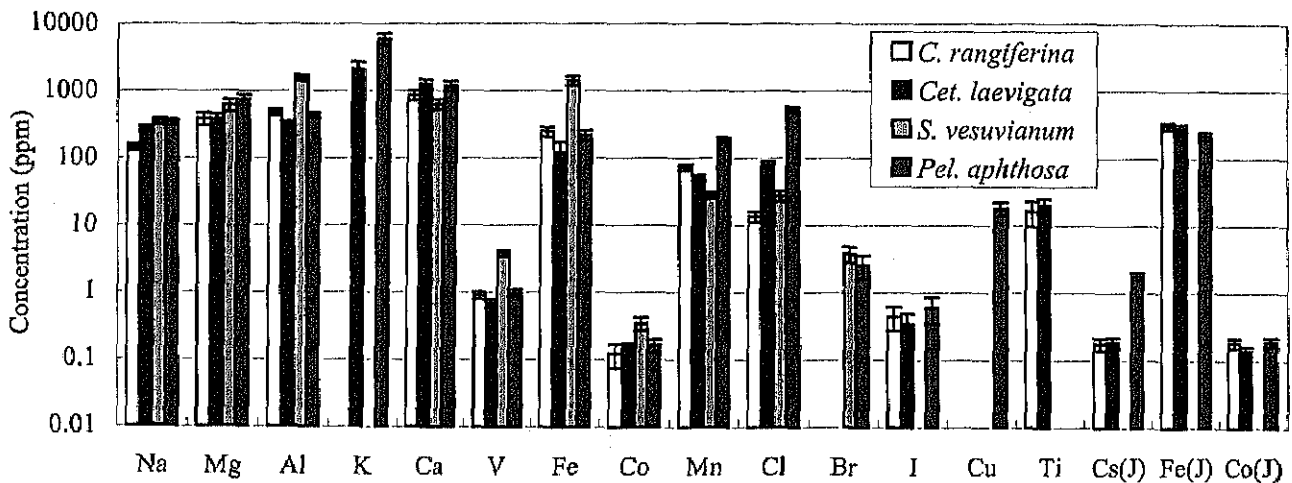
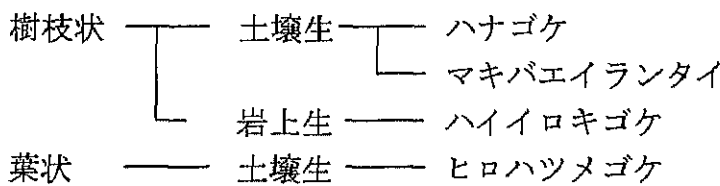


図 2-15 富士山奥庭標高 2300 m で採取した地衣体中の元素濃度

4 種を比較してみると、Al, Cl など元素によって種による違いが見られた。ハイイロキゴケでは Al, V, Fe, Co および Br の濃度が他の種より高く、これはハイイロキゴケが岩上に生育していたことに由来すると考えられる。またヒロハツメゴケでは Mn, Cl および Cs が他の種に比べて高かった。この原因についてははっきりしたことは不明であるが、Mn, Cl が多い原因はヒロハツメゴケは土壌の上に生育し、ハナゴケなどと異なり上に木がある少し日陰のところに生育していた。Mn, Cl はどちらも光合成における酸素の活性化に関係していることから、ヒロハツメゴケは日陰に生育しているため、他の種よりも日光を得ることができず、そのため Mn, Cl 量を多くして活性を高めているのではないかと考えられる。また Cs については、ヒロハツメゴケは形態が葉状のため、ハナゴケなど樹枝状の地衣類に比べて土壌等に対する表面積が大きく、さらに試料の様子から菌糸の量が多いた

め、キノコが高濃度に Cs を蓄積するようにヒロハツメゴケ中の地衣菌においても Cs を多く蓄積している可能性が考えられる。

また生育場所に注目して比較してみると、土壌生と岩上生で大きな差が見られた元素は Al, V, Fe および Co であった。

吉野山においてヒメレンゲゴケ (*Cladonia ramulosa*)、ウメノキゴケ、アオキノリの一種 (*Leptogium asiaticum*) を採取した。それぞれの種の特徴は下記に示し、元素濃度を図 2-16 に示す。

緑藻地衣	—	樹枝状	—	土壌生	ヒメレンゲゴケ
	—	葉状	—	桜樹皮生	ウメノキゴケ
藍藻地衣	—	葉状	—	桜樹皮生	アオキノリの一種

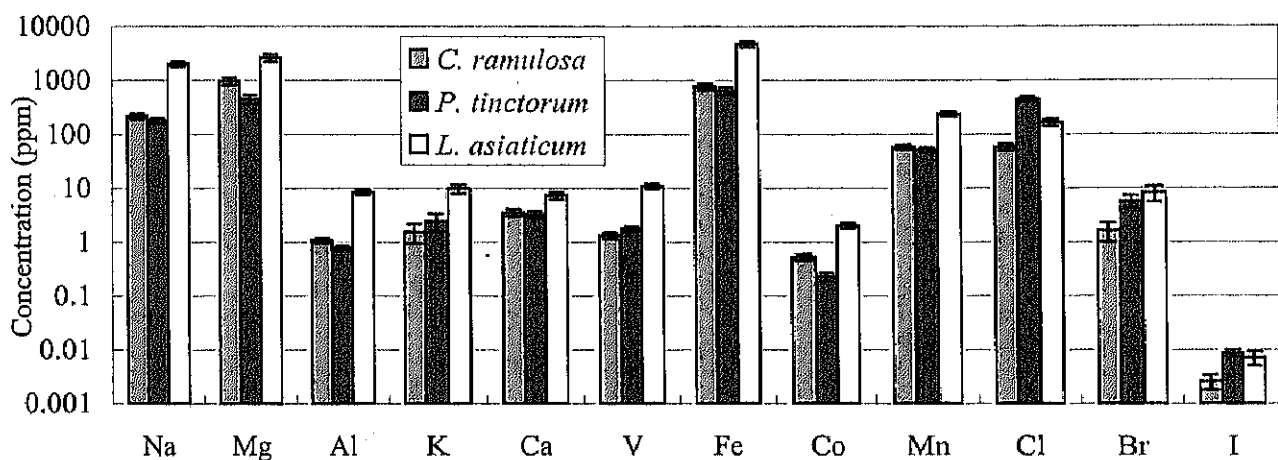


図 2-16 奈良県吉野山で採取した地衣体中の元素濃度

アオキノリの一種とヒメレンゲゴケおよびウメノキゴケでは、地衣体中に含まれる共生藻が異なり、アオキノリの一種は藍藻を含み、ヒメレンゲゴケおよびウメノキゴケは緑藻を含む。表 2-23 に示したように、藍藻と緑藻ではその必須元素が異なり、また地衣体への主な無機元素の取り込み過程であると考えられる水の吸収量も異なる。地衣体の水の吸収率は緑藻地衣で 250~400%，藍藻地衣では 600~2000% またはそれ以上であることが報告されている(Nash1997)。よって、藍藻を含むアオキノリの一種と緑藻を含むヒメレンゲゴケおよびウメノキゴケとで比較してみると、Cl および I 以外の元素ではアオキノリの一種が元素濃度が高くなっており、またウメノキゴケとヒメレンゲゴケでは差があるものの、アオキノリの一種との濃度差に比べれば小さい。したがって、このような共生藻の違いなどによっても地衣体中の元素濃度は大きく異なることがわかった。

2-7-5 生育環境による違い

ハナゴケは土壌生であるが、地衣類には根がなく高等植物のような経根吸収はせず、また土壌といっても多くの場合落ち葉や枯れ枝がたまった有機層上に生育していることが多

いことから、土壌の影響は少ないと考えられる。

しかし、ウメノキゴケ属の各種は岩上や樹皮上など多様な基物に生育する。また樹皮生でもその基物は松などの針葉樹や桜などの広葉樹など様々である。またスギなど樹皮上の酸性度が高い樹皮上には生育しづらいことが経験的に言われており、着生基物の選択性が見られる。この生育基物と地衣体に含まれる元素濃度の関連を調べるため、採取した基物ごとに元素濃度を比較した。このとき樹皮上生については、広葉樹である桜と針葉樹である松にわけて比較した。

各元素ごとに比較した結果、全体的な傾向として、岩上に生育していた地衣体中の元素濃度は、他の基物に生育していたものより高く、比較した3種類の基物の影響が見られたものはAlとVの濃度で、岩上生はどちらの元素に対しても高い濃度を示し、続いて松樹皮上生、桜樹皮上生の順で低くなる傾向が得られた(図2-17)。

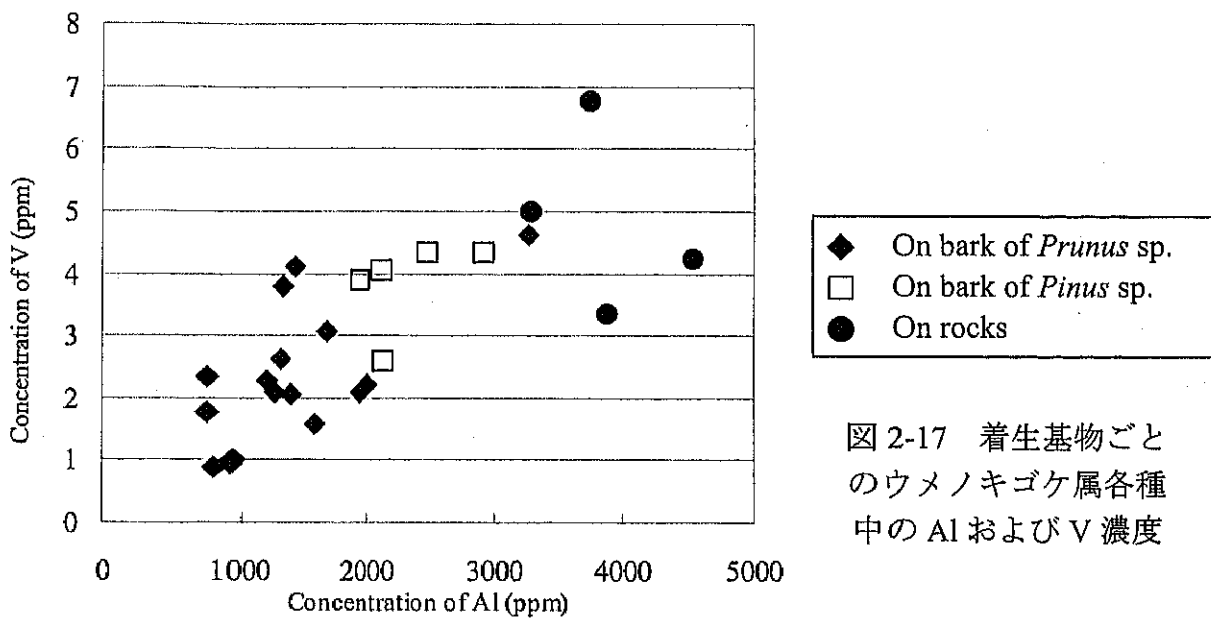


図2-17 着生基物ごとのウメノキゴケ属各種中のAlおよびV濃度

また、岩上生の地衣体中でも元素濃度はかなり異なるが、それは生育していた岩の構成成分が異なるためであると考えられる。Lounamaaらは珪質岩と超塩基性岩に生育する地衣体中の微量元素濃度について基物の岩石による影響を報告しており(Lounamaa1956)、Cr, Mn, Co, NiおよびZnなどで超塩基性岩上に生育している地衣類の元素濃度が高いとしている。本研究でも塩基性の岩上に生育していた戸台のキウメノキゴケでは、Co濃度が他の岩上生のものより高く、生育する岩石の影響が見られた。

また着生樹皮によって見られた元素濃度の違いは、樹皮上の性質の違いによるものと考えられる。一般に樹木に降った降雨は樹木の幹を伝わって根本の土壌に供給される。このうち地衣類は樹幹の樹皮上に生育しているため、樹幹流の影響を受ける。一般にこの樹幹流は広葉樹に比べ、針葉樹の方が酸性度が高いとされ、このような違いは、樹幹流に含まれる硝酸や硫酸などの酸性物質とK, Ca, Mgなど塩基類の組成差の違いによってもたらされるとされている。さらに樹幹流は、降雨のpHに関わらず樹種に固有の幅を持っていることが明らかにされている(鈴木1999)。したがって、生育樹皮による地衣体中の元素濃度の違いは、このような樹皮の性質の違いが影響していると考えられる。

また岩上と樹皮上による影響が見られたものはNa, Mgであり、一方生育基物の影響が見られなかったものはFeおよびClであった(図2-18)。

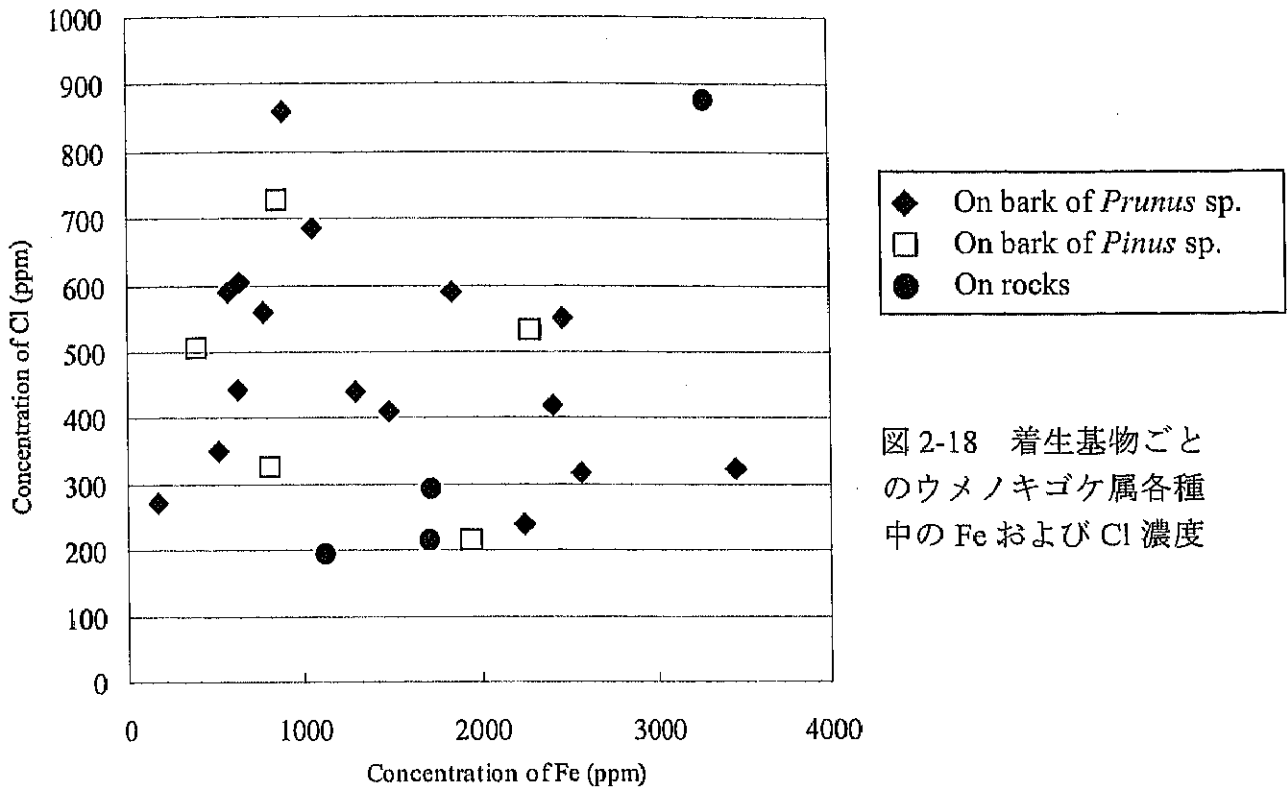


図2-18 着生基物ごとのウメノキゴケ属各種中のFeおよびCl濃度

以上、生育環境による元素濃度の違いは、AlやVのように地衣類にとって必須性のない元素において大きく見られ、またFeやClのような必須元素では基物による差が小さかった。したがって、必須元素以外の元素に特に生育基物による違いが見られることがわかった。図2-19に各地域で採取したウメノキゴケ属3種のAlおよびCo濃度を示す。

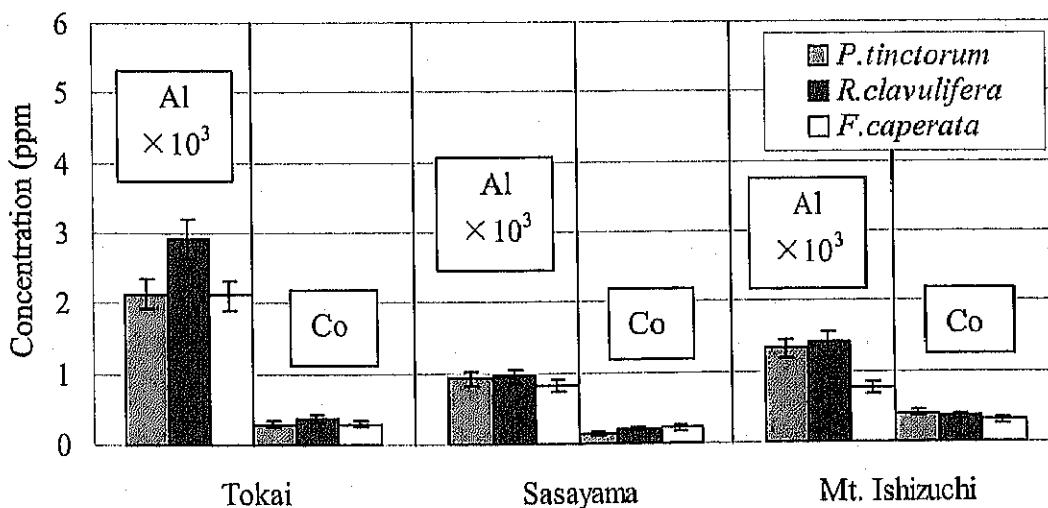


図2-19 ウメノキゴケ属3種のAlおよびCoの濃度

2-7-6 生育段階による元素濃度の変動

地衣類の生育段階による元素濃度の変化を検討するため、まず地衣体中の元素濃度の経年変化について富士山奥庭 2100m で採取したハナゴケおよびミヤマハナゴケについて比較した。それぞれ採取は1997年と1999年に行った。その結果を図2-20に示す。ただし、検出限界以下であった濃度はグラフ中に示さず、また1997年の試料のCuとTi、およびミヤマハナゴケのCs(J)、Fe(J)、Co(J)に対する定量は行っていないため、グラフ中には示していない。

ハナゴケおよびミヤマハナゴケともにMg, CaおよびCl濃度では経年変化は見られなかった。しかし、Na, Fe, V, Cs, Fe(J)およびCo(J)濃度では採取した年により地衣体中の元素濃度は異なった濃度を示した。したがって、Fe, Co(J)以外必須元素での地衣体中の元素濃度の変化は小さく、主に非必須元素で元素濃度の変動が見られた。

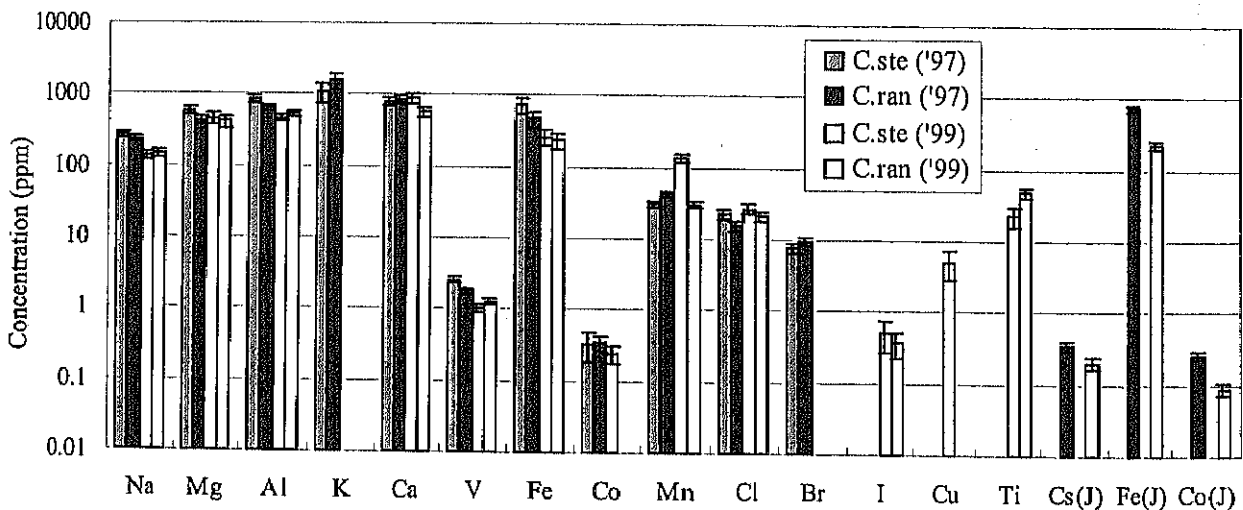


図 2-20 富士山奥庭 2100 m で 1997 年および 1999 年に採取した
ミヤマハナゴケおよびハナゴケの元素濃度

またハナゴケ属のような樹枝状地衣類は、上へ向かって成長し、ウメノキゴケ属のような葉状地衣類では中心から外側に向かって成長していく。よって、それぞれハナゴケ属では下の方が、またウメノキゴケ属では中心部分が同じ地衣体の中でも古くなる。したがって、同じ地衣体内の各部分で生理活性等が異なると考えられ、それが元素濃度にも反映している可能性がある。Loppi らによりキウメノキゴケの中心部と周辺部では元素濃度に違いがあることが報告されている (Loppi1997)。このような影響が見られないように試料を作成する際、地衣体全体を試料に用いるように心がけたが、ウメノキゴケ、キウメノキゴケは仮根が発達しておらず地衣体の中央が基物に密着して張りついているため、試料にする際基物を除去することが困難であった。したがって、試料を作成する際、地衣体の周辺部を中央部に比較して多く用いる傾向があった。ただし、マツゲゴケについては仮根が発

達しているため、中央部においても基物が除去しやすかったことから、地衣体全体を試料に用いることができた。よって、ウメノキゴケ属各種について使用部位の影響が見られるかどうか検討を行った。Loppi らによれば、キウメノキゴケの中央部では Al, Cs および Pb の濃度が高く、一方周辺部では Co, Cu, Mo および Zn の濃度が高いとされている。この報告をもとに中央部に高い Al と周辺部に Co の濃度を同一地域で採取されたウメノキゴケ属 3 種について比較してみると、マツゲゴケでは中央部に高いとされる Al 濃度が他の 2 種より高かった。一方、周辺部を多く試料に用いたと考えられるウメノキゴケ、キウメノキゴケでは、マツゲゴケ に比べて Co 濃度が高くなる傾向は見られず、試料を作成する際の地衣体部位依存性については結論できなかった。

第3章 特異な環境に生育する地衣体中の元素濃度

これまで個々の地衣類種について特別汚染がないような一般的な環境に生育をしている地衣類の元素濃度の変動要因について検討してきた。しかし、地衣類を指標として用いた場合、地衣類が対象とする汚染物質を高濃度に蓄積し、汚染による特異的な生育環境を反映することが必要である。したがって、人為的な汚染ではないが特異的な環境に生育する地衣類について、その環境が元素濃度中に反映されるか否かを検討した。

まず、恐山で採取したヤマトハナゴケ (*Cladonia carassensis* subsp. *japonica*) とイオウゴケ (*Cladonia vulucani*) は、恐山でも火山ガスが出る噴気孔近傍に生育していた。火山ガスはマグマ中の揮発性分が地表に噴出するもので、その化学成分の大部分は水蒸気であるが、毒性の強い元素も多く含まれる。このような植物にとって毒性の強い火山性ガスが、その環境に生育する地衣体中の元素濃度にどのような影響を与えるかどうか検討した。結果、ヤマトハナゴケ、イオウゴケでは他の地域で生育していた試料では検出できなかった As が高濃度で検出され、それぞれ As 濃度は 390, 10.4 ppm であった。一般に植物中の As 濃度は 0.03 ppm 程度とされており (不破 1986)、ここで得られた値は非常に高い。この結果、地衣類は As を蓄積する可能性を持つことが示唆された。As は人体にとって必須元素ではあるが、通常は非常に低濃度で、しかも必須性と毒性に対する量的範囲が非常に狭く、時として強い中毒を引き起こし死に至らしめるため、その挙動の把握が収容しされる。As を高濃度に蓄積する地衣類は、人体への影響を監視する上で有用である。しかし、As の高い蓄積が見られたヤマトハナゴケ、イオウゴケと同属であるハナゴケ属各種に同様の働きがあるかどうかは、検出限界が約 10 ppm と高いため、断言しがたい。またこれら 2 種は一般的に火山地帯の硫黄分の多い地上に生育することが知られていることから、特にこの 2 種が生理的に As に耐性を持つとも考えられる。したがって、ハナゴケ属全体の傾向については、さらに検出限界の低い検出方法を用いて、この 2 種以外のハナゴケ属各種中の As 濃度を測定する必要がある。

また Cu についても特異的な蓄積が観察された。茨城県つくば市にある筑波神社の石柵で採取したマツゲゴケからウメノキゴケ属各種の平均濃度以上の Cu が検出された。この試料は神社の社殿を囲む石柵上に生育していたものであるが、その上には銅板葺きの社殿の屋根があり、そこから流れる降水等が直接あたる位置である。ウメノキゴケ属各種の平均 Cu 濃度は、8.56 ppm であるのに対し、このマツゲゴケでは 45.2 ppm と約 5 倍の Cu が蓄積していた。よって、地衣類は Cu を大量に蓄積することが可能であることがわかった。

一般的に Cu は銅たんぱく質や銅酵素として存在し、動植物に必須元素である。しかし、このように大量に蓄積した銅は、Purvis らの報告によると固着地衣であるハウネンゴケ属 (*Acarospora*) などでは、地衣体中に含まれる地衣成分やシュウ酸と錯体を形成し、細胞壁に析出しているとされている (Purvis 1984, 1990)。したがって、このような細胞外における蓄積が生理的許容量を超える毒性元素の耐性を生み出していると考えられる。

以上、恐山、筑波神社いずれの場合も地衣類はその生育環境を反映し、特定の元素を高濃度で蓄積することが確認された。

第4章 地衣類中の放射性セシウム

4-1 核実験およびチェルノブイル原子力発電所事故におけるフォールアウト

1945年から行われた大気圏内核実験により環境中に大量の放射性物質が放出され、多種類の放射性核種が放射性降下物、すなわちフォールアウトを構成するようになった。これまで実施された大気圏内核実験の回数は423回におよびTNT換算で545.4Mtに達した。1959年代後半から1960年代前半をピークに多くの核実験が実施され、その結果、大量の人工放射性核種が地球全体に降り注いだ。核実験により生成される放射性核種は、中性子などの放射線により放射化されてできる誘導放射性核種、および連鎖反応における ^{235}U 、 ^{239}Pu などの核分裂生成物であるが、そのほとんどは核分裂生成物である。その代表的なものを表4-1に示す。このうち生成率が多く、寿命が長いものとして ^{137}Cs 、 ^{103}Ru 、 ^{140}Ba などがあげられる。

表4-1 核実験による主な核分裂生成物の収率と単位核爆発量あたりの生成量
(United Nations)

Nuclide	Half life	Representative fission yield (%)	Normalized production (PBq/Mt fission energy)
^{89}Sr	50.5 d	2.56	590
^{90}Sr	28.6 y	3.50	3.9
^{95}Zr	64.0 d	5.07	920
^{103}Ru	39.4 d	5.20	1500
^{106}Ru	368 d	2.44	78
^{131}I	8.04 d	2.90	4200
^{136}Cs	13.2 d	0.036	32
^{137}Cs	30.2 y	5.57	5.9
^{140}Ba	12.8 d	5.18	4700
^{141}Ce	32.5 d	4.58	1600
^{144}Ce	284 d	4.69	190

地球上の地域別に見ると年間降下量、蓄積量とも北半球の方が南半球より2~3倍大きい。これは、核実験のほとんど（核分裂収量の約90%）が北半球の成層圏内で行われたためである。また降下量は核実験の頻度を反映して1960年代前半が特に高い。しかし、1963年以降、米、英、旧ソ連間で部分的核実験停止条約が締結されたこともあり、その降下量は減少した。

1980年以降もその降下量は減少を続けたが、1986年4月26日に旧ソ連のチェルノブイル原子力発電所で起きた事故により大量の放射性物質が大気中に放出され、その年の降下量は再び上昇した。事故により放出された放射性物質の量は、 $1 \sim 2 \times 10^{18}$ Bqであり、主要な放射性核種は ^{131}I (6.30×10^{17} Bq), ^{134}Cs (3.5×10^{16} Bq), および ^{137}Cs (3.0×10^{16} Bq)であったと推定されている(放射線医学総合研究所 1995)。事故で放出されたセシウム降下量の地域分布を見てみると、旧ソ連が42%, ヨーロッパ諸国が38%, その他の地域が18%であった。図4.1にヨーロッパ各国に降下した放射性セシウム($^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$)の量を示す(Ichikawa 1988)。最も降下量が多かったのが、オーストリアで約620

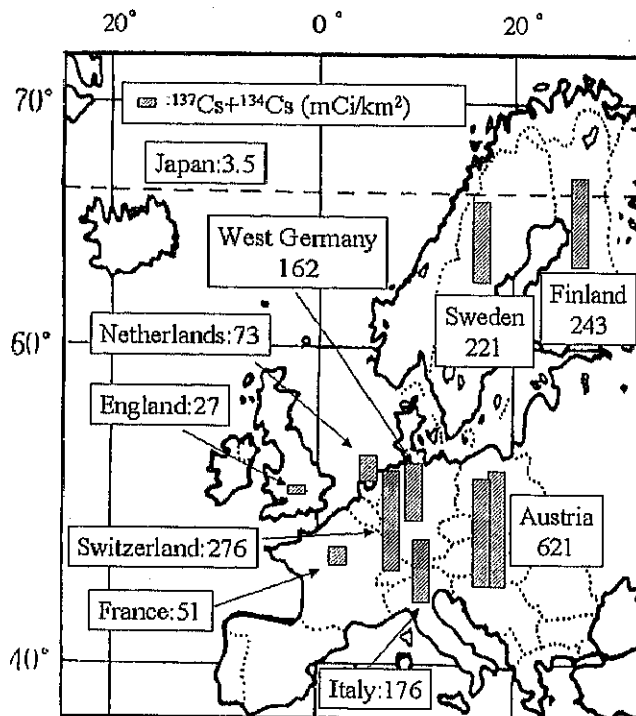


図4-1 チェルノブイル事故によるヨーロッパ各国に降下した放射性セシウム($^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$)

mCi/km², 少ないのがイギリスで27 mCi/km²であった。また図に示していないが、スペインやポルトガルでは、イギリスよりも降下量が少なかった。このような違いは事故直後の気象条件(風向きや降水の有無など)によるものと考えられている。

このように大量の放射性核種が放出され、大気中を拡散した後様々な経路をたどりフォールアウトとして生態系を汚染する。環境中に放出された人工放射性核種のうち、特に ^{137}Cs (半減期30.07年), ^{90}Sr (半減期28.78年), ^{131}I (半減期8.021日)が生成量も多く、また食品に移行しやすい。さらにこれらの核種は人体のある組織中に蓄積されることが知られており(佐伯1984), ^{137}Cs は筋肉へ、 ^{90}Sr は骨に、そして ^{131}I は甲状腺に蓄積することから重要視されている。

4-2 セシウム-137

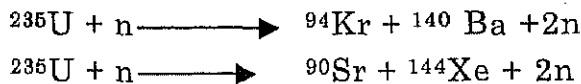
アルカリ金属元素であるセシウムには多くの放射性同位体(表4-2)があり、その中でも核実験や原子力施設から放出される ^{137}Cs は半減期が30.07年と長く、環境中での挙動が重要視されている。表4-2にセシウムの放射性同位体と壊変形式を示す。

表 4-2 セシウムの放射性同位体と壊変形式

Nuclid e	Half life	Decay process	Main product reaction
^{129}Cs	32.06 h	EC, β^+	$^{127}\text{I}(\alpha, 2n)^{129}\text{Cs}$
^{130}Cs	29.21 m	EC, β^+	$^{127}\text{I}(\alpha, n)^{130}\text{Cs}$
^{131}Cs	9.689 d	EC	$^{131}\text{Ba} \rightarrow ^{131}\text{Cs}$ (EC, 11.5 d)
^{132}Cs	6.479 d	EC, β^+ , β^-	$^{133}\text{Cs}(\gamma, n)^{132}\text{Cs}$, $^{133}\text{Cs}(p, pn)^{132}\text{Cs}$
$^{134\text{m}}\text{Cs}$	2.903 h	IT	$^{133}\text{Cs}(n, \gamma)^{134\text{m}}\text{Cs}$
^{134}Cs	2.065 y	β^-	$^{133}\text{Cs}(n, \gamma)^{134}\text{Cs}$
^{135}Cs	2.3×10^6 y	β^-	$\text{U}(n, f)^{135}\text{Cs}$, $^{135}\text{Xe} \rightarrow ^{135}\text{Cs}$ (β^- , 9.14 h)
^{137}Cs	30.07 y	β^-	$\text{U}(n, f)^{137}\text{Cs}$

^{137}Cs はウランによる核分裂により生成し、図 4-2 のように壊変する。

^{235}U や ^{239}Pu など質量数が重い核種は、熱中性子を吸収して核分裂を起こすと、質量数が 80~110 と 130~150 の二つの原子核になる。例えば



である。図 4-3 に ^{235}U の熱中性子による核分裂の収率曲線の概略を示す(日本アイソトープ協会 1992)。収率曲線は、通常、横軸に生成物の質量数を取り、縦軸は収率(%)の対数を示し、収率の合計が 200% になるように規格化されている。山の部分の収率は 6.5% 程度であり、質量数は 95 付近と 140 付近で、ちょうど ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{140}Ba などがこの位置にあたり、生成量が特に多い。

核分裂直後に生成した原子核の多くは、陽子より中性子を多く保有しているため、これらは最初のうち、極めて短い半減期の β^- 壊変を繰り返し比較的長い半減期の核種に壊変していく。さらに生成した核種は β^- 壊変を続けて、やがて安定な原子核に到達する。このうち、 ^{137}Cs は質量数 137 の原子核の β^- 壊変により以下のように生成する。

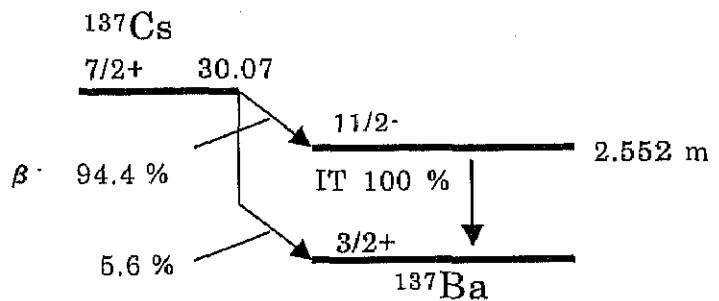
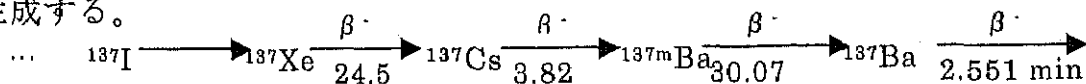


図 4-2 ^{137}Cs の壊変図

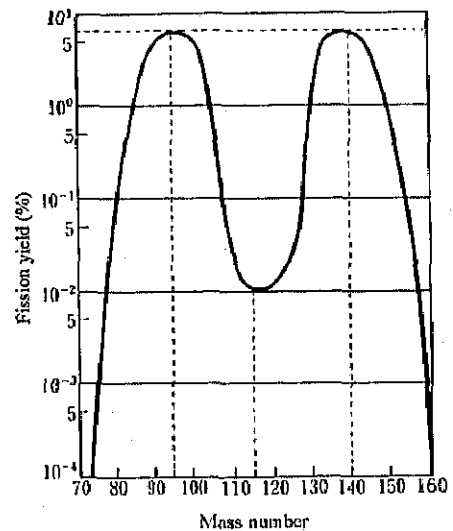


図 4-3 熱中性子による ^{235}U 核分裂の収率曲線の概略

表 4-3 にこれまでの ^{137}Cs 放出起源と放出量を示す。核実験により生成した ^{137}Cs の収率は 5.57 % であり、約 9.1×10^{17} Bq が生物圏に拡散し、チェルノブイル原子力発電所の事故によりさらに約 7.0×10^{16} Bq が放出された。また核燃料の再処理により約 4.0×10^{16} Bq が放出された（放射線医学総合研究所 1995）。

表 4-3 ^{137}Cs の主な発生源と放出量

Source	Released amount (PBq)
Atmospheric nuclear tests	910
Fuel reprocessing	40
Three Mile Island accident	70
Chernobyl accident	0.04
Windscale accident	0.02
Kosmos954 accident	0.03
Goiania accident	0.05

4-3 セシウム-137 の植物への移行

核実験または原子力施設から大気中に放出された放射性核種は、大気中で拡散しながら、一部は徐々に地表面に降下し、やがて植物等に取り込まれていく。植物における放射性物質の汚染経路は、「大気からの沈着」と「土壌からの経根吸収」の 2 つに大別されるが、 ^{137}Cs の場合は、大気経由より土壌からの経根吸収の寄与が大きい。したがって、植物中の ^{137}Cs 量は土壌の影響を受ける。

チェルノブイル事故後、各種生態系における様々な研究が行われ、そのうち森林生態系に取り込まれた土壌中の放射性セシウムを、キノコが特異的に濃縮することが明らかにされた。チェルノブイル事故後、ヨーロッパを中心にキノコ中の ^{137}Cs の最大値が 100 kBq/kg dry weight を越えるという報告もある (Baldini1989)。一方、我が国のキノコでも核実験のフォールアウト寄与ながら 16 kBq/kg dry weight という値が見つまっている (Yoshida1996)。 ^{137}Cs 濃度がキノコで特に高い原因は、森林の表層土壌が有機物に富み、そこに加わった ^{137}Cs はキノコの菌糸に吸着されやすい形で存在することと、キノコが高等植物などに比べセシウムを選択的に取り込みやすい性質を持っていることに関係している。キノコは森の動物の餌でもあり、鹿の肉の ^{137}Cs 濃度が高い原因ともなっている。

またキノコ以外に森林系で指標として注目を受けているのが蘚苔類である。蘚苔類はキノコのように採取時期を気にせずに採取することが可能であり、生育期間も長い。さらに栄養分や水分を仮根から吸収せず、大気中に露出している葉や茎から摂取するため、土壌の影響を受けにくく、生育期間中の降下物の影響を強く反映するものとして、指標種としての研究が進んでいる。また蘚苔類のなかでもイワダレゴケ (*Hylocomium splendens*) のように成長年の判別が可能な種もあり、これを用いることによりフォールアウトの経年変化を把握する試みにも用い

られている (Isomura1994)。

以上のように、核実験や原子力施設により放出された ^{137}Cs は、グローバルな汚染を引き起こし、また生態系に入ったものは系内で循環している。

4-4 地衣体中のセシウム-137 の放射能測定

試料中の ^{137}Cs は、半減期 30.07 年で $^{137\text{m}}\text{Ba}$ に β -壊変し、その後 γ 線を放出して ^{137}Ba に落ち着く。よって、測定ではこの際放出される γ 線を検出し、地衣体中の ^{137}Cs 濃度を定量した。

測定試料は機器中性子放射化分析による多元素分析試料と一緒に作成した地衣類粉末試料約 2 g を試料の高さをそろえるためのアクリル円盤とともにプラスチック容器 (容量 5 ml) に封入し、さらに測定器の汚染を避けるため、チャック付きポリエチレン袋に容器ごとに入れて測定した。

測定は筑波大学アイソトープセンターの低バックグラウンド γ 線測定装置を用いて行った。この測定装置は自然放射線からの γ 線を遮蔽するための鉛遮蔽試料台と Ge 半導体検出器 IGC 25190 (相対効率 26.65 % : Princeton Gamma Tech 製) および 4095 チャンネル波高分析器 (MCA7800 : SEIKO EG&G 製) からなる γ 線スペクトロメトリを組み合わせたものである。測定時間は約 1~8 日であった。得られた γ 線スペクトルの代表的なものを図 4.4 に示す。例えば、1326 チャンネルの計数効率は 2.08 % であった。

筑波大学アイソトープセンターの低バックグラウンド γ 線測定装置を用いて行った。この測定装置は自然放射線からの γ 線を遮蔽するための鉛遮蔽試料台と Ge 半導体検出器 IGC 25190 (相対効率 26.65 % : Princeton Gamma Tech 製) および 4095 チャンネル波高分析器 (MCA7800 : SEIKO EG&G 製) からなる γ 線スペクトロメトリを組み合わせたものである。測定時間は約 1~8 日であった。

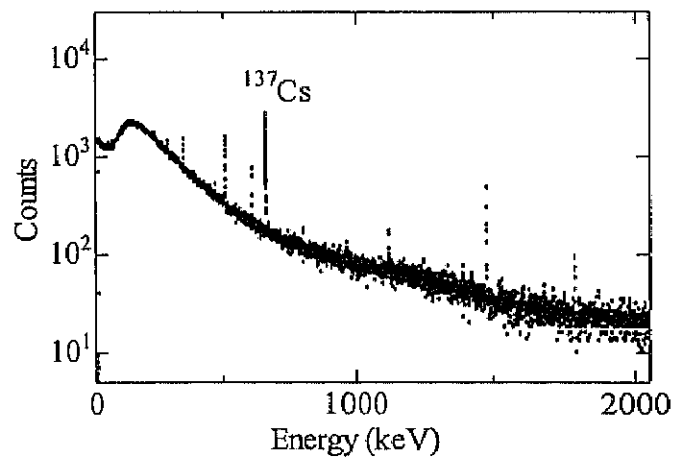


図 4.4 低バックグラウンド測定装置で測定した C.ran (富士奥庭 2300/98) の γ 線スペクトル

4-5 地衣体中のセシウム-137 濃度

まず、広島県湯来町で採取したハナゴケを用いて試料依存性について検討を行った。試料作成の際、個体ごとの差を均一化するため、無作為に個体を選び、混

ぜて試料を作成しているが、環境試料のため依然試料ごとの差があると考えられる。よって、同一地で採取した試料を同じ日に調整し、5つの容器にわけて測定を行った。表4-4に各試料の ^{137}Cs 濃度を示す。

表4-4 広島県湯来町で採取したハナゴケ各試料中の ^{137}Cs 濃度

	ID	^{137}Cs (Bq/kg)
C. ran (湯来)	1	12.0 ± 1.39
	2	15.8 ± 1.77
	3	14.2 ± 1.61
	4	12.1 ± 1.40
	5	19.0 ± 2.10

同様の方法で作成した5試料の ^{137}Cs 濃度の平均は 14.6 ± 3.71 Bq/kgで、同一試料内の変動は約25%であった。

以下定量した地衣体中の ^{137}Cs 濃度を表4-5に示す。定量値はすべて試料を採取した日の正午に補正してある。また表中の誤差は計数誤差と実験誤差を含んだものである。試料依存性による誤差は含んでいない。定量できなかった元素については検出限界値を示し、検出限界値は 3σ とした。

表 4-5 地衣体中の ^{137}Cs 濃度

Sample	Sampling date	^{137}Cs (Bq/kg)	Sample	Sampling date	^{137}Cs (Bq/kg)
C.car (恐山)	97.10.17	49.1 ± 5.12	P.tin (東海)	99.3.5	<5.44
C.cri (美瑛)	99.8.3	93.3 ± 10.8	P.tin (白子)	98.5.19	<5.66
C.ama (美瑛)	99.8.3	78.9 ± 8.8	P.tin (茂原)	99.6.25	<5.51
C.ama (富士奥庭2300:'98)	98.7.25	49.4 ± 5.2	P.tin (つくば北条)	98.5.22	<5.60
C.ama (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	46.2 ± 5.1	P.tin (篠山)	98.8.22	<5.37
C.gla (富士奥庭2300:'98)	98.7.25	51.9 ± 5.6	P.tin (石鎚山)	99.3.17	<6.22
C.gla (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	62.7 ± 7.0	P.tin (耶馬溪ダム)	99.3.16	<6.36
C.ste (富士奥庭2100:'97)	97.8.11	63.2 ± 7.3	R.cla (東海)	99.3.5	8.2 ± 1.0
C.ste (富士奥庭2100:'99)	99.9.12	45.5 ± 5.2	R.cla (茂原)	99.6.25	<5.82
C.ste (富士奥庭2300:'98)	98.7.25	26.2 ± 3.0	R.cla (西湖)	98.7.24	5.0 ± 0.7
C.ste (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	23.7 ± 2.6	R.cla (篠山)	98.8.22	<4.28
C.ste (お中道)	98.7.25	20.8 ± 2.4	R.cla (石鎚山)	99.3.17	<5.75
C.ran (美瑛)	99.8.3	86.6 ± 9.5	F.cap (秋田堀川)	99.7.13	28. ± 3.1
C.ran (秋田堀川)	99.7.13	6.99 ± 0.88	F.cap (東海)	99.3.5	9.7 ± 1.2
C.ran (ひたちなか)	97.8.28	<5.57	F.cap (西湖)	98.7.24	<5.96
C.ran (富士奥庭2100:'97)	97.8.11	51.6 ± 5.4	F.cap (篠山)	98.8.22	<5.55
C.ran (富士奥庭2100:'99)	99.9.12	82.3 ± 9.0	F.cap (石鎚山)	99.3.17	<6.28
C.ran (富士奥庭2300:'98)	98.7.25	28.0 ± 3.1	Pe.ap (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	732 ± 75
C.ran (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	29.4 ± 3.2			
C.ran (お中道)	98.7.25	16.8 ± 2.1			
C.ran (百丈岩)	98.8.22	<8.97			
C.ran (小金ヶ岳no.116)	98.8.23	9.4 ± 1.1			
C.ran (小金ヶ岳no.117)	98.8.23	<5.93			
C.rag (湯来)	98.11.6	12.0 ± 1.4			
C.ran (柿坂)	99.3.16	13.0 ± 1.5			
C.arb (高遠)	97.6.29	<5.68			
C.arb (小金ヶ岳)	98.8.23	8.58 ± 1.1			
C.mit (美瑛)	99.8.3	96 ± 11			
C.mit (秋田堀川)	99.7.13	8.5 ± 1.0			
C.miti (五色沼)	99.9.7	17.3 ± 2.0			
C.mit (お中道)	98.7.25	20.1 ± 2.4			
C.agg (高雄)	97.11.4	10.5 ± 1.2			
C.agg (百丈岩)	98.8.22	<6.01			
C.agg (小金ヶ岳)	98.8.23	9.44 ± 1.13			
C.agg (東広島)	98.11.12	<5.46			
C.agg (柿坂)	99.3.16	39.5 ± 4.7			
Ce.la (富士奥庭2300:'98)	98.7.25	42.8 ± 4.6			
Ce.la (富士奥庭2300:'99)	99.9.12	32.6 ± 3.9			

日本各地から採取した地衣類 56 試料中 36 試料から ^{137}Cs が検出され、その濃度範囲は 5.07~732 Bq/kg であった。試料調整の際、地衣体の付着土壌による ^{137}Cs 汚染を避けるため地衣体を純水で洗浄したが、Feige らによりイオン交換水に一週間浸

した地衣体からの ^{137}Cs の逸脱は最大 9.3 % という報告があることから (Feige1990), 地衣体の洗浄による減少はほとんど無視できる。

地衣体中の ^{137}Cs レベルを評価するため, 地衣体中の ^{137}Cs 濃度を放射性核種の指標としてよく用いられる土壌や松葉, ススキ, キノコの ^{137}Cs 濃度と比較した。

まず茨城県那珂郡東海村で採取した地衣体中の ^{137}Cs 濃度と同地域の試料を扱った吉田らによる報告を比較した (Yoshida1998)。ただし, 吉田らの試料は本研究の元素濃度の比較で用いた試料と同じものである (表 4-6)。

表 4-6 東海村で採取された地衣類, 土壌, 高等植物およびキノコ中の ^{137}Cs

	Sampling date	n	^{137}Cs (Bq/kg)
Lichen (This work)	'98	3	<5.44~9.75
Soil	'90	2	34.7
Pinus thunbergii	'90	1	<3.3
Miscanthus sinensis	'90	1	<5.9
Mushroom	'89~'91	5	36~3110

報告の試料は, 本研究の地衣類を採取した年より約 8 年前に採取されているため, 濃度の比較には報告された値に物理的半減期による減衰を考慮する必要がある。文献の試料を 1990 年に採取したと仮定し, 1998 年までの 8 年間の減衰は物理学的半減期による減衰は報告値の約 16.8 % である。よく放射性核種の指標植物として用いられている松葉, またススキでは ^{137}Cs 濃度が検出限界以下であるのに対し, 土壌, キノコおよび地衣体中の ^{137}Cs 濃度が高かった。しかし, 核実験のような広範囲の放射能汚染の指標としての利用することを考えた場合, 土壌は地域により土性が異なるため, ^{137}Cs に対する蓄積率が異なり, 単純な比較が困難である。

また高い ^{137}Cs 濃度が見られたキノコは一年生なので採取時期が限られるため指標として用いるには不便である。キノコを含め, 高等植物への放射性核種の汚染経路は, 大気からの沈着と土壌からの経根吸収がある。 ^{137}Cs の場合, 植物による取り込みは大気経由より土壌からの経根吸収の方が大きく, そのため植物中の ^{137}Cs 濃度は土壌の影響を受け, 土壌同様指標としての比較は困難である。しかしながら, 地衣類は多年生のため, 年間を通して採取が可能であり, また根を持たず経根吸収をしないことから, 土壌からの ^{137}Cs の取り込みはないと考えられる。さらに地衣体中の ^{137}Cs 濃度も高いことから, 地衣類は他の指標に比べ, 指標として有用であることが示唆された。

また富士山で採取した地衣類とすでに報告されている富士山の土壌, キノコおよび蘚苔類中の ^{137}Cs 濃度を比較した (表 4-7)。

表 4-7 富士山で採取された地衣類, 土壌, キノコおよび蘚苔類中の ^{137}Cs

	Sampling date	Altitude (m)	^{137}Cs (Bq/kg)
Lichen: Dry weight (This work)	'98	2300	26.2~51.9
Substrate ^{a)} : Dry weight	'89~'90	2305	91~526
		2045	204~428
Mushroom ^{a)} : Flesh weight	'89~'90	2305	61~1070
		2045	81~278
Moss ^{b)} : Dry weight	'91	1400~2230	38.0~359
a)	Sugiyama.H 1994	b)	Isomura1993

得られた地衣体中の ^{137}Cs 濃度は, キノコや土壌よりも1桁から2桁少ない値となっているが, 一般に ^{137}Cs を蓄積し, 指標として用いられている蘚苔類と同程度の値であった。したがって, 地衣類は長期間の蓄積の指標として多年生の蘚苔類とともに有用な指標であることがわかった。

4-6 地衣体中のセシウム-137 の取り込み

^{137}Cs の取り込みに影響を与えると考えられる因子について検討した。

4-6-1 属, 種による違い

1. 同一種の比較

ハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度の相対標準偏差は 87.3 % と必須元素の相対標準偏差に比べて大きかった。したがって, 地衣体中の ^{137}Cs 濃度は生理的に取り込みが制御されていないと考えられ, 各ハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度差は ^{137}Cs 濃度の地域的な差を反映していると考えられる。

また, ウメノキゴケ属の各種は, 検出限界以下の試料が多く, 検討できなかった。

2. 同一属の比較

同一地域で採取したハナゴケと同一属に属すハナゴケ属各種について検討した。図 4-5 に北海道美瑛および 1999 年富士山奥庭で採取したハナゴケ属各種の ^{137}Cs 濃度を示す。

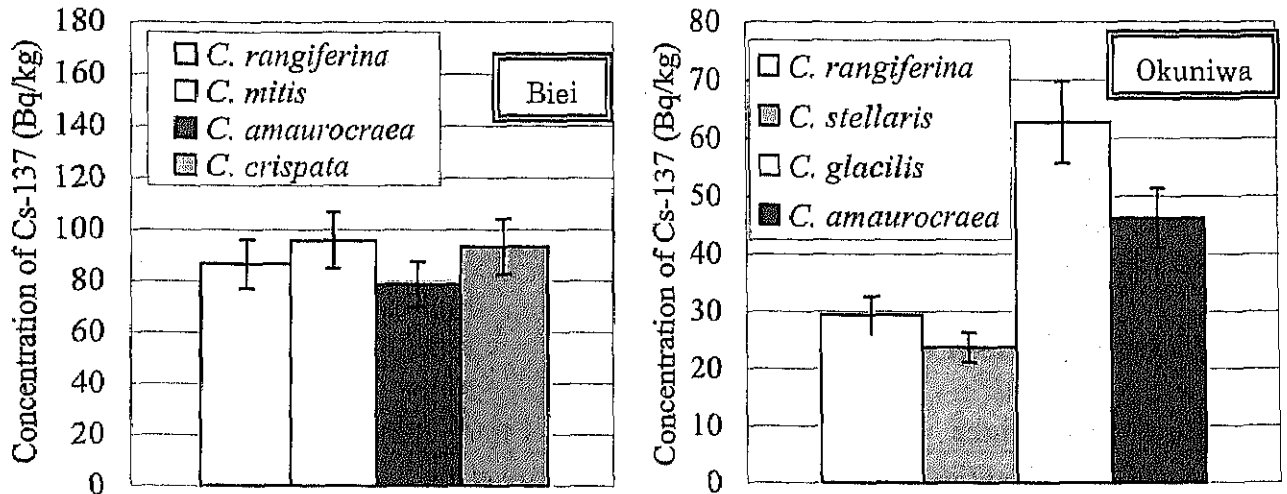


図 4-5 北海道美瑛および富士山奥庭で採取したハナゴケ属各種の ¹³⁷Cs 濃度

美瑛で採取したハナゴケ属各種の ¹³⁷Cs 濃度は一致したが、奥庭では差が見られた。このような傾向は同地で 1998 年に採取したものについても見られる。ハナゴケ属は狭義に *Cladina* と *Cladonia*, *Cladia* に分けられ、図中の前 2 種は *Cladina*, 後者 2 種は *Cladonia* に分けられる。他の地域において採取した *Cladina* の各種で地衣体中の ¹³⁷Cs 濃度には大きな濃度差が見られないことから、*Cladina* と *Cladonia* で取り込みに関する差があるのではないかと思われる。しかし、美瑛の試料ではそのような違いは見られていないことからさらに試料数を増やし、検討する余地がある。

3. 異属間の比較

まずウメノキゴケ属種とハナゴケ属種と一緒に採取できた秋田県秋田市堀川の試料を用いて属による比較を行った。堀川で採取したウメノキゴケ属の種は松に着生していたキウメノキゴケであり、ハナゴケ属は土壤上に生育していたハナゴケとワラハナゴケで、それぞれ 28.0 ± 1.29 Bq/kg, 6.99 ± 0.531 Bq/kg, 8.50 ± 0.585 Bq/kg とキウメノキゴケの方がハナゴケ属 2 種に比べて ¹³⁷Cs 濃度が高かった。しかし、一般に陸上生の地衣類の方が、樹皮生の地衣類より高い濃度を示すことが知られているが (Kwaulinski1985, Hofmann1993), 堀川の試料は逆の傾向を示した。測定した全ウメノキゴケ属試料およびハナゴケ属試料で比較してみると、どちらの試料も日本各地から採取しているのにも関わらず、ハナゴケ属各種は 39 試料中 32 試料 (82.1%) で ¹³⁷Cs が検出できたのに対し、ウメノキゴケ属は 17 試料中 4 試料 (23.5%) でしか検出できず、陸生地衣類では ¹³⁷Cs 濃度が高いという傾向が見られた。堀川における採取では、他の地点で採取したもの (背丈 7 cm 程度) に比べてハナゴケおよびワラハナゴケは背丈が 4 cm 程度と短く、小さかったのに対し、キウメノキゴケは直径が 10 cm を越えているものが多く、よく生育していた。また採取地は海岸わきの防風林で

あり、定期的に下草が刈られていることから、土壌上に生育するハナゴケ属各種もそのとき一緒に刈り取られた可能性がある。本研究で採取したハナゴケはキウメノキゴケに比べ生育年数が短く、このため ^{137}Cs 濃度は生育年数、すなわち取り込みの時間を反映してハナゴケ属の方が少なかったと考えられる。したがって、堀川で見られた濃度差は例外であり、一般にハナゴケ属の方がウメノキゴケ属各種より ^{137}Cs を高く蓄積する傾向があることがわかった。このような濃度の違いは、ハナゴケ属各種は地上で上が比較的開けた場所に生育するのに対し、ウメノキゴケ属各種は樹皮上に生育するため、キウメノキゴケ属各種では ^{137}Cs を含むフォールアウトが樹冠等によって遮られ、ハナゴケ属各種に比べ低濃度になると思われる。

4-6-2 生育環境による比較

ハナゴケ属の各種は土壌生であるが、経根吸収しないので、生育環境による影響は考慮しなかった。またウメノキゴケ属については生育基物が異なるが、多くの試料で ^{137}Cs は検出できなかつたため、検討できなかつた。

4-6-3 生育段階による比較

地衣類はその成長速度が遅いため、長期間にわたって ^{137}Cs を取り込み蓄積すると考えられる。よって、地衣体中の蓄積が成長によりどのように変化するかを検討するため、富士山奥庭で採取したハナゴケを用い ^{137}Cs 濃度の経年変化を調べた。1997年と1998年に採取した場所が標高にして約200 m異なることため、1999年は両方の場所から採取した。図4-6に各試料中の ^{137}Cs 濃度を示した。実線の誤差棒は計数誤差と実験誤差を含んだものである。標高2100 mの地点では、2年後に採取したハナゴケの ^{137}Cs 濃度は上昇した。一般に

^{137}Cs の物理学的半減期により地衣体中の

^{137}Cs 濃度は減少するはずであるが、そのような傾向は見られなかつた。それは ^{137}Cs が土壌の舞い上がりなど供給されつづけている可能性も示唆するもので、少なくとも時間が経過しても減少せず逆に増加していることが示された。

広島県湯来町で採取したハナゴケで確認した試料依存性は25%であり、これを考慮すると誤差は点線で表したようになる。よって、最大の誤差を見積もった場合、1997年および1999年に採取したハナゴケ中の濃度差は誤差範囲内で一致し、また2年間の ^{137}Cs の物理学的半減期による減衰は4.51%であることからこの誤差よりも小さく、

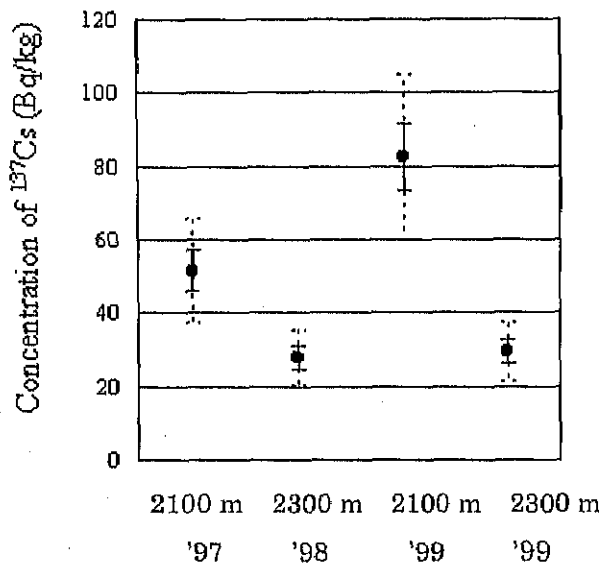


図4-6 富士山奥庭で採取したハナゴケの ^{137}Cs 濃度の経年変化

測定による地衣体中の ^{137}Cs 濃度の経年変化は見られなかった。また標高 2300 m の地点では、計数誤差と実験誤差範囲内で一致した。1 年間の ^{137}Cs による物理学的半減期を考えると、その減衰は 2.28 % であり、これは試料測定時の誤差 11 % よりも小さい。したがって、本研究で観察した期間では地衣体中の ^{137}Cs 濃度の経年変化は見られず、今後、経年変化を観察するためには、長期に研究を続けるとともに、試料数を多くする必要がある。

4-6-4 セシウム-137 と安定なセシウム同位体濃度との相関

地衣体中に含まれる ^{137}Cs の取り込み機構を推定するため、土壌起源と考えられる安定セシウム ^{133}Cs との比較を行った。安定同位体である ^{133}Cs を (n, γ) 反応により放射化し、 ^{134}Cs (半減期 2.065 年) として定量した。図 4-7 に ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度の相関を示す。相関係数は 0.248 で、地衣体中の ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度には相関は見られなかった。したがって、地衣体中の ^{137}Cs 濃度は土壌に影響を受けてないことが示唆され、土壌の影響を受ける他の植物より指標として有用であることが確認された。

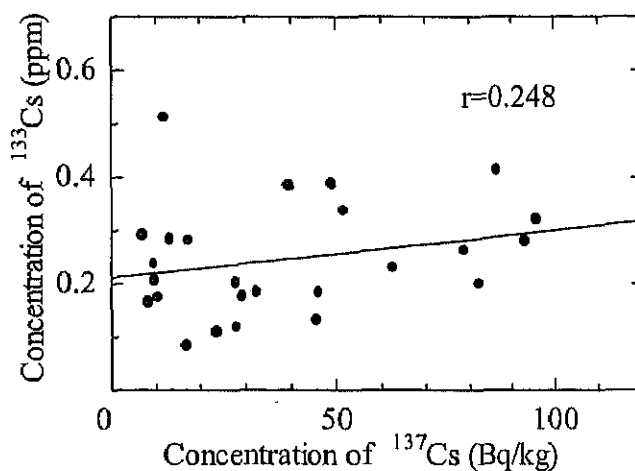


図 4-7 地衣体中の ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度の相関

また ^{137}Cs 、 ^{133}Cs 濃度ともに種により差が見られたので、比放射能を用いて比較した。比放射能は放射性核種濃度と安定同位元素濃度との比、すなわち放射性同位元素を含む物質の単位質量あたりの放射能の強さを示し、環境が長期にわたって慢性的に

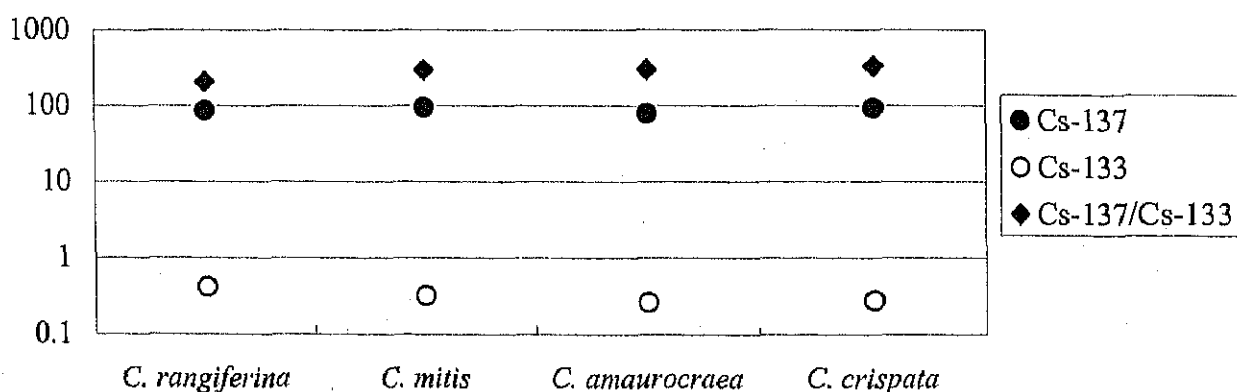


図 4-8 北海道美瑛で採取した地衣体中の ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度および比放射能

汚染され、地衣体中に導入された放射性核種の分布が、すでに存在する天然の安定同位元素のそれとほぼ等しくなったような状況を仮定している。図 4-8~4-10 に美瑛、秋田堀川、1999 年富士山奥庭で採取した地衣体中の ^{137}Cs (Bq/kg), ^{133}Cs (ppm) の濃度および比放射能 (Bq/mg) を示す。

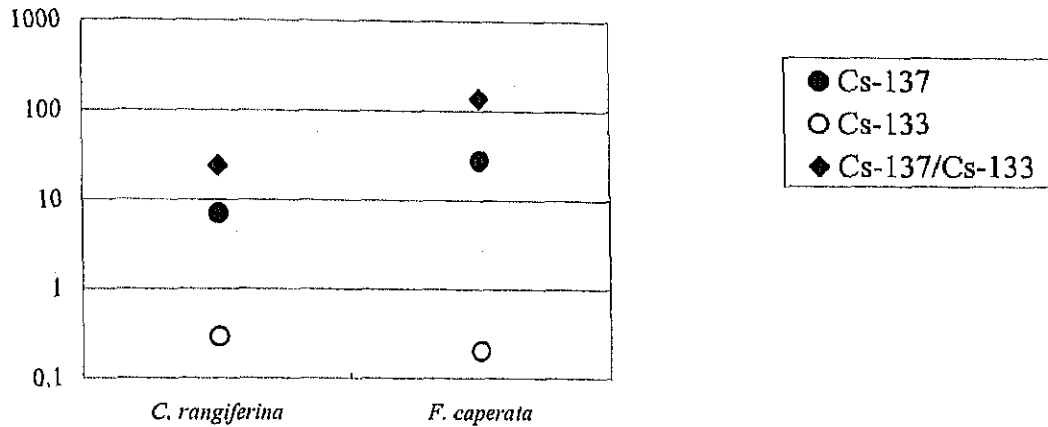


図 4-9 秋田県秋田市堀川で採取した地衣体中の ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度および比放射能

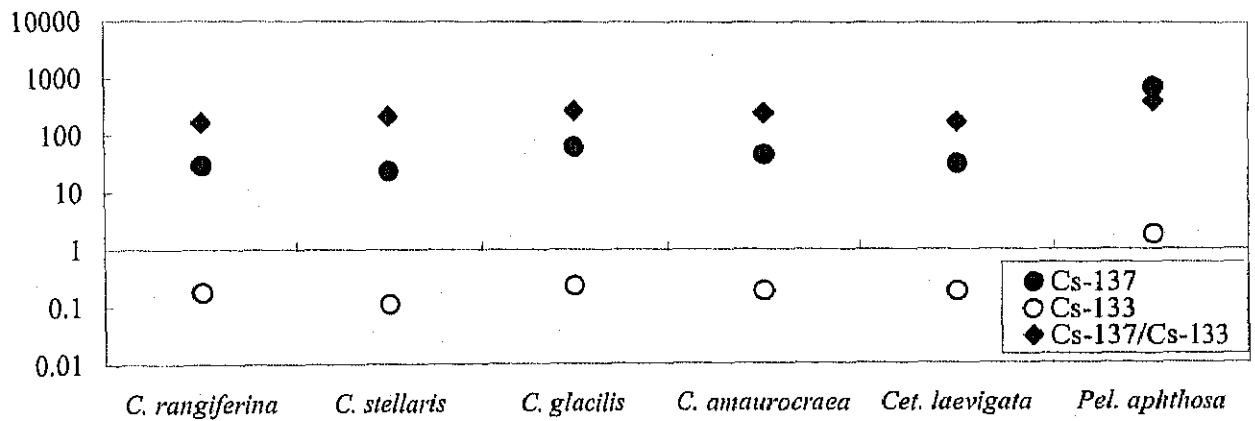


図 4-10 1999 年富士山奥庭 (標高 2300 m) で採取した地衣体中の ^{137}Cs 濃度と ^{133}Cs 濃度および比放射能

美瑛で採取されたハナゴケ属各種は ^{137}Cs 濃度, ^{133}Cs 濃度および比放射能とも誤差範囲内で一致した。また秋田市堀川では ^{137}Cs 濃度が 2 種で大きく異なるが, ^{133}Cs 濃度はほぼ一致している。よって比放射能は一桁以上異なる値となったが, これはハナゴケの成長期間が短かったため ^{137}Cs の取り込みが少なかったことを反映していると考えられる。

また 1999 年に富士山奥庭で採取したハナゴケ属各種, マキバエイランタイおよびヒロハツメゴケについて比較を行った。マキバエイランタイは樹枝状地衣で, ハナゴ

ケ属各種と形態が似ているのに対し、ヒロハツメゴケは葉状の形態をとっている。ただし、すべて土壌生の地衣類である。それぞれの濃度を比較してみるとヒロハツメゴケが ^{137}Cs 、 ^{138}Cs 濃度とも非常に高い値を示している。これはヒロハツメゴケの葉状面が土壌に平行に生育し、フォールアウト起源の ^{137}Cs を取り込むための大きな表面積を有しているためであると考えられる。さらに ^{138}Cs 濃度も高いことから、Cs を取り込みやすい生理機構を持っていると考えられる。また比放射能は、ハナゴケ属各種とマキバエイランタイ、ヒロハツメゴケとほとんど変わらない値を示している。よって、このように比放射能を用いることにより、種や属の異なる地衣類を用いても、指標として比較が可能であることがわかった。ただし、土壌生と樹皮生のように生育環境が異なる場合についてはさらなる研究が必要である。

また化学的性質のよく似たある種の金属間では、生体内に互換性のあることが知られている。すなわち、必須な元素が欠乏状態になると、他の元素が代替元素として働くことがある。互換性を示す元素相互の関係は代替効果が部分的なものから全体的なものまであり、どの元素を要求するかはその生物体による。多くのバクテリアや、ある種の藻類で K は同族の Rb と互換性があることが知られており (不破 1986)、このことから同じアルカリ金属である Cs も互換性をもつ可能性があるが、本研究結果からは有意の相関は認められず、安定なセシウム同位体も放射性セシウム生理的機能を果たしていないのではないかと考えられる。

4-7 セシウム-137 の指標としての地衣類

これまでの結果により、松葉やススキなどの他の植物に比べ、地衣体中の ^{137}Cs は高いことがわかり、その他いろいろな特徴を得ることができた。ここでは、その結果を総合して、地衣類の ^{137}Cs に対する指標への有用性について考察する。

本研究で用いた地衣類は、日本および北半球に広く分布し、地衣体も大きく採取しやすいことから試料にもしやすい。また地衣類は一般的に種の同定が難しいが、用いた種は比較的素人にもわかりやすい種である。さらに他の研究でも扱われているため、比較検討がしやすいという特徴をもつ。

また地衣体中の ^{137}Cs 濃度の定量により、環境放射能の指標として最も良く用いられる松葉に比べて数倍から数十倍の ^{137}Cs を蓄積していることがわかった。これまで用いられてきた指標は、1年または数年で枯れ落ちてしまうため、長期の蓄積をせず、また含まれる ^{137}Cs 濃度もごく微量で検出が困難であった。しかし、地衣類は、 ^{137}Cs を高濃度に蓄積し、検出が可能である。また土壌はその性質に伴い ^{137}Cs 濃度が異なるため、土壌と植物はその影響を受けるが、地衣類は根を持たないため経根吸収しないこと、また土壌起源の安定 Cs と ^{137}Cs 濃度は相関がないことから、土壌の影響を受けていないことが確認された。したがって、地衣体中の ^{137}Cs 濃度は直接フォールアウトを反映していると考えられ、指標として有用であることがわかった。

本研究で用いた 4 種の地衣類のうち、ハナゴケが他の 3 種より ^{137}Cs 濃度が高く、

指標種としてより適していることがわかった。ハナゴケは特に北欧において生態系中の優占種であり、地衣類—トナカイ—人間という食物連鎖に関与していることから報告例も多い。したがって、ハナゴケを用いることにより、他の国のデータとの比較も可能である。

また ^{137}Cs 濃度は種、属によって異なることがわかった。しかし、同じ土壌に生育するなど生育環境が同じ場合、種、属が異なっても比放射能は同程度の値を示した。これより比放射能を用いることによって種、属間の比較が可能であることがわかった。以上、この結果をもとに、地衣類、特にハナゴケを用いて日本全国の ^{137}Cs 濃度分布の把握を試みた。

4-7-1 地衣体中のセシウム-137 濃度—日本と世界の比較

日本の ^{137}Cs 濃度を評価するため、本研究で得られたハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度と、すでに報告されている各国で採取された地衣体中の ^{137}Cs 濃度について比較を試みた。表 4-8 にハナゴケの本研究で得られた ^{137}Cs 濃度の平均値と各国の値を示す。

表 4-8 各国のハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度

	Japan (This work)	Sweden ^{a)} (Västerbotten)	France ^{a)} (Bretagne)	Italy ^{a)} (Toscana)	Russia ^{b)} (Yamal Peninsula)
	'97~'99	'88	'87	'89	'76, '88~'91
^{137}Cs (Bq/kg)	34.7	28567	29	178	315

^{a)} Feige1990

^{b)} Nifoutova1995

日本で採取したハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度は、ヨーロッパやロシアの各国のものに比べ、低い濃度であった。これは表に示したヨーロッパおよびロシアの値はどれも 1986 年に起こったチェルノブイル事故後に測定された値で、その影響を受けて高い値となっているためであると考えられる。

現在はこれらの報告から 10 年あまりが経過し、生物学的半減期を考えず、物理的半減期のみを仮定すれば ^{137}Cs の物理学的半減期 30.07 年から約 20 %程度減衰していると考えられるが、それを考慮してもまだ日本の値よりも大きく、ヨーロッパ、ロシアではチェルノブイル事故の影響が未だ残っていることが伺える。

4-7-2 日本全国の放射能分布

現在、大気圏内核実験や原子炉の事故などによって放出されたフォールアウトは、

長期間の汚染を引き起こし、未だ生態系に影響を与えている。我が国では、系統的に各都道府県の衛生研究所、また日本分析センター等の協力により環境放射能調査が行われてきたが、昭和 55 年の中国での大気圏内核実験を最後に大気圏内の核爆発実験が中止されたことから、調査対象試料全般で経年的な放射能濃度の減少傾向が見られている。最近では放射化学分析によっても ^{137}Cs 濃度が検出未満の試料が増加し、特に陸上の試料では約 8 割ほどで検出されなかった。よって、日本の放射能レベルは大変低くなっており、これらの影響を評価するにはより高濃度に蓄積する指標が求められている。

したがって、本研究では高い蓄積傾向を示したハナゴケを指標種として用い、日本全国の ^{137}Cs 分布を検討した。図 4-11 に日本各地から採取したハナゴケ中の ^{137}Cs 濃度を示す。試料の採取は 1997 年から 1999 年の 2 年間であり、この間の物理的半減期を考えると濃度の減少率は 4.51 % であり、その寄与は小さいことから、採取した年による減衰は無視した。また一般に地衣体中の ^{137}Cs 濃度は標高の上昇とともに高くなることが知られている (Kwapulinski 1985)。さらに地衣類と同様に栄養分や水分を大気由来の降下物に依存するとされている蘚苔類においても富士山において標高

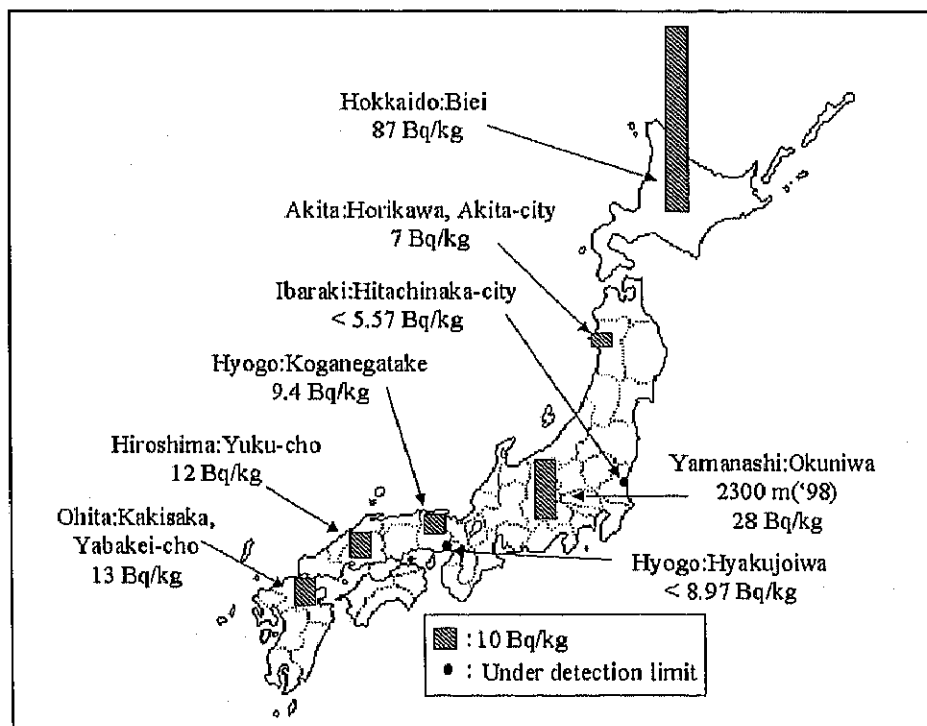


図 4-11 ハナゴケを指標とした日本各地の ^{137}Cs 濃度

による影響が観察されている (Isomura 1993)。本研究で用いた試料は主に標高 1000 m 以下で採取したものであるが、富士奥庭で採取した試料のみ 2000 m を越える。よって、富士山で採取された蘚苔類の標高との ^{134}Cs の回帰係数 2.69×10^{-3} を用い、富士山奥庭で 1998 年に採取したハナゴケの ^{137}Cs 濃度を標高 1000 m に補正すると、

その減少量は 3.50 Bq/kg である。

大きな傾向として、日本の ^{137}Cs 濃度は南から北にいくにしたがって高くなる傾向が見られた。しかし、秋田で最低の値が得られたが、前述のように今回測定した地衣体が若かったため、蓄積が少なかったためである。したがって、日本全国の ^{137}Cs 分布は南から北にいくにしたがって高くなる傾向があることがわかった。また他のハナゴケ属各種、ウメノキゴケ属各種についても同様の結果が得られ、この傾向は明らかとなった(図 4-12)。このような地域的变化は、他の指標によっても報告されており、降下物による観察では、特に、秋田の人口放射性核種の降下量は日本で観察した中では最も高く東京の約 2 倍であったと報告されている (Katsuragi 1983)。また秋田の高い人工放射性核種の降下量については、チェルノブイル事故によるフォールアウトでも観察されている (Aoyama 1987)。参考として、1963 年から 1991 年まで降下物

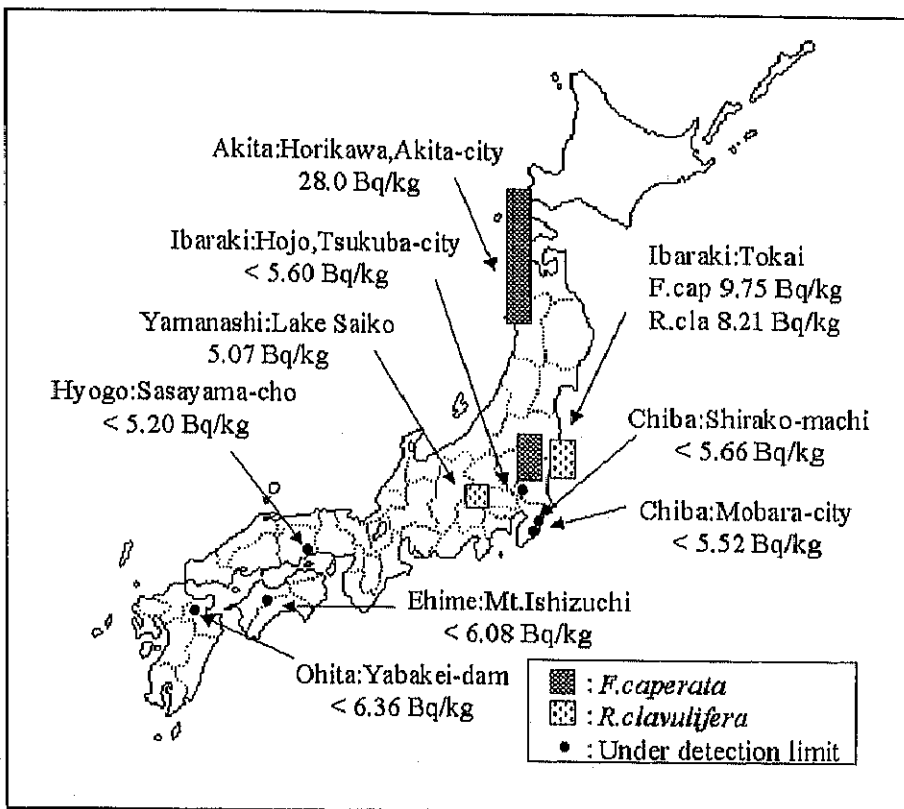


図 4-12 ウメノキゴケ属各種を指標とした日本各地の ^{137}Cs 濃度

中の累積 ^{137}Cs 濃度分布を図 4-13 に示す (Shimada 1996)。このようにこれまで降下物、土壌によって同様の傾向が報告されているが、降下物では、採取時の降水量に依存し、また土壌、指標植物では、土壌の性質による影響を受けているため、得られた結果が実際のフォールアウトを反映しているか否かは疑問がもたれるところであった。しかし、地衣体中の ^{137}Cs 濃度は土壌起源である安定 Cs 濃度と相関がなく、また地衣類は根を持たず、経根吸収をしないことから土壌中の ^{137}Cs の取り込まないと考えられ、地衣体中の ^{137}Cs 濃度は大気中のフォールアウトを直接反映している。し

たがって、日本における大気中のフォールアウトの蓄積傾向として南から北にいくにしたがって上昇することが確認できた。

また、図 4-13 にも見られるように、降下量の地域変化には太平洋側より日本海側の方が高いということも知られている。よって、今後、地衣類を用いてさらに県単位のデータを得ることにより、この傾向についても大気中のフォールアウトの影響か、またはその他の影響かどうか確認することが可能となり、今後の課題である。

日本において ^{137}Cs を始め、放射性核種の分布にこのような傾向が見られる原因としては、詳しいことは未だわかっていないが、核実験の行われた場所や気象条件の影響が大きいとされている。

大気圏内核実験は、1980年までに423回が行われ、そのほとんどが北半球で行われた。放射性核種の放出は、爆発の規模により高度が異なり、1962年、ロケットによる核実験(Operation Dominic)で爆弾の規模と放射能雲の到達高度との関係が観測によって求められ、1 Mt 以上の水素爆弾爆発の場合は、爆発に伴い大部分の放射能は成層圏に打ち上げられる。したがって、成層圏大気の循環や成層圏と対流圏の大気の交換過程により地表大気の人工放射性核種を含むエアロゾル濃度やそれらの地表への降下量が支配されている。一方、数 10 kt の原子爆弾爆発の場合、大部分の放射能は対流圏に留まり、大気の総観気象スケールの循環にしたがって輸送される。よって、放射性核種の広がり、爆発の規模と放出された大気の状態に影響される。フォールアウト量は、北半球の中緯度地帯(40°N - 50°N)に集中しており、このうち日本は 20°N - 45°N に位置しているためフォールアウト量は多い。

また太平洋側より日本海側で高くなる理由としては、日本海側で冬期に ^{90}Sr 降下量が極大を示す理由としては、シベリア高気圧の影響で北西の季節風が卓越する時期に日本海側の対流圏下部における大気鉛直安定性が太平洋側に比較して悪くなること、降水量が多いこと、降水回数が多きことなどが大きな原因になっている。

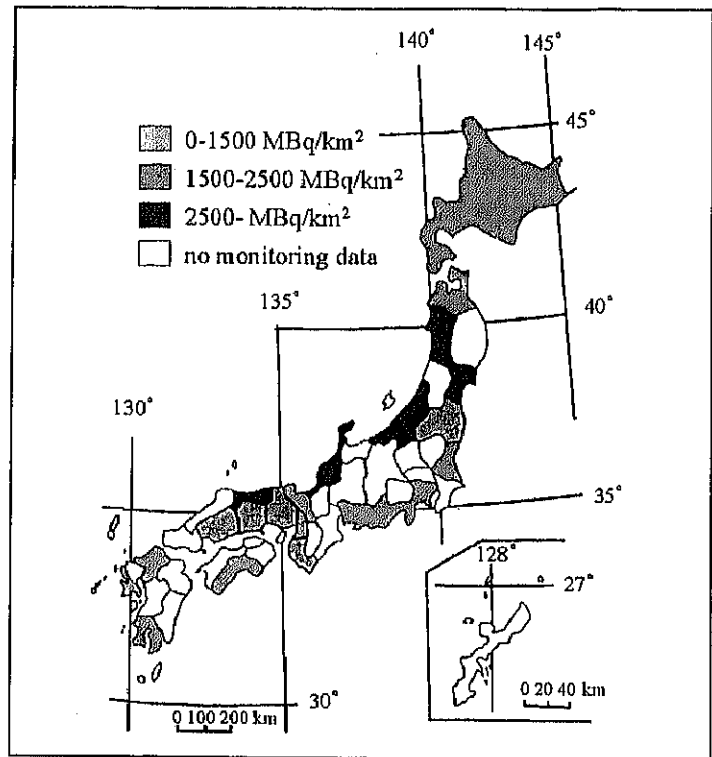


図 4-13 1963 年から 1991 年までの降下物中の積算 ^{137}Cs 濃度の分布

第5章 環境指標としての地衣類

重金属汚染や放射能汚染などの環境汚染は、現在広範囲に慢性化し、また低レベル化しているため、汚染物質をより蓄積し、長期間の影響を観察できる指標を必要としている。本研究では寿命が長く、金属を蓄積する性質をもつ地衣類に注目し、環境指標としての特性を検討するため、地衣体中の元素濃度を測定し、他の高等植物や地衣類の種内に元素濃度を比較した。

地衣類は松などの高等植物やキノコなどの他の植物に比べ、Al, Ca, Fe および Co で元素濃度が高い傾向を示した。本研究では、日本および北半球に広く分布し、種の同定が容易で、また他の研究者の報告も出されているハナゴケ、ウメノキゴケ、マツゲゴケおよびキウメノキゴケを指標種として用いた。それらの地衣体に含まれる元素濃度を定量した結果、安定元素に関してはハナゴケなどに見られるように同一種でも採取地によりばらつきが多いことがわかった。一方、同一地域で採取した異種間の元素濃度差は小さかった。またウメノキゴケ属の各種では、岩や樹皮など生育基物による元素濃度の違いも見られ、特にAlとVでは、岩上、松樹皮上、桜樹皮上の順で元素濃度が低くなる傾向が見られた。したがって、地衣類への元素の取り込みは生理的な因子よりむしろ外部や生育環境の因子の方が強く影響していることが示唆され、特にAl, V, Br など必須元素以外の元素でその傾向は強く表れた。火山ガスや屋根の銅板などの影響により高濃度にAsやCuが存在するような生育環境では、地衣体中のAs, Cu濃度も高い濃度を示し、いずれの場合も特定の元素濃度を高濃度で蓄積することが確認できた。

以上述べたように、地衣体中の元素濃度は、その生育環境の様々な因子を反映していることがわかり、有用な指標となることが示唆された。

また同一地域で採取したウメノキゴケ属3種で種によりCaやCl濃度が異なるようにある元素において種による蓄積の特異性が見られ、指標として用いる場合注意が必要であることがわかった。さらに本研究で用いた4種のうち、元素濃度の比較からはどの種もその生育環境を反映しており、指標としての利用できる。しかし、大気汚染などの重金属汚染に対しては都市部にも広い生育分布を持つことなどから、ウメノキゴケ属の各種が利用しやすいことがわかった。

地衣体中の ^{137}Cs 濃度の定量により、環境放射能の指標として最も良く用いられる松葉に比べて ^{137}Cs をより多く蓄積することがわかった。また地衣類は根を持たないため、経根吸収しないこと、また土壌起源である安定Csと ^{137}Cs 濃度は相関がないことから、土壌の影響を受けにくいことが確認された。よって、地衣体中の ^{137}Cs 濃度は直接フォールアウトを反映していると考えられ、また長期間の観測が可能なことからより指標として有用であることがわかった。また本研究で用いた4種の地衣類のうち、ハナゴケが他の3種より ^{137}Cs 濃度が高く、指標としてより適していることがわかった。さらに種間、属間の比較により ^{137}Cs 濃度は種、属によって異なることがわかったが、比放射能を用いることによって、同じ土壌に生育する地衣類では種や属

が異なっても比較が可能であり、指標として利用できることがわかった。

この結果をもとに、地衣類、特にハナゴケを用いて¹³⁷Csによる日本全国の放射能分布のしらべたところ、日本各地の¹³⁷Cs濃度を求めることができ、南から北に行くにしたがって¹³⁷Cs濃度が高くなる傾向が得られた。これまで他の指標でもこのような傾向が報告されていたが、いずれも土壌の影響を受けているため、得られた結果がフォールアウトを直接反映していないのではないかという懸念されていた。しかし、本研究によって土壌の影響を受けない地衣類を指標として測定した結果、日本における大気中のフォールアウトの蓄積傾向として南から北に行くにしたがって上昇することが確認できた。地衣類の放射能濃度を継続的に測定していて異常な放射能レベルが検出された場合に直ちに特別な事故などを検出することもできると考えられる。

このように地衣類は環境汚染の指標として有用であると考えることができる。

本研究では以上のように地衣類の元素分析、放射能分析によって環境指標として用いるための多くの知見を得ることができた。このほかにも蛍光X線分析、PIXE、高速液体クロマトグラフィなどさまざまな分析法によって地衣類を研究したが、明確な知見を得ることはできなかった。そのため、日本各地で採取した地衣類の元素濃度、放射能分析の結果について研究をまとめた。これまでの結果は、国内の学会および国際地衣類学会で発表し、多くの研究者の注目を浴びた。またこれらの結果は学術雑誌に投稿予定で、現在準備中である。

参考文献

- Asahina, Y., *Lichens of Japan. Vol. 1. Genus Cladonia.*, Hirokawa Publishing co. Tokyo ('50)
- Asahina, Y., *Lichens of Japan. Vol. 2. Genus Parmelia.*, Research Institute for Natural Resources, Tokyo ('52)
- Aoyama, M., Hirose, K., Sugimura, Y., *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles*, 116, 291 ('87)
- Ascaso, C., Galvan, J., Rodriguez-Pascaul, C., *Pedobiologia*, 24, 219 ('82)
- Baldini, E., Bettol, M.G., Tubertini, O., *Radiochimica Acta*, 46, 143 ('89)
- Bennett, J.P., Wetmore, C.M., *Environ. Exp. Bot.*, 37, 173 ('97)
- Bodansky, M., *J. Biol. Chem.*, 44, 399 ('20)
- Feige, G.B., Niemann, L., Jahnke, S., *Bibl. Lichenol.*, 38, 63 ('90)
- Gorham, E., *Can. J. Botany*, 37, 327 ('59)
- Halonen, P., Hyvärinen, M., Kauppi, M., *Ann. Bot. Fennici*, 30, 251 ('93)
- Hamada, N., Miyawaki, H., *Jpn. J. Ecol.*, 48, 49 ('98)
- Hofmann, W., Attarpour, N., Lettner, H., Türk, R., *Health Phys.*, 64(1), 70 ('93)
- Hviden, T., Lillegraven, A., *Nature*, 192, 1144 ('61)
- Iida, Y., Suzuki, S., Yanagida, A., Hiwatari, A., Nakayama, K., *JCAC*, 23, 29 ('93)
- Ichikawa, R., *Radiological Science*, 31, 45 ('88)
- Isomura, K., Higuchi, M., Shibata, H., Tsukada, H., Iwashima, K., Sugiyama, H., *Radioisotopes*, 42, 157 ('93)
- Isomura, K., *JCAC*, 25, 69 ('94)
- Markert, B., *Plants as Biomonitorsk*, VCH, pp.461 ('93)
- Miller, M.W., Berg, G.G., *Chemical Fallout*, C.C. Thomas Pub., pp.221 ('69)
- Kashiwadani, H., *KASEAA*, 36(9), 597 ('98)
- Katsuragi, Y., *Pap. Meteor. Geophys.*, 33, 277 ('83)
- Katsuragi, Y., *J. Japanese Chem.*, 23(4), 380 ('69)
- Kwapuliński, J., Seward, M.R.D., Bylinska, E.A., *Sci. Total Environ.*, 41, 125 ('85)
- Loppi, S., L., Ancora, S., Bargagli, R., *The Bryologist*, 100(2), 251 ('97)
- Lounamaa, J., *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fenn. "Vanamo"*, 29(4), 1 ('56)
- Nash, T.H., *Lichen Biology*, Cambridge univ. Press, pp.92 ('97)
- Nifontova, M., *Sci. Total Environ.*, 160/161, 749 ('95)
- Puckett, K.J., Finegan, E.J., *Can. J. Bot.*, 58, 2073 ('80)
- Purvis, O.W., *Lichenologist*, 16(2), 197 ('84)
- Purvis, O.W., Elix, J.A., Gaul, K.L., *Lichenologist*, 22(3), 345 ('90)
- Shimada, Y., Morisawa, S., Isoue, Y., *J. Nucle. Sci. Technol.*, 38(3), 230 ('96)
- Sloof, J.E., Wolterbeek, H.Th., *Lichenologist*, 23, 139 ('91)
- Sugiyama, H., Shibata, H., Isomura, K., Iwashima, K., *J. Food Hyg. Soc. Japan*, 35(1), 13 ('94)
- Sugiyama, K., Kurokawa, S., Okada, G., *Jpn. J. Ecol.*, 26, 209 ('76)
- Tomassini, F.D., Puckett, K.J., Nieboer, E., Richardson, D.H., Grace, B., *Can. J. Bot.*, 54, 1591 ('76)

United Nations, Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982 Report to the General Assembly, with annexes, pp.227-229 ('82)

Wilson,M.J., Jones,D., McHardy,W.J., *Lichenologist*, 13(2), 167 ('81)

Yoshida,S., Muramatsu,Y., *Trans. Mycol. Soc. Japan*, 37, 25 ('96)

Yoshida,S., Muramatsu,Y., *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 67, 49 ('97)

Yoshida,S., Muramatsu,Y., *J. Environ. Radioactivity*, 41(2), 183 ('98)

今井晴子, 村松康行, 西村義一, 明石真言, 放射能と人体 暮らしの中の放射線, pp.61 ('99)

浅見輝男, 茅野充男, 環境無機化学, 博友社, pp.147 ('83)

上野隆 (日本原子力研究所 東海研究所 環境安全研究部), 私信 ('98)

及川武久, 森林生態系の生物地球科学, シュプリンガー・フェアラーク東京, pp.44 ('97)

佐伯誠道, 環境放射能, ソフトサイエンス社, pp.189, 286, 296, 322 ('84)

鈴木和夫, 樹木医学, 朝倉書店, pp.136-137 ('99)

峠田宏, 環境汚染と指標植物, 共立出版, pp.157 ('74)

日本分析センター, 20年の成果, pp.24 ('94)

日本アイソトープ協会, ラジオアイソトープ 講義と実習, 丸善, pp.442 ('75)

日本アイソトープ協会, 放射線・アイソトープ 講義と実習, 丸善, pp.102 ('92)

不破敬一郎, 生体と重金属, 講談社, pp.22, 41 ('86)

放射線医学総合研究所, 放射線の線源と影響 原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する1993年報告書 附属書付, 実業公報社, pp.120, 210 ('95)

山県登, 微量元素 環境科学特論, 産業図書 pp.51 ('77)

吉村庸, 原色日本地衣植物図鑑, 保育社 ('94)

日本原子力研究所, <http://rrsys.tokai.jaeri.go.jp:1050/SEC61/DATA/S060201.html>

NBS Pine needles 1575 成績表

NBS Orchard leaves 1571 成績表

Reference sheet IAEA-336 Trace Elements in LICHEN