

# 沿岸海域における水質汚濁機構の解明 (Ⅲ)

## —環境基準設定水域の水質評価—

濱原 和広 福山 龍次 有末 二郎 金子 正美  
 斉藤 修 亀山 哲\*

### 要 約

環境基準が未達成の沿岸水域に於いて、原因解明の調査を実施するとともに、より広範囲の情報を得るために衛星画像解析を試みた。対象水域は北海道東部根室海域で、本水域及び周辺海域は本道と北方領土の島々との間に位置し、約2万年前までは陸地で、泥炭層が覆っていたといわれている。このため、底質は広域に泥質である可能性が高く、底泥からの水質汚濁が予想される水域である。本海域の水質の特徴を水質及び衛星画像の結果から解析し、次のような結果を得た。

- ① 沖合域が岸側よりCODが高い場合が多く、環境基準設定水域より広範囲に水質汚濁が顕在化していることが示された。
- ② 既存の衛星画像解析から、根室半島北部の広い水域が汚濁していることが確認され、水質調査結果との関連が示唆された。また、野付崎と根室半島に囲まれる根室湾は、半閉鎖系水域であり、水質汚濁が進みやすい水域であることが示唆された。
- ③ 長期水温測定の結果と気象データ(降雨・気温)を照合した結果、表層水は気温と連動しているのに対し、底層水は連動せず、表層水とは異なる水塊であると考えられる。また、底層部では海水の交換が頻繁であることが示唆された。
- ④ 水質汚濁の原因は根室市街からの汚染よりは、沖合域(根室湾)の汚濁の影響によるものと考えられる。これらのことから、本海域の水質汚濁現象は、環境基準設定域の外からの汚濁物質の供給が起因していると考えられる。今後環境基準未達成の原因を解明する場合、より広域な水質情報を基に水質評価を行う必要があり、衛星画像解析と既存の調査法とを併用することの有用性が本調査によって示唆された。

**Key words** : 沿岸海域、水質汚濁、リモートセンシング

### 1 はじめに

沿岸水域の水質を評価するために化学分析は不可欠であるが、船による採水調査は、調査範囲・調査密度や調査頻度に制約があり、特に海況に調査の成否を左右される。調査頻度を充実させる上ではセンサーの設置が、調査範囲の拡大や調査密度を高める上ではリモートセンシングが有効な手段である。近年、リモートセンシング技術、特に衛星画像を用いた海表の画像解析技術が向上し、広域の海域水質を把握できる可能性が高くなってきている。このため、これらの衛星画像情報と水質分析結果との照合解析をより詳細に実施することにより、衛星画像解析が北海道沿岸海域の水質予測の有効な手段となり得る。

今回、衛星画像を用いた海域水質評価方法の可能性を模索するため、画像解析と水質分析の照合解析を行い幾つか

の知見を得たので報告する。

### 2 調査概要

- 2.1 根室海域及びその周辺部の地形、海流等から本水域の水質(水温・COD)の特徴を把握する。
- 2.2 既存の衛星画像(Landsat)を用いて、根室海域及びその周辺海域の海表水の解析を行う。
- 2.3 水質結果と衛星画像との照合解析を行う。

### 3 調査結果及び考察

#### 3.1 調査対象水域の概要

##### 3.1.1 調査地点及び地形

調査地点を図1に示した。ST-1~5及びST-10は環境基準点、ST-11~13、ST-21~23は、本調査で設定した調査地点である。

\*北海道大学大学院農学研究科 博士課程

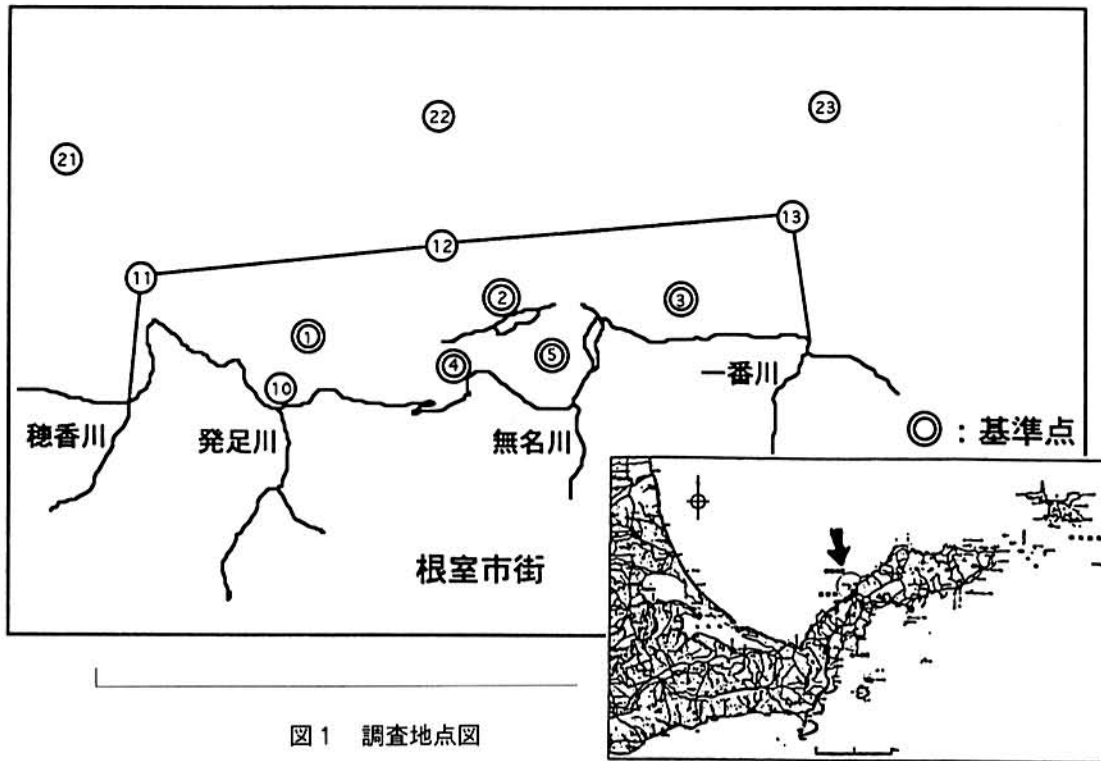


図1 調査地点図

本水域は、道東の根室半島北部に位置している。周辺海域は北方領土の島々と道東沿岸域に囲まれた海峡で、水深も浅く海流も速い。また、本水域は野付崎と根室半島を結ぶ内海である根室湾の一辺半島の中程に位置する。

### 3. 1. 2 海流・地質

本水域の恒流は北海道開発局釧路開発建設部によると、冬期・夏期ともに東流が卓越し、特に下げ潮時の流速が最も速い結果が得られている。また、夏期は流向がやや沖合から沿岸部へ向いており、冬期は沿岸に平行に流れている。従って、本水域は風運湖のある道東沿岸から根室半島伝いに流れている海流が卓越することになる。

また、古地質学によると本水域周辺海域は約2万年前は陸地とされているため、底質は泥炭層が占めている可能性がある。海上保安水路部の“日本近海底質分布図第一”によると本水域近傍は泥質とされている。

### 3. 1. 3 流入河川

本水域の流域には4河川があるがいずれも小河川 ( $Q=0.019\sim 1.01\text{m}^3/\text{sec}$ ) で、COD負荷量も  $0.1\sim 13.1\text{g}/\text{sec}$  と僅かであり、海域のCODの水平分布も沖合が高いことから、海域への直接的な影響は大きくないものと考えられる。

## 3. 2 水質調査

### 3. 2. 1 気象及び水温

ST-2及び21において1996.5月～11月の間、連続水温測

定を実施した。ST-2は環境基準設定水域の境界内、ST-21は基準設定水域外でそれぞれ表層および底から2mに設置した。

測定結果と気温、日照時間、降水量を図2に示した。水温は表層・底層ともに、二地点間で大きな差は見られなかった。

表層水温は5月から9月にかけて気温変動とよく連動している。10月以降に連動が認められないのは、他からの暖水の供給、もしくは海面冷却によって鉛直混合が生じているためと考えられる。これらの表層水温と降水量及び日照時間の間には明確な関係は認められない。

表層水温と底層水温は異なる変動を示し、表層水温の上昇時に底層水温が下降するなど表層と底層は水温で判断する限り、別の水塊である。さらに、表層が気温と大きく連動しているのに対し、底層ではこの傾向は明確には認められない。又、底層では、15分の間に最大で  $\Delta t = 5^\circ\text{C}$  の水温変動が観察されており、底層部は同一水塊でなく複雑な水塊分布を形成している可能性が高く、この底層部の混合は水質へも影響しているものと考えられる。一方、10月以降は表層・底層ともほぼ同様の水温で、同一の水塊であると思われる。

### 3. 2. 2 COD

各月の表層のCOD等濃度分布を図3に示した。表層・底層とも沖合の方が高濃度であった。また、7月の沖合の底層が  $4\text{mg}/\text{l}$  以上の高い値を示しているのが特徴的である。

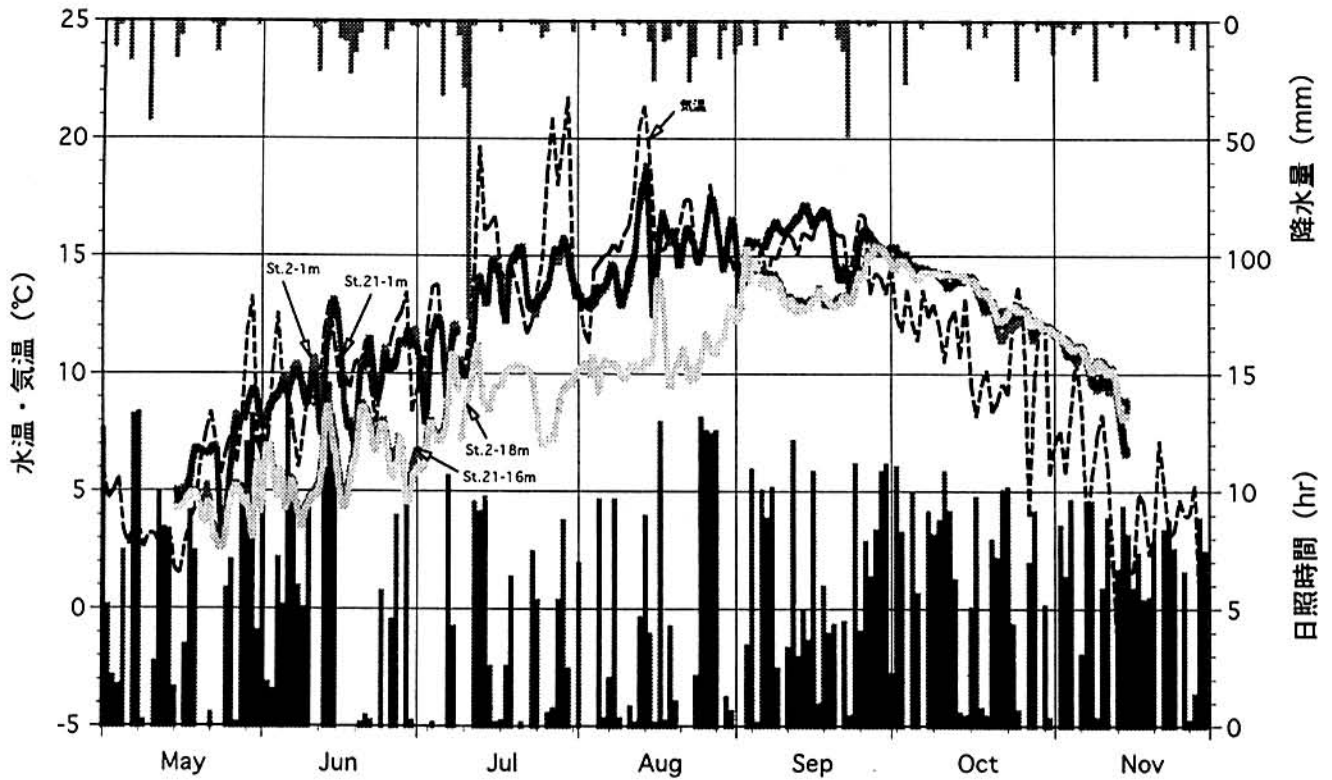
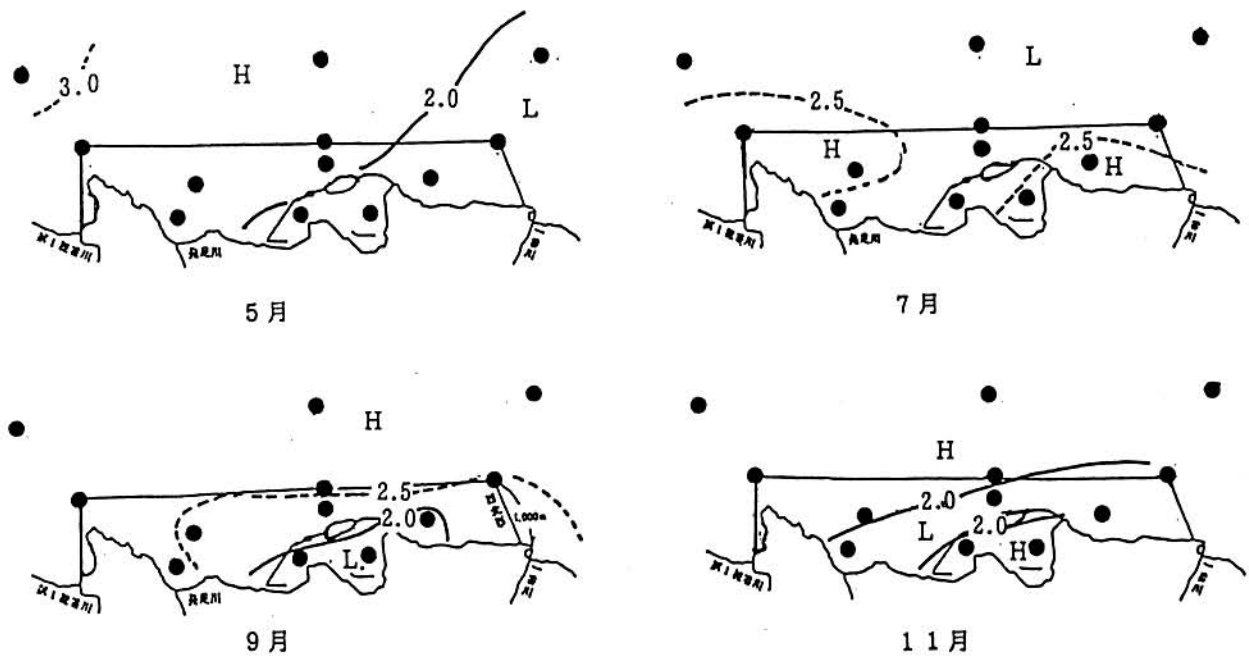


図2 水温変動と気象データ (1997.5~11)

基準設定境界ST-11~13、沖側ST-21~23の鉛直濃度分布を図4に示した。大半が $2\text{ mg/l}$ 以上の値で、7月に両ラインの底層部で、9月には沖合の底層部が $3\text{ mg/l}$ 以上の値を示していた。

### 3. 2. 3 底質

各地点の底質の分析結果を表1に示した。発足川河口部のST-10を除いて全地点とも外観は黒灰色の泥質で、CODは $6.3\sim 9.9\text{ mg/g}$ 乾泥と他の海域に比べてやや高い値を示し、強熱減量も $2.4\sim 5.4\%$  (ST-10を除く)であった。

図3 表層のCOD等濃度図 ( $\text{mg/l}$ )

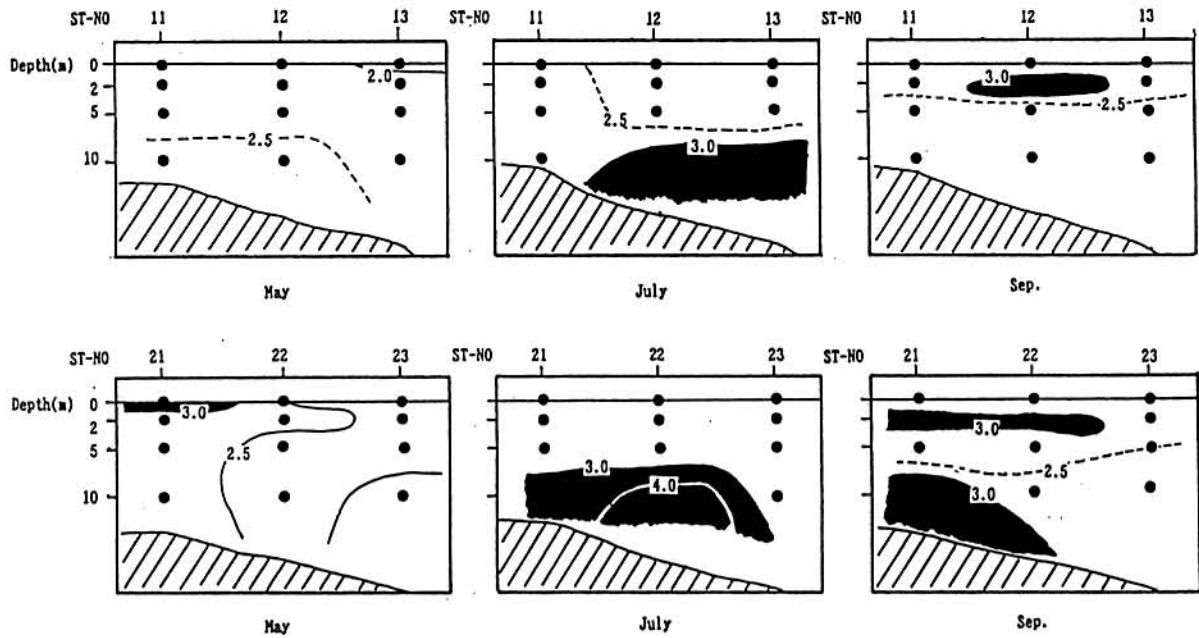


図4 CODの鉛直等濃度図 (mg/l)

表1 底質測定結果

地点	色相	水分 (%)	強熱減量 (%)	全硫化物 (Smg/g 乾泥)	COD (O <sub>2</sub> mg/g 乾泥)
ST-4	黒灰色	6.6	2.4	0.09	7.2
ST-5	黒灰色	25.7	3.6	0.28	9.0
ST-10	黒灰色	4.8	0.4	0.17	6.3
ST-11	黒灰色	21.4	3.9	0.07	7.0
ST-13	黒灰色	24.7	4.1	0.23	6.6
ST-21	黒灰色	27.7	4.9	0.18	9.9
ST-22	黒灰色	21.0	5.4	0.26	9.3
ST-23	黒灰色	18.5	4.1	0.11	7.7

### 3. 3 衛星画像解析

#### 3. 3. 1 LANDSAT (可視部・赤外部) 画像

過去20年間のLANDSAT画像から7月の晴天時の画像を抽出し、解析を試みた結果を図5及び図6に示した。

可視部画像である図5から根室半島北部沿岸域と標津川河口周辺に他の海域と明確に異なる水域が確認できる。既存の解析情報から海域表層の汚濁であることが推測される。しかし、標津川の影響が本調査海域にまで直接及んでいるとは考えづらい。

水温分布が示される赤外部の画像図6から野付半島と根室崎を結ぶ内海の水温が周辺海域より高くなっていることがわかる。このことから、根室湾は半閉鎖系であり水質汚濁が進みやすい水域であることが推察される。

## 4 結 語

現在、道内の環境基準設定海域は、17水域に及んでいるが常時監視の目的から設定水面も港湾内外に限定され、北

海道沿岸水域の僅かな部分をカバーするにすぎない。北海道沿岸全域を監視する上でも、また現設定水域の境界領域を理解する上でも、広域水域をカバー出来るリモートセンシング技術の水質監視方法への応用が急がれる。

本調査海域では、底層のCODが高いこと、水温変動幅が大きいことが特徴的であった。また、沖合が岸側よりCODが高い場合が多く、衛星画像解析と水質調査結果との照合から、根室湾の汚濁が、本調査海域に及んでいることが推察された。これらの汚濁の起源は不明な点が多いが、海流の流向から推察して道東沿岸（風連湖及び温根沼等）からの供給物質と、底泥（地質学的年代によって堆積、形成された泥炭の可能性もある）とが考えられ、今後調査を続け、解明していきたい。

水質の汚濁状況を衛星画像解析から広域的に推察できることは示唆された。今後、衛星画像情報と水質調査結果から多角的な解析・検討を試み、汚濁物の起源や挙動を把握し、広域水質監視手法を確立していきたい。

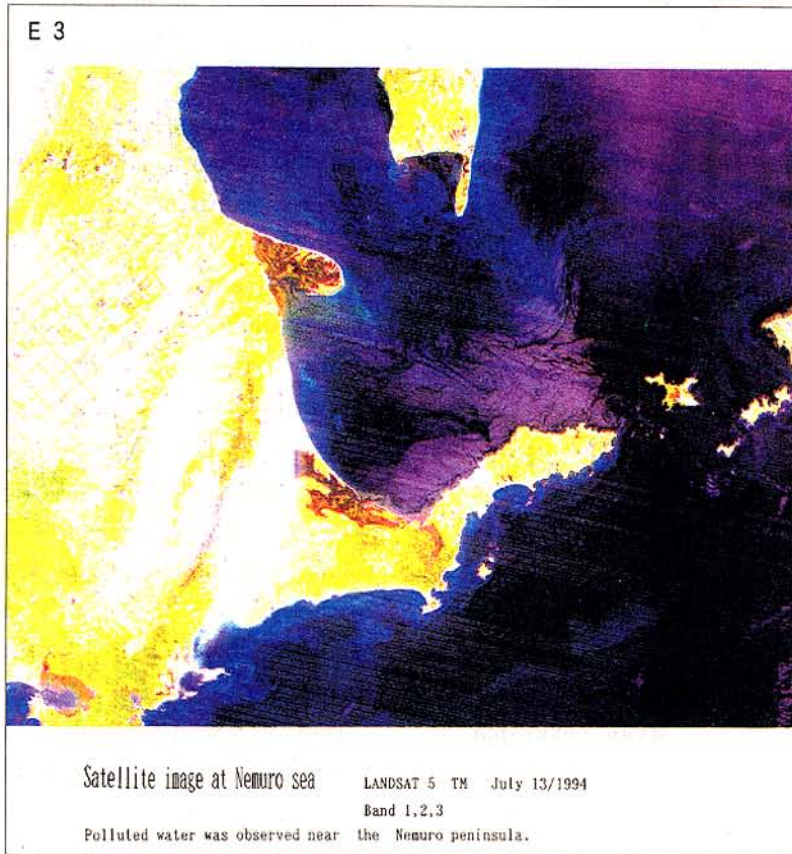


図5 衛星画像(可視部)

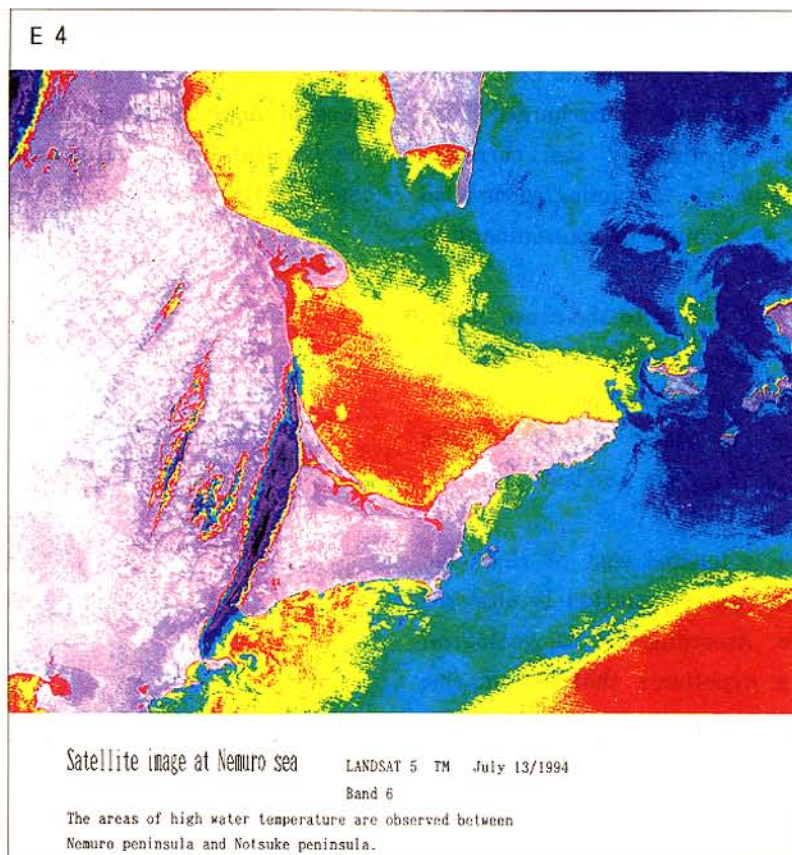


図6 衛星画像(水温分布:赤外部)

## 参 考 文 献

- 1) 福山龍次：沿岸海域に於ける水質汚濁機構の解明 (I)  
；北海道環境科学研究センター所報 (1995)
- 2) 福山龍次：沿岸海域に於ける水質汚濁機構の解明 (II)  
；北海道環境科学研究センター所報 (1996)
- 3) DEP, W. A. (1995) Survey of water quality, groundwater, sediments and benthic habitats at coral Bay, Ningaloo Reef, W. A.
- 4) EPA. work book, Coastal waters.
- 5) R. F. Addison (1996) The use of biological effects monitoring in studies of marine pollution. Environmental Rev., 4,225-237.

### Study on the Mechanism of Water Pollution in Coastal Waters

Kazuhiro Hamahara  
Ryuji Fukuyama  
Jiroh Arisue  
Masami Kaneko  
Osamu Saitoh  
and \*Satoshi Kameyama

#### Abstract

Coastal waters are polluted by various contaminants such as organic matter (measured as COD), nutrients, metals and chemical matters discharged from inland, and sometimes supplied by sea currents. Moreover, the resuspension of contaminated marine sediments may also act as a source of contaminant to water.

It is too difficult to look deep into the cause of the pollution in the narrow environmental standards setting areas. So we studied this phenomena in wider coastal areas using not only water quality analysis but also the digital data from the Landsat Thematic Mapper (TM).

The Nemuro sea area is located east of Hokkaido where wide range coastal water pollution is observed with a high COD value. According to the geological information, there is a hypothesis that the marine sediments were formed by peat layers. Some suggestions on the mechanism of pollution obtained by using the above-mentioned methods are as follows:

1. The COD values of the outside of the environmental standards setting areas were slightly greater

than 3mg/l in the deep layer, and slightly lower than 3mg/l in the surface layer inside the areas.

2. Satellite images suggested that wide range pollution was present in the northern coastal area of Nemuro Peninsula.

3. From the difference in water temperature between the sea surface layer and the bottom layer, it is assumed that these two layers are composed of different water masses, particularly during May-Sep.

4. The water pollution of this area was not caused by organic matters discharged From Nemuro urban sources and aggregated as contaminant in a narrow catchment area but mainly caused by outside contaminant, like marine sediments, brought by sea currents.

There is a need to establish a new wide range monitoring system in order to prevent coastal pollution at Hokkaido coastal areas.

Recent advances in marine water remote sensing techniques have demonstrated that this technology can be a useful and cost-effective tool for monitoring coastal waters.

As a result, we have to make algorithms for coastal areas which can be obtained from multiple regression analyses using digital data obtained from the Landsat TM satellite and ground-data collected concurrently with the satellite over-passes.

# サブ臨界水抽出とSPME法を組み合わせた土壌中の農薬の分析法の検討

村田 清康 永洞真一郎

## 要 約

水は室温付近では誘電率 ( $\epsilon=80$ ) が高く、水溶解度が小さい化学物質の抽出溶媒に適していないが、適当な圧力のもとで温度をあげていくと、誘電率が低下し、極性溶媒の性質を示すようになり、化学物質の溶解度は大きく増加する。このサブ臨界水による抽出とSPME法(マイクロ固相抽出法)を組み合わせた手法を、土壌中の農薬の分析に応用し、水田や畑、ゴルフ場で使用されている22種類の農薬やその代謝物について抽出条件等の検討をおこなった。

その結果、抽出条件が150℃、50kg/cm<sup>2</sup>において、18物質について回収率は80~134% (CV=0.1~16%)を示した。またこの方法を実試料(水田土壌)に適用し、超音波による溶媒抽出法と比較したところ、検出オーダーは一致した。サブ臨界水抽出とSPME法を組み合わせた方法は有機溶媒を使う従来の方法に比べて、簡単な装置で簡便で迅速な測定が可能となった。

**Key words** : 農薬分析法、GC-MS、SPME、超臨界流体抽出法

## 1 はじめに

環境試料中の農薬などの化学物質の分析にしばしば用いられる溶媒抽出法は、有機溶媒の種類が多く、また混合して使用できるため、極性物質から、無極性物質までの広範囲の物質に応用できる。しかし、分析操作が多く、複雑なことから、分析時間が長時間となり、そのため対象物質のロスや、コンタミネーションが起こりやすく、また大量の溶媒使用に起因する溶媒自身からの妨害物質の混入などの問題点がある。このため分析者は高度の技術と経験が要求される。また大量に溶媒を使用することは分析者の健康にとって好ましいことではない。

最近、環境水中の化学物質の分析では、溶媒抽出法にかわり、有機溶媒の使用量が少ないSPE法や、有機溶媒を使用しないSPME法が広く用いられるようになってきてい

る。固体試料の分析は、揮発性の物質を除いた大部分の化学物質は溶媒抽出法が基本となっている。

近年、有機溶媒の使用量が少ない方法の一つに二酸化炭素の超臨界流体を溶媒として用いる方法が使われるようになってきているが、高価な専用の装置を必要とし、まだ一般的な手法となっていない。

図1に示すように水は室温付近では誘電率 ( $\epsilon=80$ ) が高く、水溶解度が小さい化学物質の抽出溶媒として使えないが、適当な圧力のもとで温度をあげていくと、誘電率が低下し、有機溶媒の性質を示すようになり、化学物質の溶解度は大きく増加する。Steven B. Hawthorneらはこの超臨界状態の水やサブ臨界状態の水を底質中のPCBsやPAHsの抽出に用いた分析法について検討を行い、それを実試料の測定にもちいて好結果を得たと報告している<sup>1) 2)</sup>。さらにサブ臨界水抽出とSPME法を組み合わせた有機溶媒を使用しない方法についても検討をおこなっている<sup>3)</sup>。筆者は彼らが実験に用いたのと同様の装置を使って、土壌中の農薬の測定にサブ臨界水とSPME法を組み合わせ、有機溶媒を使用しなくてもすむ分析法(サブ臨界水抽出-固相マイクロ抽出(以下WE-SPME法と略す))について検討をおこなった。

## 2 実験方法

### 2-1 試薬

農薬標準品: クロロネブ、モリネート、BPMC、エチルチオメトン、トルクロホスメチルオキソン、トルクロホルメチル、シメトリン、MEP、エスプロカルブ、チオベン

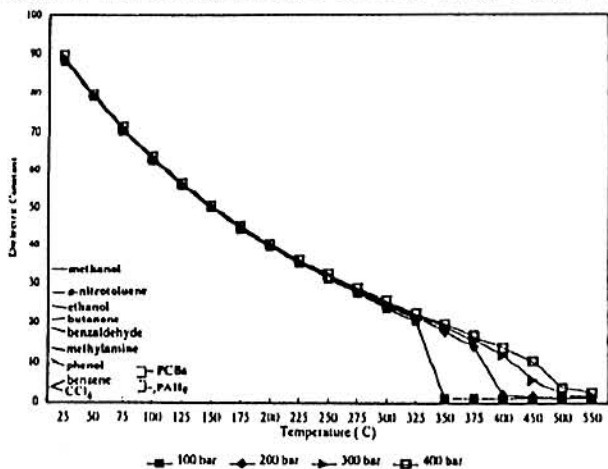


図1 誘電率に対する温度と圧力の影響<sup>1)</sup>

カルブ、MPP、フサライド、PAP、ブタクロル、プレチラクロル、フルトラニル、オキサジアゾン、EDDP、プロピコナゾール、メフェナセット、エトフェンプロックス、プロメトリン

測定用内部標準液：フルオランテン<sub>d10</sub>をアセトンで希釈して10ppmとした。

アセトン：残留農薬分析用

農薬標準液：標準品をアセトンで希釈して10ppmとした。

SPMEファイバー：ポリジメチルシロキサン、膜厚100 μm

分析条件検討用土壌試料：H市近郊のゴルフ場で採取した土壌を室温で風乾したもの

2-2 装置

1) サブ臨界水抽出装置サブ臨界水抽出システムはHPLCの装置をそのまま流用した。装置の概略図を図2に示した。窒素ガスであらかじめ数時間バージして酸素を追い出した水でポンプ（日立LC-6200）を満たしておいた。ポ

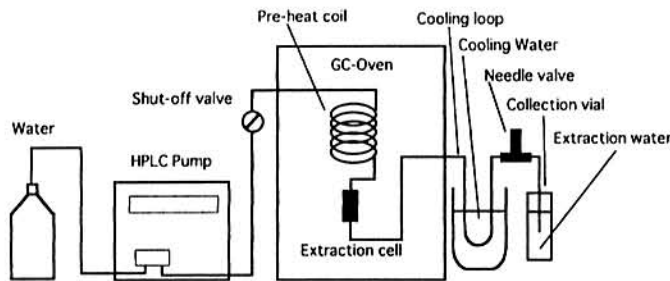


図2 サブ臨界水による土壌試料中の農薬抽出システム<sup>2)</sup>

ンプは定圧モード（カラムパックモード、50kg/cm<sup>2</sup>）で操作した。ポンプと抽出セルの間を一部をプレヒーター（長さ4m）とするためコイル状にしたステンレスパイプ（外径1/16インチ）で接続し、ポンプの出口側にシャットオフバルブを取り付けた。抽出セルはHPLC用のプレカラム（内径×長さ、4.6mm×50mm）用い、プレヒーターコイルと抽出セルはGCオープン（島津GC-14A）の中にセルの入口側が上になるように垂直においた。セルの出口とニードルバルブ（スウェッジロック社製）は50cmのステンレスパイプ（外径1/16インチ）の冷却ループで接続した。ニードルバルブの出口にピークチューブ（内径0.13mm）を接続して、抽出液を容量40mlのガラス製バイアルで受けた。抽出時の流量はニードルバルブで1mlに調整した。

2) ガスクロマトグラフ質量分析装置：日本電子製 JMS-AM II 50

GC-MSの操作条件を表1、測定イオンを表2に示す。

2-3 分析方法

室温で風乾した土壌試料500mgを抽出セルに充填し、さらに石英砂でセルを満たす。セルの入口側をプレヒーターのパイプに取り付け、前述した条件でポンプを操作してセ

表1 GCMS測定条件

GCMS装置	JMS AM II 50
カラム	J&W DB-1 0.25mm×15m 膜厚 0.25 μm
カラム温度	50℃ (2min) -40℃/min- 150℃-4℃/min-210℃- 40℃/min-300℃ (1min)
注入口温度	250℃
インターフェース温度	260℃
イオンソース温度	250℃
注入モード	スプリットレス バージオンタイム 2min
キャリアガス流量	1ml/min
イオン化電圧	70eV
フォトマル電圧	700V
測定モード	SIM

表2 各農薬の測定イオン

Pesticide	Monitor Ion	
Benthiocarb	100	257
Butachlor	237	176
Chlorneb	191	206
EDDP	109	173
Esprocarb	222	91
Ethofenprox	163	183
Ethylthiometon	88	186
BPMC	121	150
Flutoranil	173	281
Fthalide	243	272
Mefenaset	192	136
MEP	277	125
Molinate	126	187
MPP	278	169
Oxadiazon	258	260
PAP	274	246
Pretilachlor	238	162
Prometryn	241	97
Propiconazol1	173	259
Propiconazol2	173	259
Simetryn	170	213
Tolc-oxson	249	109
Tolchlofosmethyl	265	125

ル内を水で満たした後、出口側を冷却ループに接続する。抽出液の受器をセットして、プレヒーター部とセルをGCオープンに入れ、所定の温度（圧力50kg/cm<sup>2</sup>）まで加熱する。この時、流量が~0.2ml/minになるようにニードルバルブを調整する。所定の温度に達した後、流量を1ml/minになるようにニードルバルブを調整する。抽出液が20mlになるまで溶出を行う。抽出液に内部標準のフルオランテン-d<sub>10</sub>をマイクロシリンジで10ng添加して、スターラで攪拌しながらSPMEファイバーで30分間抽出を行い、GC-MSに注入して測定を行う。分析条件を求めるための試



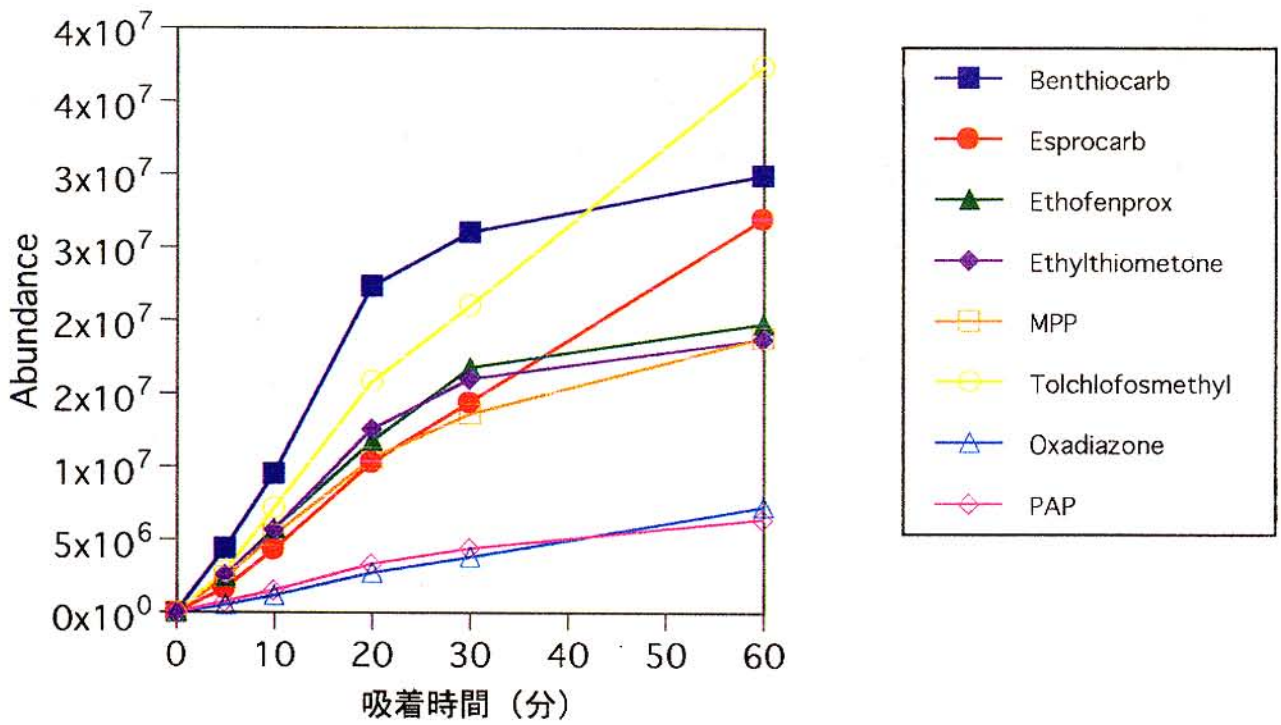
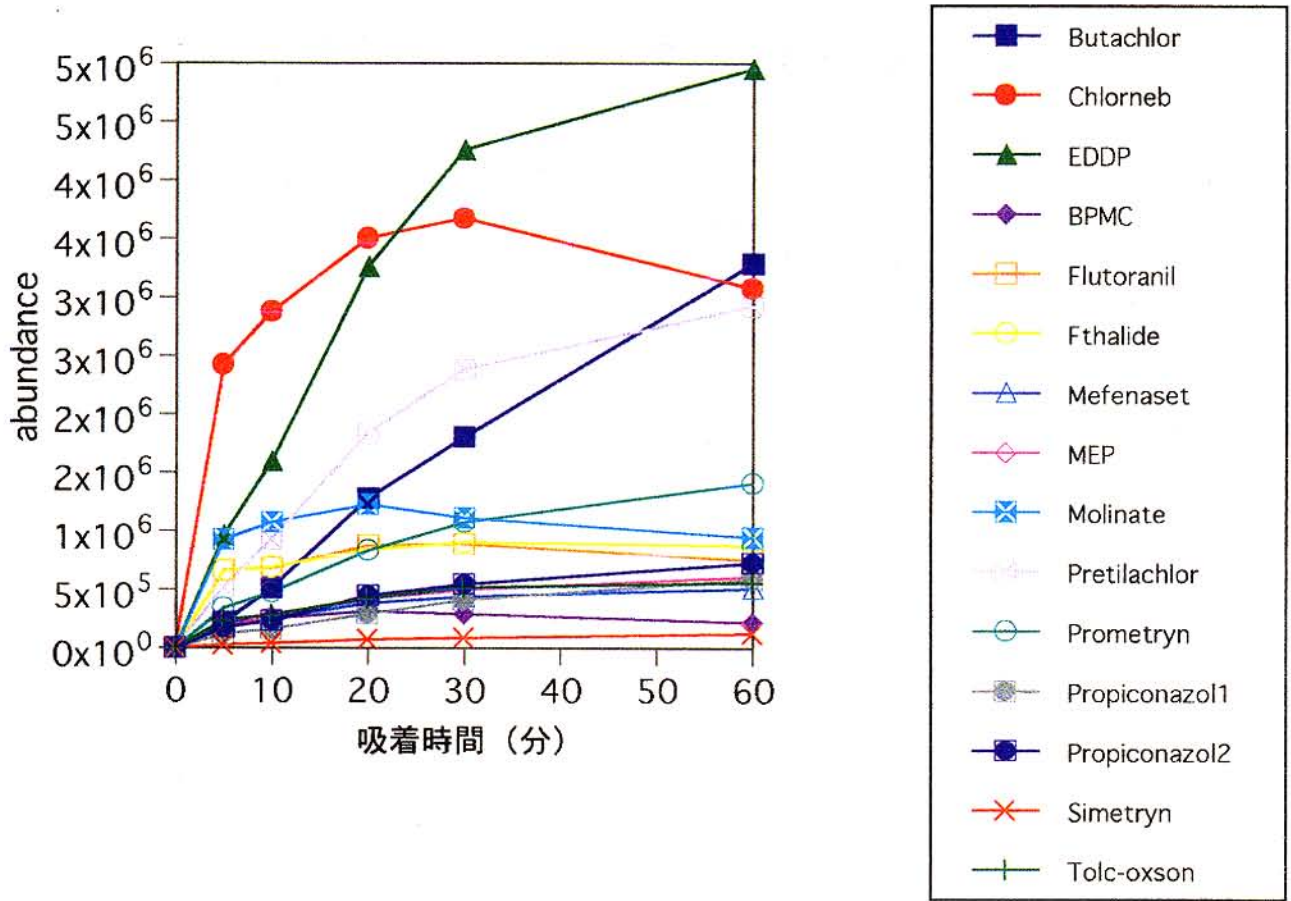


図3 各農薬のSPMEファイバーに対する吸着平衡時間

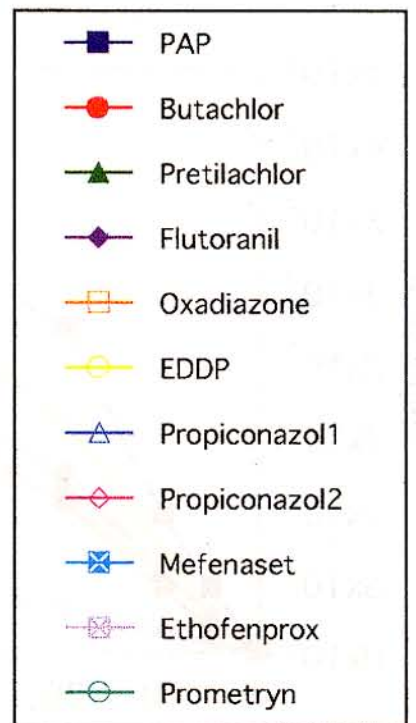
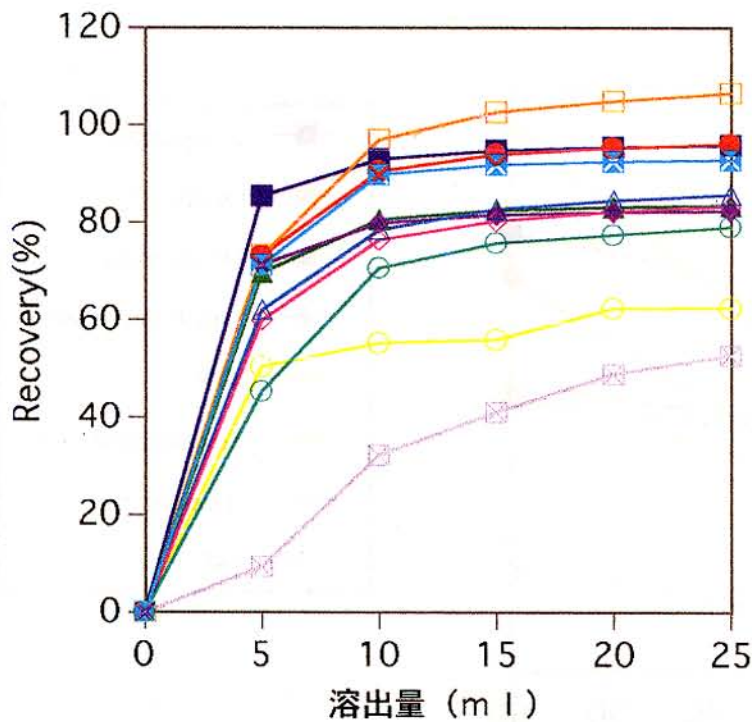
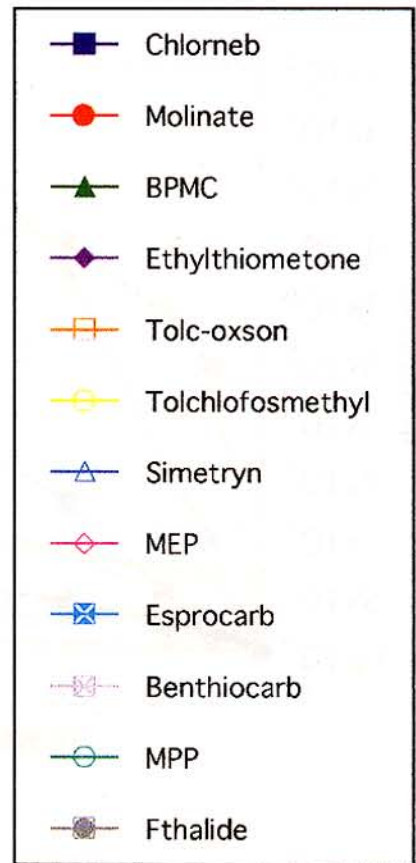
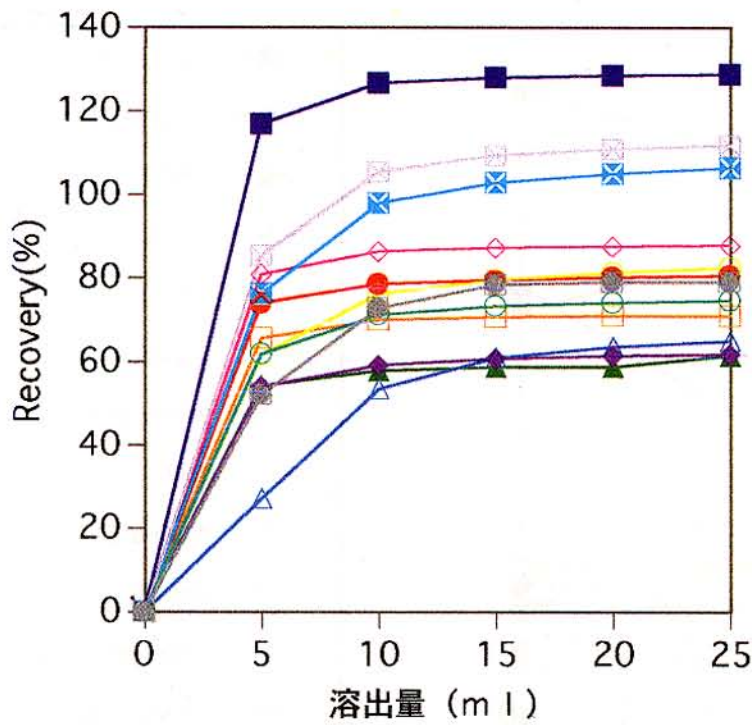


図4 各農薬の土壌からの溶出曲線 (150°C, 50kg/cm<sup>2</sup>)

験は抽出セルの入口側の石英砂の部分にマイクロシリンジで農薬のアセトン溶液を添加して行った。

### 3 結果と考察

#### 3-1 SPMEによる各農薬の吸着平衡時間

20mlの精製水に各農薬を50ng添加してSPMEファイバーの吸着平衡時間を測定した。その結果を図3に示した。エスプロカルブやブタクロール等多くの農薬で1時間では平衡に達せず、さらに時間がかかることが判明した。検出限界の向上やデータの再現性の確保にはファイバーと水の間の平衡が成立してからファイバーをGC-MSに導入するのが望ましいが測定時間が長時間になってしまい実用的ではない。そこで、多くの農薬で30分以降アバンドランスの増加が緩やかになることから、抽出時間を30分とした。

#### 3-2 サンプル量

最初サンプル量を200mgとして実験を行っていたが、室温付近と高温における抽出率に明瞭な違いが見られず、サブ臨界水の効果が評価できなかったため、サンプル量を500mgとして実験を行った。

#### 3-3 抽出時の温度の影響

図1に示したように、水は適度の圧力の下で、温度を上げていくとその誘電率は低下し、農薬等の化学物質の抽出溶媒として適した性質を持つようになる。一方、高温では一部の農薬では熱分解や共存するマトリックスと反応する可能性もある。従って、抽出温度は農薬の抽出率に影響を与えると考えられる。そこで土壌中の農薬の最適な抽出温度について検討を行った。その結果を表3に示した。抽出

表3 土壌から農薬を抽出するときの温度の影響

Pesticide	室温 ε=80	100℃ ε=56	150℃ ε=44	200℃ ε=36	250℃ ε=29
Benthiocarb	37	95	117	104	81
Butachlor	42	113	138	94	72
Chlorneb	40	87	93	91	81
EDDP	30	66	79	8	25
Esprocarb	44	106	118	101	69
Ethofenprox	2	12	33	9	4
Ethylthiometon	57	62	68	12	16
BPMC	80	92	94	109	125
Flutoranil	60	92	73	89	104
Fthalide	6	57	95	98	101
Mefenaset	24	62	114	73	92
MEP	43	108	103	18	38
Molinate	77	85	88	105	110
MPP	19	80	78	20	26
Oxadiazone	56	104	132	86	57
PAP	44	105	117	27	40
Pretilachlor	46	109	131	98	97
Prometryn	9	72	120	105	132
Propiconazoll	37	95	108	104	118

温度が高くなるに従って、各農薬の抽出率は上昇し、150℃の時、好結果を示した農薬の数が一番多かった。

温度が200℃以上ではエチルチオメトンやMEP等一部の農薬では抽出率の低下がみられた。この結果から抽出温度は150℃とした。また、この実験から次のことが明らかになった。室温におけるこの実験は農薬の土壌中の移動性を見る土壌カラム試験と基本的に同じである。一般に水溶解度（以後WSと略す）の大きい農薬は土壌中の移動性は高いと言われている。WSの大きいモリネート（WS=800ppm）やBPMC（WS=610ppm）は室温での抽出率が70%以上で予想通りの結果となった。前者は土壌中での移動性が高いことが知られている。シメトリンはWSが450ppmと大きいにもかかわらず、土壌中の移動性は小さいことが知られており、室温での抽出率が約6%とあらためてそのことが確認された。

#### 3-4 各農薬の土壌からの溶出状況

土壌試料500mgに各農薬50ngをマイクロシリンジで添加して、先の実験で得られた条件で、それらの土壌からの溶出パターンを調べた。その結果を図4に示した。ほとんどの農薬の溶出カーブは溶出量が10mlでフラットとなった。従って、溶出パターンの変動することを考慮しても20mlの溶出量で十分なことがわかった。

#### 3-5 添加回収率試験

土壌試料500mgに各農薬50ngをマイクロシリンジで添加し、回収率試験を繰り返し3回行った。その結果を表4に示した。18の農薬で回収率が80~134%（CV=0.1~16%）で良好な結果を示した。

しかし、回収試験に使う試料中の農薬の存在形態は実際の試料のそれと大きく異なる。そこで実際の試料（水田土壌）を今回検討した方法とアセトンと超音波を用いた溶媒抽出法で分析を行い、それぞれのデータを比較した。その結果を表5に示した。両法で検出された農薬は同じで、その濃度をみると本法は溶媒抽出法の約0.5~2.3倍以内であり、両法の検出オーダは一致した。図5に実試料のクロマトグラムと検出された農薬のひとつであるオキサジアゾンのマススペクトルを示した。

## 4 まとめ

土壌中の農薬の分析にWE-SPME法について検討を行った。

その結果、

- (1) 添加回収率試験の結果、検討を行った22農薬のうち18農薬について回収率80%（CV=0.1~16%）以上と良好な結果が得られた。
- (2) 本法で実試料を分析した結果、繰り返し精度も十分に

良好な結果を示した。また、従来法と比較した結果、ほぼ同様の結果が得られた。

(3) 検量線の作成を除いて、有機溶媒を使用しないで済むから、非常に簡便で分析時間は1時間以内となり、迅速な

分析が可能となった。

今後の課題として、現在のところ、本法が適用できるのは乾燥試料のみである。農薬によっては乾燥することにより揮散したり分解する可能性があることから湿潤試料にも

表4 各農薬の添加回収試験

Pesticide	Recovery(%) (n=3)	CV(%)
Benthiocarb	109	9.8
Butachlor	113	13.8
Chlorneb	84	8.2
EDDP	70	10.5
Esprocarb	111	13.2
Ethofenprox	21	19.9
Ethylthiometon	56	1.4
BPMC	109	3.6
Flutoranil	97	0.1
Fthalide	82	11.0
Mefenaset	109	2.7
MEP	126	9.4
Molinate	111	5.8
MPP	66	1.5
Oxadiazon	109	1.8
PAP	99	5.8
Pretilachlor	119	4.9
Prometryn	134	3.0
Propiconazol1	112	10.1
Propiconazol2	102	5.5
Simetryn	90	4.6
Tolc-oxson	103	15.9
Tolchlofosmethyl	80	3.7

表5 実試料(水田土壌)の分析結果

Pesticide	Water(n=3) μg/g(±SD)	Solvent ext
Benthiocarb	nd	nd
Butachlor	0.042±0.004	0.025
Chlorneb	nd	nd
EDDP	nd	nd
Esprocarb	nd	nd
Ethofenprox	nd	nd
Ethylthiometon	nd	nd
BPMC	nd	nd
Flutoranil	nd	nd
Fthalide	0.042±0.005	0.087
Mefenaset	nd	nd
MEP	nd	nd
Molinate	0.040±0.006	0.017
MPP	nd	nd
Oxadiazon	1.94±0.096	2.04
PAP	nd	nd
Pretilachlor	nd	nd
Prometryn	nd	nd
Propiconazol1	nd	nd
Propiconazol2	nd	nd
Simetryn	0.304±0.004	0.130
Tolc-oxson	nd	nd
Tolchlofosmethyl	nd	nd

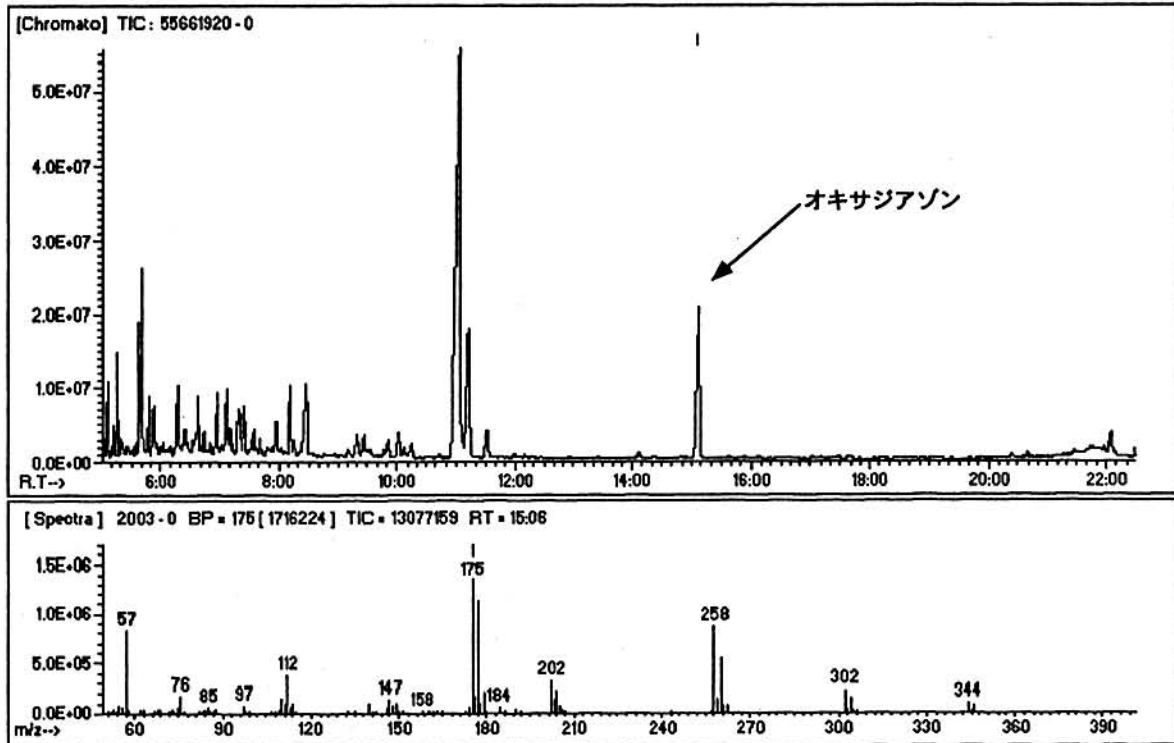


図5 実試料のクロマトグラム(TIC)とスペクトル(WE-SPME法)

応用できるように改良すること、サンプル採取量が少ないことと希釈率が大きいため検出限界が数ppb～数十ppb程度になり、低濃度の環境試料に対応するためにはまだ改良を必要とする。また、他の化学物質についても本法の適用が可能かどうか検討する予定である。

quick, and only requires a simple device.

### 参 考 文 献

- 1) Hawthorne, S.B ; Yang, Y ; Miller, D.J. Anal. Chem. 19,66,2912
- 2) Yang, Y ; Bowadt, S ; Hawthorne, S.B ; Miller, D.J. Anal. Chem.1995,67,4571
- 3) Hageman, K.J ; Mazeas, L ; Grabanski, C.B ; Miller, D.J. Anal. Chem.1996,68,3892

**Analytical Method for determining pesticides in the soil using the SPME method combined with subcritical water extraction.**

**Kiyoyasu Murata  
and Shinichiro Nagahora**

### ABSTRACT

Water under ambient conditions is not suited as an extraction solvent of organic matters because the dielectric constant ( $\epsilon=80$ ) is high which means that the solubility is low.

However, when the temperature is raised under suitable pressure, the dielectric constant of water decreases, high-polarity is observed and the solubility increases.

The technique of extraction by subcritical water combined with SPME was applied in the analysis of pesticides in the soil. Extraction conditions were examined regarding 22 kinds of pesticide used at golf courses and their metabolized substances. The same examination was conducted on the soil of rice paddies and other fields.

The results are as follows:

At 150°C (50kg/cm<sup>2</sup>), the recovery result improved 80-134%(cv=0.1-16) for 18 kinds of pesticide. This method was also applied to an actual sample (rice paddy soil), and its result was compared with that of sonication extraction using acetone. The detection levels were the same. The technique of subcritical water extraction combined with SPME is, compared with conventional solvent extraction method, simple and

# 赤岳道路法面植生の回復過程

西川 洋子 宮木 雅美 堀 繁久

## 要 約

大雪山系の赤岳道路は、工事が中断された1966年以降車両の乗り入れが禁止され、放置されている。高標高地における法面植生の変化を明らかにするために、この道路の法面植生を調査し、1976年に実施された調査結果との比較をおこなった。導入された外来植物は、1976年調査時には良好な生育を示す場所もあったが、現在は全くみられなくなった。以前森林であった場所は、ダケカンバやミヤマハンノキが生育し、林を形成しつつあった。高山草原や低木群落であった場所は、アキタブキやヤナギランが優占するが、高山植物の種多様性が1976年より増した。しかし、数種の高山植物がみられなくなり、チシマザサが増加した場所もあり、道路建設によって群落が分断された影響が考えられる。

**Key words :** 山岳道路、法面緑化、外来植物、植生回復

## 1 はじめに

道路建設に伴う法面緑化は、種子が安価で大量に入手でき、初期成長が速く早期に表層土の防食効果が期待されるなどの理由により、カモガヤ、シナダレスズメガヤなどイネ科草本を主とする外来植物が使用されてきた<sup>1)</sup>。しかし、外来植物の導入は、周辺植生との景観的な違和感とともに、これらの植物が法面外へ進出することによる自然植生への影響が懸念され、緑化施工後なるべく早い時期に自然植生に近づけることが望ましい。しかし、一度破壊された自然植生が回復するためには多くの時間を要すると考えられる。自然植生への誘導技術を確立するために、施工後の植生の変化を把握する必要がある。

大雪山系の赤岳山腹に建設された通称赤岳道路は、工事中断後、放置されている。この道路の法面は、施工後5年目の1976年に「自然環境利用影響調査」として道自然保護課によって植生調査が行われた。今回は、1976年に設定された植生調査区を再調査した。当時の植生との比較を行うことによって、高標高地の法面に導入された外来植物の消長と、在来植物の侵入程度を明らかにし、自然植生への回復過程と法面緑化のあり方について考察する。

この調査は、道保健環境部環境政策課の「環境影響評価保全技術等調査」の一環として実施した。

## 2 調査地及び方法

調査対象は、大雪山系東瑞、赤岳山腹に建設された赤岳道路のうち標高1,430~1,530mの区間である。この道路は、1964年に標高1,430m付近まで完成し、その後1966年から1971年に1,530mまでの建設が行われた。傾斜が非常にきつ

く、100mの標高を上げるために6カ所のヘアピンカーブがつくられた。しかし、これ以上の道路延長は、自然環境に与える影響が大きいため工事は中止された。

その後、標高1,430mから上への車両の乗り入れが禁止され、放置されている<sup>2)</sup>。

調査地は、亜高山帯から高山帯に位置する。調査地に近い上川町の1996年の年平均気温は4.9℃、年降水量は1,104mm、特に冬季の積雪量が多く、層雲峡で観測された最大積雪深は117cmであった<sup>3)</sup>。例年9月下旬には降雪があり、遅い場所では7月頃まで残雪がみられる。植生は、針広混交林とハイマツ帯との中間のダケカンバ帯であるが、地形によって融雪時期が異なるため一様ではなく、融雪時期の遅い場所では高山植物のお花畑が成立している<sup>2)</sup>。

1976年の調査時に法面に設定された11カ所の調査区について再調査を行った(図-1)。調査区サイズは、No.2とNo.10が2×2m<sup>2</sup>で、他は1×1m<sup>2</sup>である。調査は、出現種毎に高さと被度(%)を測定するとともに、調査区内の主

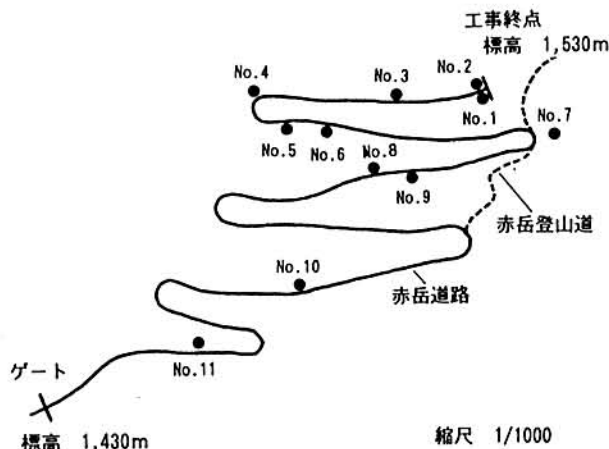


図-1 調査地位置図

要な種の分布状況を図示し、1976年調査時に作成された分布図との比較を行った。現地調査は、1996年8月5日～7日に実施した。

### 3 結 果

#### 3.1 調査区No.1 (図-2、表-1)

工事終点付近の切取盛土面にシロツメクサとオオアワガエリ混合のまき芝処理が施工された場所である。調査地の中では施工が最も新しく、25年経過している。

1976年時点ですでに導入植物の成長は悪く、植被率は50%程度であった。裸地化した部分には、ダケカンバの稚樹が侵入していた。

現在は、導入植物は全くみられなくなっており、アキタブキの被度が90%と優占し、全体を覆っている。生存しているダケカンバは1個体のみであり、高さ110cmに成長していた。また、高さ120cmのウコンウツギも1個体みられた。また、マルバシモツケ、ミヤマアキノキリンソウ、アオノツガザクラなどの高山草原要素も生育していたが、被度は低い。

#### 3.2 調査区No.2 (図-3、表-2)

路側帯の刈払い跡地であるが、ササと低木類の刈払いが行われただけで、外来種の導入や地形・土壌の改変はない。

植生は、チシマザサが優占するクロウスゴ等の低木群落であり、以前の調査では、刈払いの影響により、刈り払い前に下層に生育していたミツバオウレン、オオバセンキウなどの生育が良好であった。

現在は、以前1個体だけ生育していたナナカマドが枯死し、木本種はチシマヒヨウタンボク、ミネカエデ、マルバシモツケが侵入してチシマサザとともに高さ100cm程度で地表を覆っていた。ダケカンバも2個体生育しており、高さ180cmと群落高を抜け出していた。下層構成種は以前に比べ10種から15種へと増加し、ミスゴケもわずかに分布していた。刈払いの影響から見かけ上は回復したと考えられ、上層、下層共に種数が増加した。

#### 3.3 調査区No.3 (図-4、表-3)

1,500m付近の路面の砂利敷き部分と路肩の裸地部分にまたがって設定された調査区である。

1976年には、路肩部分に周辺の法面緑化に使用されたオオアワガエリが侵入しており、他にエゾノギシギシ、ウコンウツギの稚樹が生育していた。路面には、オオアワガエリの他、イワオトギリ、コマクサが注目すべき種としてあげられており、ダケカンバの稚樹もみられた。

現在は、道路付近に樹高3～4mのミヤマハンノキ林が成立していた。調査区の上層にミヤマハンノキは存在しな

いが、以前稚樹として生育していたウコンウツギが高さ160cmに成長し、アキタブキが被度85%で優占していた。林床には、ミヤマアキノキリンソウ、マルバシモツケ、ハクサンボウフウなど高山草原要素の種もみられたが、被度は低かった。以前、砂利上に生育していたコマクサとイワオトギリはみられなかった。コマクサは、この付近では確認されなかった。何らかの方法で種子が散布され、砂利を敷いた路面がコマクサの生育環境と似ていたために定着したが、ミヤマハンノキが成長するにつれて被陰され、姿を消したのではないかと考えられる。

#### 3.4 調査区No.4 (図-5、表-4)

標高1,500m付近の急傾斜の切取法面で、シロツメクサ、オオアワガエリ等の混合吹付け処理が施されており、一部は地表の崩落防止のためにネットが張られている。調査区の法面中央部よりの半分は、ネットに覆われている。

1976年当時は、吹付けられた外国産種の生育は良好であったが、ネットが張られた場所でも地表がはがれてできた裸地が存在した。この部分にダケカンバの稚樹がみられた。

今回の調査では、以前みられた植物はすべて姿を消し、再侵入して定着した高さ120cmのダケカンバを除き、完全に種が入れ替わっていた。ネットが張られた部分はほとんどアキタブキに覆われ、他の部分はウコンウツギの他ミヤマアキノキリンソウ、ヤマハハコ、ウメバチソウなど外来種が定着していた。この場所では、現在でも一部に地表部の崩壊がみられ、ネットの崩落防止効果は低い。調査区の設定場所が法面の端であったため、周辺の植生が次第に侵入してきている。

#### 3.5 調査区No.5 (図-6、表-5)

イネ科牧草の吹き付けが行われた場所である。

以前の調査では、牧草の生育状態は非常に良く、草丈40～50cmのオオアワガエリが全面を覆っており、出穂数も多かった。

現在は、上層を樹高6mのダケカンバが覆っており、低木層には高さ170cmのウコンウツギ、下層にはアラシグサ、アキタブキ、ミヤマアキノキリンソウなどの草本が生育していた。しかし、林床が暗いため、これらの草丈は低く、裸地部分も多い。また、チシマザサ、コモチミミコウモリなど林床や林縁にみられる種もわずかに生育していた。

#### 3.6 調査区No.6 (図-7、表-6)

調査区No.5の隣接地であるが、吹付工の結果が極端に悪い場所として設定された調査区である。

1976年の調査では、裸地部分が多く、まばらに生育するオオアワガエリとシロツメクサの他に、在来種のウサギグクとダケカンバの稚樹の侵入がみられた。

現在は、導入された外国産植物はすべて姿を消し、高さ

4～5mのミヤマハンノキとダケカンバに覆われている。以前確認されたダケカンバの稚樹はほとんどみられなくなったが、調査時に高さ15cmであった2個体は生存しており、高さ4.5mに成長した。林床は、アキタブキとミヤマアキノキリンソウが優占し、ヤマハハコ、ウサギギク等がわずかに生育していた。

### 3. 7 調査区No.7 (図-8、表-7)

砂礫混じりの平坦な捨土堆積地に牧草の吹付けが行われた場所である。

1976年の調査時点で牧草の生育状態は不良であった。裸地部分には、ダケカンバの稚樹多数とハイマツの稚樹1個体が生育していた。

現在は、3～4mのダケカンバが上層を占め、その下に1mほどのダケカンバとミヤマハンノキが生育している。林床は、オオヨモギが優占し、ミヤマアキノキリンソウ、イワノガリヤス、マイヅルソウなどわずかに生育している。また、セイヨウタンポポも1株生育していた。この調査区付近は、赤岳登山道と合流する場所で、他の調査区が人の出入りのほとんどない場所であるのに比べ、登山者が頻繁に通行する。付近にはカモガヤやシロツメクサなどの外来種も生育していた。

### 3. 8 調査区No.8 (図-9、表-8)

この道路が建設された斜面には浅い谷が走っており、そこにお花畑が成立している。道路によって3カ所でこのお花畑は分断されているが、その中では最も破壊の少なかった場所に設定された調査区である。

前回の調査では、10数種の高山草原要素の他、裸地の部分には付近の法面から種子が散布されたと思われるオオアワガエリも確認された。

現在は、3.7mのダケカンバに一部覆われ、マルバシモツケ、チシマヒョウタンボクといった低木類が生育している他、チシマザサが優占していた。オオアワガエリはみられなくなり、タカネトウウチソウ、アオノツガザクラ、ウサギギクなど高山草原性の種も生育しているが、以前の調査でみられたミヤマクワガタ、キンスゲ、ミヤマキンバイなどは確認されなかった。

### 3. 9 調査区No.9 (図-10、表-9)

この調査区は、きわめて水はけの良い礫混じりの火山灰土であり、人工的な緑化が行われていない。

以前の調査では、コマクサ、タカネトウウチソウ、ウコンウツギなどが数個体生育していた。オオアワガエリがみられたが、生育状態は不良であった。

現在は、樹高5mほどのダケカンバに50%が覆われており、1m以下のダケカンバやミヤマハンノキの稚樹が育っている。また、リシリスゲの株が大きく成長し、タカネト

ウウチソウの被度も高くなった。ミヤマアキノキリンソウ、マルバシモツケ、イワオトギリ、ウサギギクなど新たに在来種の侵入が確認され、裸地部分が減少して種多様性は高くなった。消長が注目されていたコマクサは確認されず、光条件や水分条件など生育環境が変化したと考えられる。

### 3. 10 調査区No.10 (図-11、表-10)

この道路の中で最も早期に施工された切取法面に設定された調査区である。

以前の調査時にはすでに地表部が安定していた。緑化工で導入された牧草類はみられなくなっており、外来種はセイヨウタンポポのみであった。1m以下のナガバヤナギ、エゾノバッコヤナギ、ダケカンバが生育しており、草本類ではヤナギランが優占していた。

今回の調査では、以前確認されたダケカンバとナガバヤナギの一部がみられたが、成長が良好だとはいえない。セイヨウタンポポは確認されず、ヤナギランは減少してウコンウツギ、ヤマハハコ、ミヤマセンキュウ、ヨツバシオガマなど高山草原要素が新たに侵入し、種多様性が高くなった。

### 3. 11 調査区No.11 (図-12、表-11)

調査区No.10と同様最も早期に施工され、30年が経過している。緩傾斜の盛土法面にコマカグサとシロツメクサの混合吹付けがおこなわれた場所である。

1976年時点で地表部は安定しており、牧草はほぼ均一に生育している。1966年から1967年にかけての施工当時に定着したと思われるダケカンバはすでに1.5mほどに成長しており、稚樹の侵入もみられた。

今回の調査では、ダケカンバがさらに成長して樹高6mになり、付近はダケカンバの若い林が成立していた。コマカグサやシロツメクサは全くみられず、低木層に高さ150cmのウコンウツギが生育し、ダケカンバやミネカエデの稚樹も確認された。ミヤマアキノキリンソウやマルバシモツケも生育しているが、林床は暗く被度は低かった。

## 4 考 察

法面緑化で導入されたオオアワガエリやヒロハノウシノケグサなどの外来植物は、施工後5年から10年の間に生育が良好な場所と不良な場所に分かれた。しかし、生育が良好であった場所でも遷移が進み、次第に在来種に置き換わっていた。施工後25年から30年が経過した現在ではすべての調査区で、導入された植物は姿を消した。これは、環境条件がこれらの生育に適さなかったこと、工事中止後は車両の乗り入れが禁止されて放置されたため刈り払いなどの法面植生の維持管理がおこなわれなかったこと、さらに、法面の施工面積が小さく、周辺が自然植生の豊かな場所であ



るため自生種の種子が供給されやすかったことなどが考えられる。

多くの場合、盛土や切土によってつくられた法面の緑化には、なるべく早く表層面を安定させるために、初期成長が早く、広く密に地表を覆う性質を持った植物が用いられる<sup>1)</sup>。自生種は、気象が厳しい山岳地域では、定着して表土を覆うまでに長い時間を要するものが多く、最初からこれらを導入することは困難だといわれている<sup>1)</sup>。赤岳道路のように時間とともに導入された外来植物が衰退し、潜在植物へ回復するのであれば、一時的な処置として外来植物を使用することはやむをえないと考える。しかし、自然公園内への外来植物の導入は極力さけるべきである。今後、初期段階から自生植物の導入が可能になるよう、多くの在来種について生活史や定着様式を明らかにし、緑化に適した種の発見や自生種が素早く定着できるための生育環境を整備する手法を早期に確立することが求められる。

調査地一帯は、地形などの条件によって潜在的な植生は森林と高山草原あるいは低木群落に区分され、20～30年間でそれぞれ特徴のある植生遷移がみられた。潜在植生が森林であった場所では、ダケカンバの稚樹が比較的早い段階で侵入し、現在はダケカンバやミヤマハンノキが樹高5 mほどに成長して林を形成しており、低木層はこれらの稚樹とウコンウツギなどから構成される場合が多い。林床は、施工が比較的新しい場所ではアキタブキが優占し、より遷移の進んだ場所では林床植生の被度が低く、裸地が目立つ。木本類が上層を覆う前に定着したと考えられる高山草原要素もみられるが、上木が成長するにつれて、光条件や水分条件などが変化し、生育できなくなることが予想される。これらの場所では、森林への回復が進むと考えられる。

高山草原や低木群落であった場所のうち、調査区No.4、No.10は緑化工が施工されているが、No.2、No.8は外来種の導入が行われていない。緑化工が行われた場所では、導入植物に変わってアキタブキやヤナギランなどが優占するが、高山草原要素の侵入もみられ、次第に多様性を増していくことが予測される。刈り払いのみで緑化が行われなかった場所では、チシマヒョウタンボクやマルバシモツケなどの低木類が優占し植被率も高いが、高山草原要素の中には1976年の調査で確認されたにもかかわらず、今回確認されなかった種もある。また、以前は生育していなかった場所にもチシマザサが侵入し、勢力を増している。道路による分断が水分条件などの環境を変化させた可能性もあり、木本類の侵入、成長とチシマザサの優占によるお花畑の衰退が懸念される。

一度破壊された自然植生を復元するには多くの時間が必要である。また、見た目は回復しても、群落を構成していた種のうちいくつかが絶滅して種数が減少したり、生態系の中で同じような機能を果たす他の種に置き換えられていることも考えられ、種組成が変化している可能性がある<sup>1)</sup>。

今後の調査では、周辺の自然植生との詳しい比較をおこなうことが必要である。

さらに、道路建設そのものによって法面植生のみならず周辺の自然植生へ影響がある場合もあり、長期にわたるモニタリングが必要であるとともに、道路建設には最新の注意が求められる。

## 5 参考文献

- 1) 倉田益二郎「緑化工技術」p.143-146, 158-162, 森北出版, 東京, 1980.
- 2) 北海道自然保護課企画調査係「自然環境利用影響調査報告書 昭和51年度」p.35-58, 北海道, 1977.
- 3) 札幌管区気象台: 北海道の気候1996年1-12月版, (財)日本気象協会北海道本部, 1996.
- 4) 鷲谷いづみ, 矢原徹一「保全生態学入門—遺伝子から景観まで」p.212, 文一総合出版, 東京, 1996.

### Vegetation regeneration on abandoned road construction sites in the sub-alpine zone of Mt. Akadake in the Taisetsu mountains

Yoko Nishikawa, Masami Miyaki  
and Shigehisa Hori

#### Abstract

The Akadake mountain road in the Taisetsu mountains has been abandoned since 1966 when construction works were stopped. To understand the regeneration process of road side vegetation in a sub-alpine area, we compared the structures of plant community at 11 sites between 1976 and 1996. Although introduced species *Phleum pratense*, *Agrostis alba* and *Trifolium repens* planted over the road sides dominated in the three sites in 1976, all of them had disappeared in 1996. *Betula ermanii* and *Alnus crispa* invaded and became dense in the five sites. Although *Patasites japonicus* subsp. *giganteus* and *Epilobium angustifolium* dominated in the two sites of sub-alpine meadows and shrub community in 1996, species diversity was greater in 1996 than in 1976. However, some alpine plant species observed in 1976 had disappeared and plant cover of *Sasa kurilensis* had increased in the two sites in 1996.

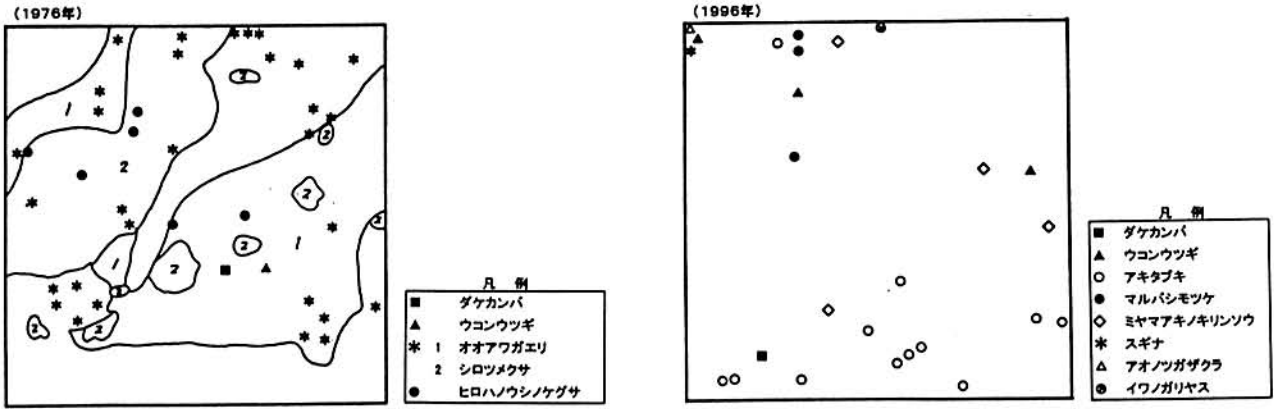


図-2 調査区No.1 (1×1 m<sup>2</sup>)

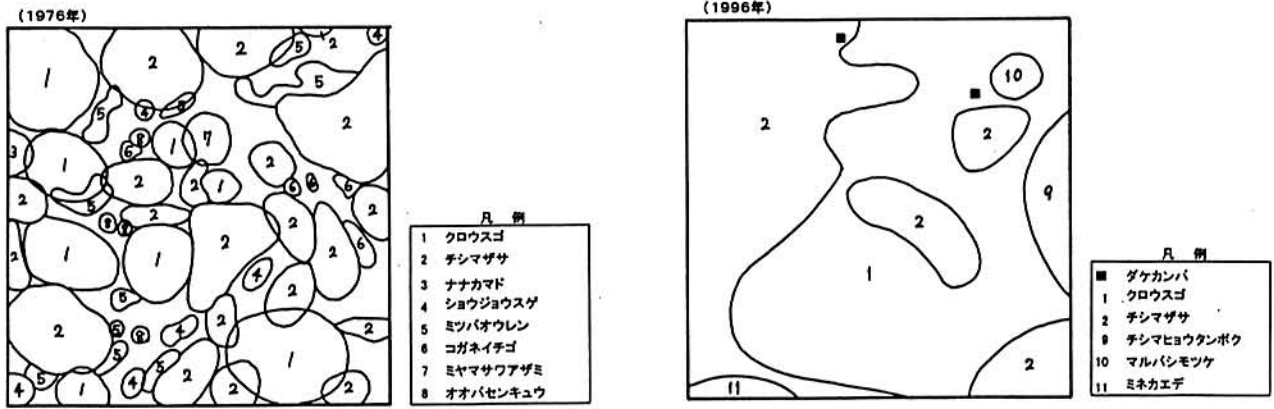


図-3 調査区No.2 (2×2 m<sup>2</sup>)

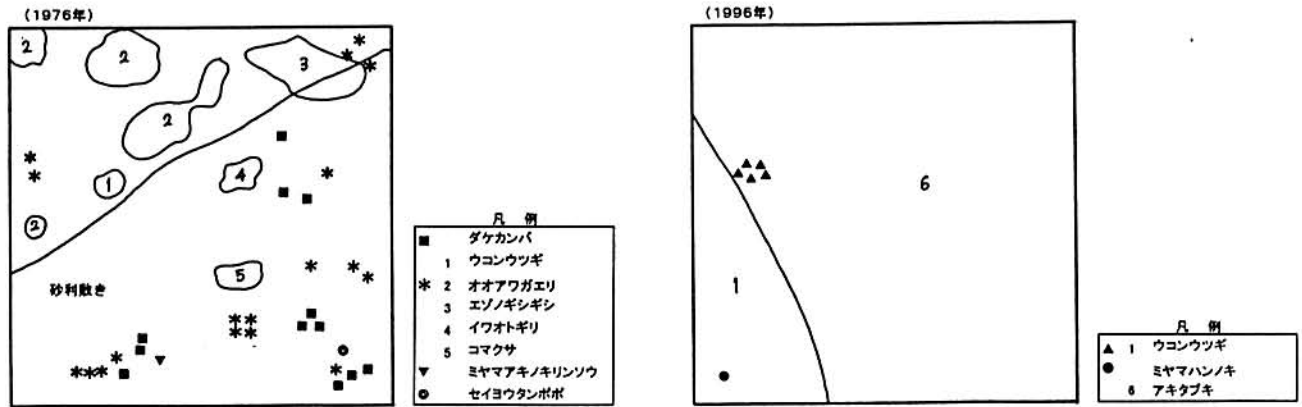


図-4 調査区No.3 (1×1 m<sup>2</sup>)

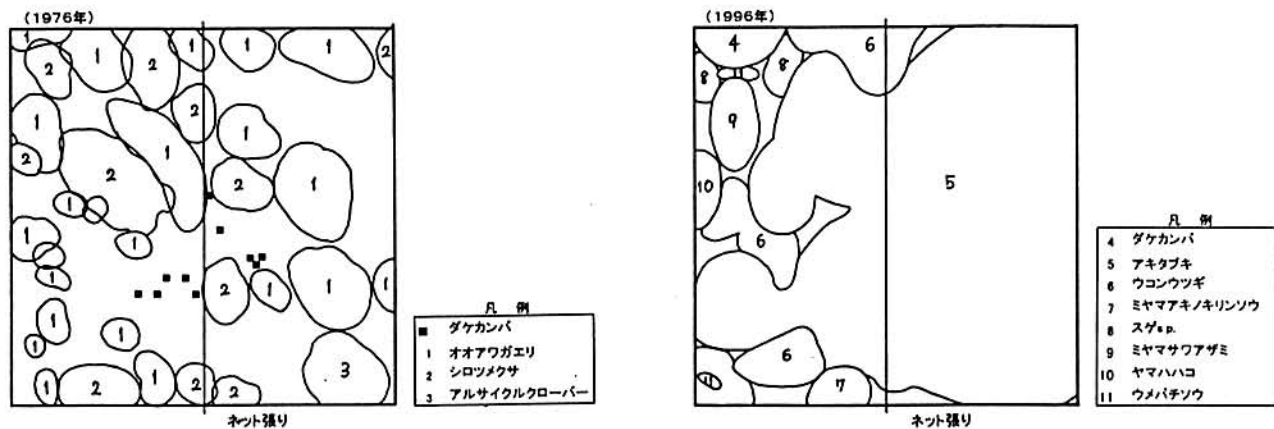


図-5 調査区No.4 (1×1 m<sup>2</sup>)

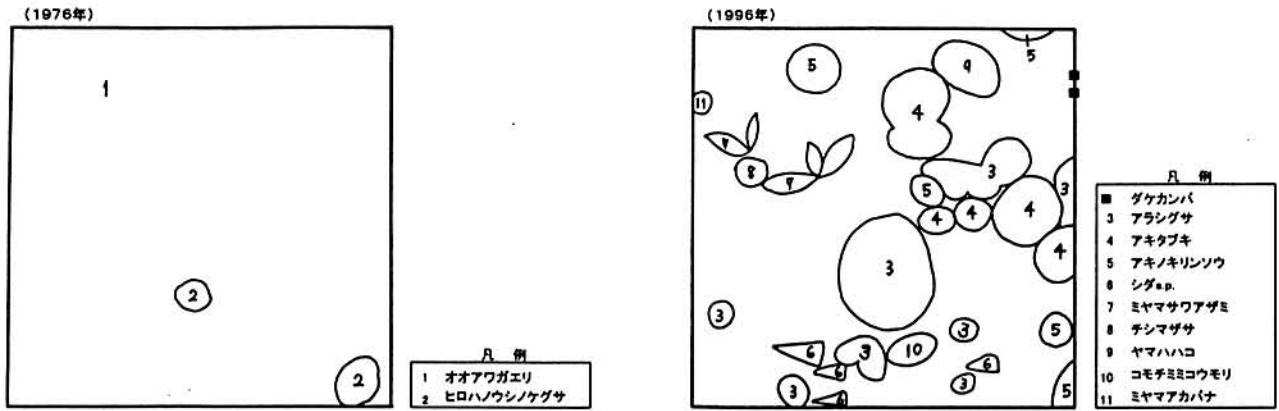


図-6 調査区No.5 (1×1 m<sup>2</sup>)

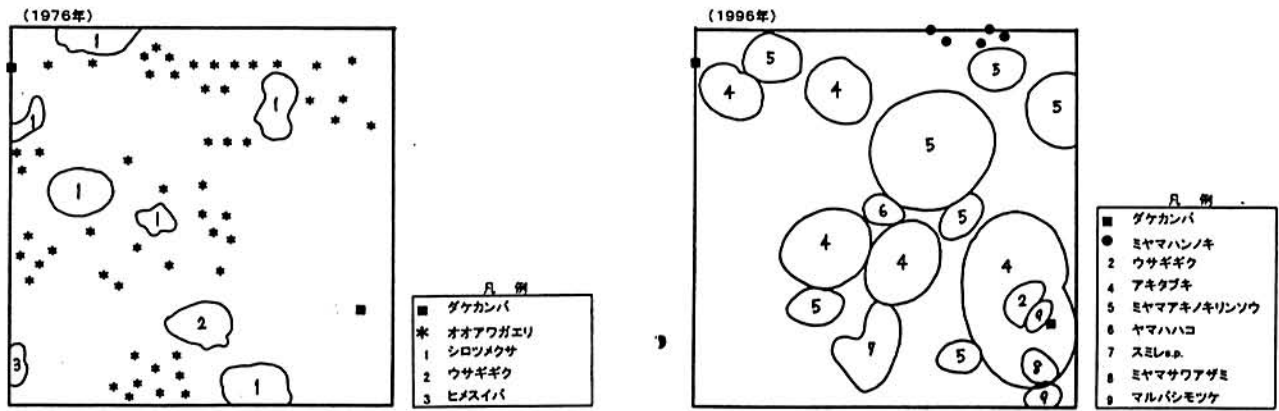


図-7 調査区No.6 (1×1 m<sup>2</sup>)

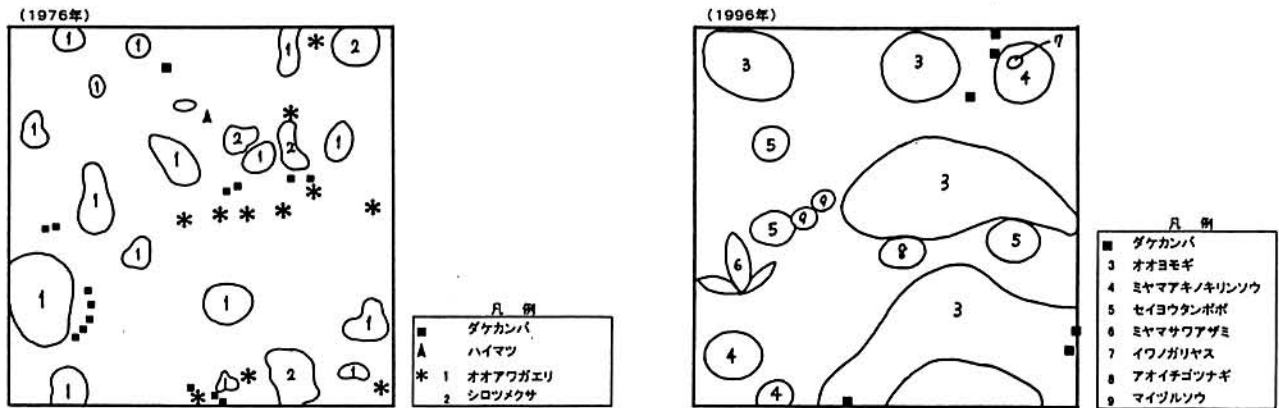


図-8 調査区No.7 (1×1 m<sup>2</sup>)

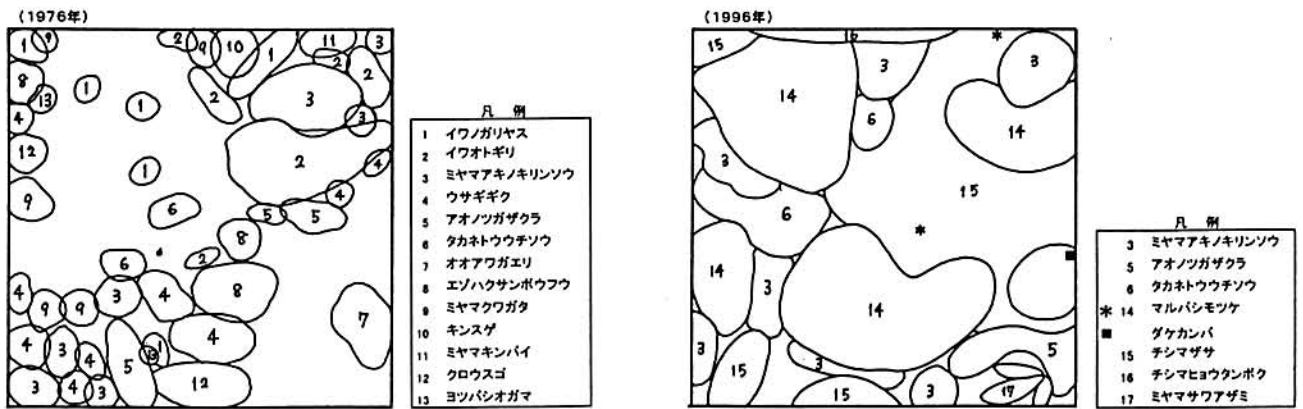


図-9 調査区No.8 (1×1 m<sup>2</sup>)

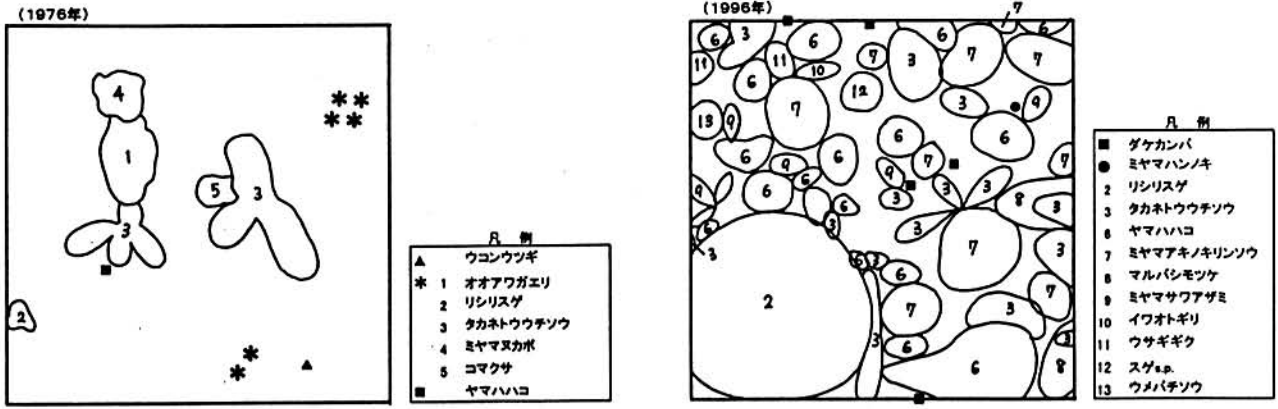


図-10 調査区No.9 (1×1 m<sup>2</sup>)

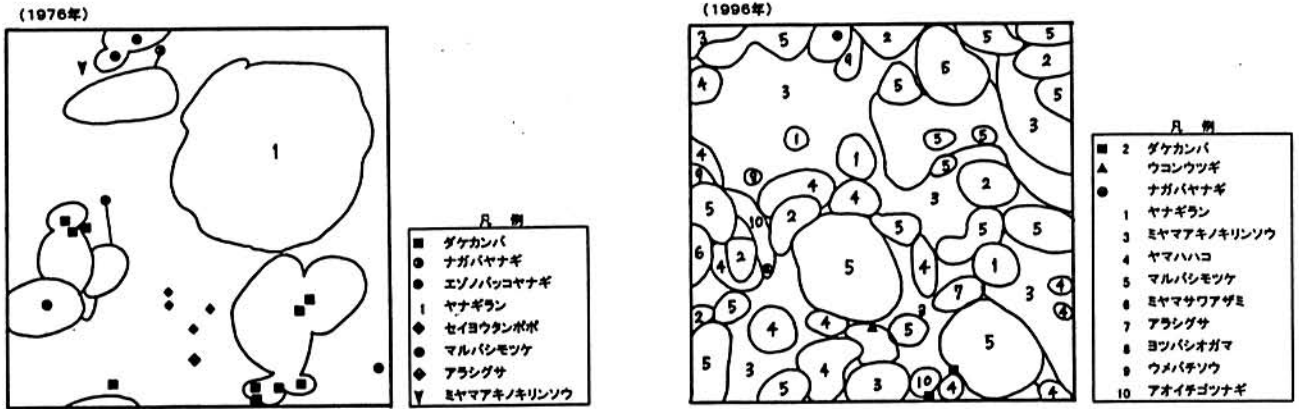


図-11 調査区No.10 (2×2 m<sup>2</sup>)

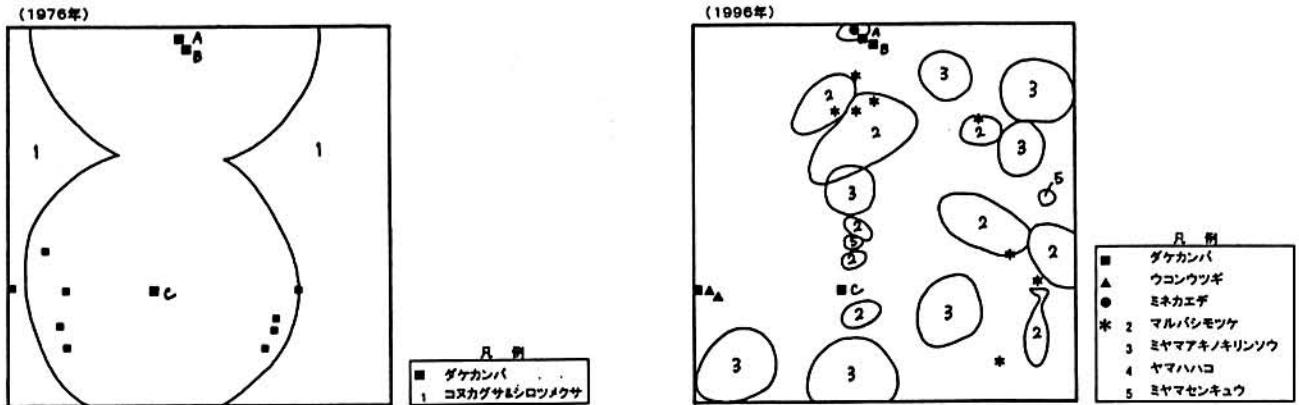


図-12 調査区No.11 (1×1 m<sup>2</sup>)

表-1 調査区No.1 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
*ダケカンバ		アキタブキ			90
*ウコンウツギ		*ウコンウツギ		140	20
オオアワガエリ		*ダケカンバ		120	2
シロツメクサ		マルバシモツケ		110	5
ヒロハノウシノケグサ		ミヤマアキノキリンソウ		55	2
ダケカンバ稚樹		スギナ			1
* : 1976年と1996年の共通種		アオノツガザクラ			+
		イワノガリヤス			+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表-2 調査区No.2 植生調査結果 (2×2 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
ナナカマド		ダケカンバ		180	3
*クロウスゴ		チシマヒョウタンボク		120	2
*チシマザサ		ミネカエデ		120	1
カラマツソウ		*クロウスゴ		100	65
*ヒメタケシマラン		*チシマザサ		100	40
*ミミコウモリ		*マイヅルソウ		9	10
*ミツバオウレン		*ミツバオウレン		8	10
*ショウジョウスゲ		ミヤマアキノキリンソウ		13	3
エゾヒメシダ		*コガネイチゴ		12	2
*オオバセンキュウ		シラネワラビ		34	1
*マイヅルソウ		*ショウジョウスゲ		25	1
*コガネイチゴ		*ミヤマサワアザミ		17	1
*ミヤマサワアザミ		*ヒメタケシマラン		15	1
* : 1976年と1996年の共通種		マルバシモツケ		100	+
		イワノガリヤス		30	+
		*オオバセンキュウ		24	+
		ミヤマセンキュウ		24	+
		イワオトギリ		22	+
		*ミミコウモリ		10	+
		アオノツガザクラ		8	+
		エゾイチゴ		8	+
		ミスゴケ			+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表-3 調査区No.3 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
オオアワガエリ		ミヤマハンノキ		50	根元のみ
エゾノギシギシ		アキタブキ		90	85
*ウコンウツギ稚樹		*ウコンウツギ		160	10
ダケカンバ稚樹		*ミヤマアキノキリンソウ		21	8
イワオトギリ		ミヤマサワアザミ		12	3
コマクサ		マルバシモツケ		28	2
*ミヤマアキノキリンソウ		ハクサンボウフウ		40	1
セイヨウタンポポ		カラマツソウ		25	1
* : 1976年と1996年の共通種		ミヤマセンキュウ		15	+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表一 4 調査区No.4 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
オオアワガエリ		アキタブキ		50	55
シロツメクサ		ウコンウツギ		47	20
アルサイクルクローバー		*ダケカンバ		120	3
*ダケカンバ稚樹		ミヤマアキノキリンソウ		21	3
* : 1976年と1996年の共通種		スゲsp.		17	2
		ミヤマサワアザミ		14	2
		ヤマハハコ		28	1
		ウメバチソウ		20	1
		イワノガリヤス		15	+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表一 5 調査区No.5 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
オオアワガエリ		ダケカンバ		600	90
ヒロハノウシノケグサ		ウコンウツギ		170	10
		アラシグサ		28	8
		アキタブキ		23	5
		ミヤマアキノキリンソウ		17	4
		シダsp.		10	2
		ミヤマサワアザミ		8	2
		チシマザサ		36	1
		ヤマハハコ		24	1
		コモチミミコウモリ		8	1
		ミヤマアカバナ		14	+

表一 6 調査区No.6 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
オオアワガエリ		ミヤマハンノキ		400	80
シロツメクサ		*ダケカンバ		450	15
*ウサギギク		アキタブキ		52	20
ヒメスイバ		ミヤマアキノキリンソウ		51	18
*ダケカンバ稚樹		ヤマハハコ		23	1
* : 1976年と1996年の共通種		*ウサギギク		16	1
		スミレsp.		5	1
		ミヤマサワアザミ		4	1
		マルバシモツケ		10	+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表一 7 調査区No.7 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
	オオアワガエリ		ミヤマハンノキ	320	70
	シロツメクサ	*	ダケカンバ	120	20
*	ダケカンバ稚樹		オオヨモギ	45	30
	ハイマツ稚樹		ミヤマハンノキ	80	8
			ミヤマアキノキリンソウ	12	3
			セイヨウタンポポ	5	2
			ミヤマサワアザミ	5	1
			イワノガリヤス	16	+
			アオイチゴツナギ	6	+
			マイヅルソウ	5	+

\* : 1976年と1996年の共通種

\* : 1976年と1996年の共通種

表一 8 調査区No.8 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
*	イワノガリヤス		ダケカンバ (上木)	370	10
*	イワオトギリ		マルバシモツケ	76	40
*	ミヤマアキノキリンソウ		チシマザサ	75	35
*	ウサギギク	*	ミヤマアキノキリンソウ	22	20
*	アオノツガザクラ	*	タカネトウウチソウ	43	15
*	タカネトウウチソウ		ミヤマサワアザミ	18	5
	オオアワガエリ		チシマヒヨウタンボク	75	3
	エゾハクサンボウフウ	*	アオノツガザクラ	19	3
	ミヤマクワガタ		ダケカンバ	90	2
	キンスゲ		ハクサンボウフウ	15	1
	ミヤマキンバイ	*	ウサギギク	14	1
	クロウスゴ	*	イワノガリヤス	12	+
	ヨツバシオガマ	*	イワオトギリ	9	+
			ミツバオウレン	5	+

\* : 1976年と1996年の共通種

\* : 1976年と1996年の共通種

表一 9 調査区No.9 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度 (%)
	オオアワガエリ		ダケカンバ (上木)	500	50
*	タカネトウウチソウ	*	ヤマハハコ	44	15
	ミヤマヌカボ	*	リシリスゲ	29	8
*	リシリスゲ		ミヤマアキノキリンソウ	32	7
	コマクサ	*	タカネトウウチソウ	15	7
	ウコンウツギ		ミヤマハンノキ	95	5
*	ヤマハハコ		マルバシモツケ	42	5
			ダケカンバ	39	2
			ミヤマサワアザミ	43	1
			イワオトギリ	22	1
			ウサギギク	10	1
			イワノガリヤス	30	+
			スゲsp.	8	+
			ウメバチソウ	2	+

\* : 1976年と1996年の共通種

\* : 1976年と1996年の共通種

表一10 調査区No.10 植生調査結果 (2×2 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度(%)
* ダケカンバ		* ダケカンバ (上木)		250	10
* ナガバヤナギ		* ミヤマアキノキリンソウ		42	50
エゾノバッコヤナギ		ヤマハハコ		43	35
* ヤナギラン		* ダケカンバ		120	20
セイヨウタンポポ		* マルバシモツケ		65	15
* マルバシモツケ		ウコンウツギ		90	10
* アラシグサ		* ナガバヤナギ		115	2
* ミヤマアキノキリンソウ		ミヤマサワアザミ		72	2
ダケカンバ稚樹		* ヤナギラン		35	1
* : 1976年と1996年の共通種		* アラシグサ		20	1
		ミヤマセンキュウ		45	+
		ヨツバシオガマ		27	+
		ウメバチソウ		16	+
		イワオトギリ		16	+
		アオイチゴツナギ		16	+
		シダsp.		7	+
		* : 1976年と1996年の共通種			

表一11 調査区No.11 植生調査結果 (1×1 m<sup>2</sup>)

(1976年)		(1996年)			
種	名	種	名	高さ(cm)	被度(%)
* ダケカンバ		* Cダケカンバ (上木)		600	75
* ダケカンバ稚樹		* Aダケカンバ (上木)		600	
コヌカグサ		* Bダケカンバ (上木)		450	
シロツメグサ		ウコンウツギ		150	30
* : 1976年と1996年の共通種		* ダケカンバ		100	3
		ミヤマアキノキリンソウ		17	10
		マルバシモツケ		60	5
		ミネカエデ		18	1
		ヤマハハコ		12	1
		アオイチゴツナギ		15	+
		ミヤマセンキュウ		5	+
		* : 1976年と1996年の共通種			



# 1994～1996年度メスジカ狩猟個体の個体群解析

梶 光一

## 要 約

1994～96年度のメスジカ狩猟個体と足寄町駆除個体の個体群パラメータの分析を行った。メスジカ狩猟個体と足寄町駆除個体は高い妊娠率および増加期型の特徴であるL字型の年齢構成を示した。メスジカ狩猟個体では平均寿命を除き、世代間隔、試料の平均年齢が一致し、栄養状態が良好であった。1頭あたりの捕獲に要する狩猟努力量では、1996年度猟期に減少がみられた。メスジカ解禁前後で足寄町駆除個体の個体群パラメータには大きな変化がみられなかった。メスジカ可猟期間には、メスジカ個体群は顕著な減少を示さずに推移してきたと考えられる。

**Key words :** メスジカ、個体群解析、年齢構成、繁殖状況、栄養状態、狩猟努力量

## 1 はじめに

1994～96年度猟期の1月6日から15日までの10日間にかけて阿寒地域一帯でメスジカ狩猟が解禁された。メスジカ狩猟がメスジカ個体群に与えた影響を評価するために、年齢構成、繁殖状態、栄養状態、狩猟努力量などの解析を行い、モデル調査地である足寄町の駆除個体から得た個体群パラメータとの比較を行った。さらに足寄町駆除個体の解析にあたっては、メスジカが解禁される以前の1991～94年度と1995～96年度の二つの期間に区分して、メスジカ狩猟の効果について検討した。

## 2 試 料

メスジカ狩猟個体および足寄町駆除個体の試料収集フローを図1と図2に示した。

メスジカ可猟区は1994（平成6）年度には阿寒町、白糖町、音別町、足寄町、津別町、美幌町、弟子屈町、鶴居村、

標茶町、陸別町の10町村であったが、1995～96（平成7～8）年度には標茶町と陸別町の2町村が除外され、8町村となった。これらのうち、足寄町、阿寒町、白糖町には調査ステーションが設置され、ステーションでは下顎の受け付けと調査票の記入などを行った。また釧路支庁管内の猟友会各支部が独自に試料の受け入れを担当したほか、解体業者等に協力を要請して下顎の収集を行うとともに、支庁及び本庁自然保護担当職員が巡回中に回収した。ステーション等に持ち込まれない個体については、第1切歯を狩猟者から郵送してもらった。

メスジカ狩猟個体の試料のほとんどは巡回中に回収されてステーションに搬入された下顎であり、切歯の郵送は少なかった（表1）。齢査定が行えた破損のない試料の回収率は、1994年度猟期の25%から1996年度猟期の18%へと減少した。一方、足寄町では駆除奨励金を駆除個体の切歯と交換に支払っているため、ほとんど全ての駆除個体が回収された。

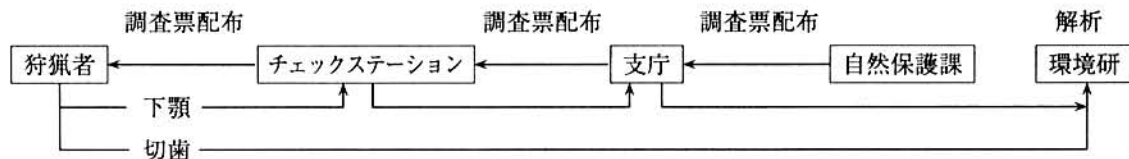


図1 メスジカ狩猟個体試料収集のフロー。

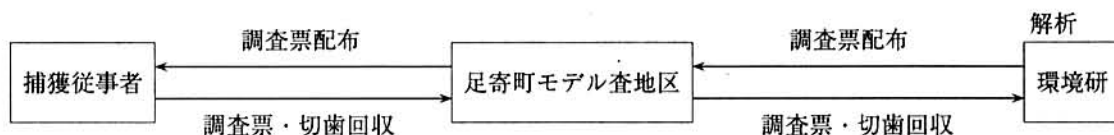


図2 足寄町駆除個体試料回収のフロー。

表1 メスジカ狩猟個体の試料収集内訳 (1994~96年度).

関係支庁等	試料回収地	1994年度	1995年度	1996年度
十勝	足寄ST	55	50	52
	足寄シカ肉処理施設		6	
	解体業者		105	94
釧路	阿寒ST	67	53	48
	白糠ST	82	166	71
	標茶ST	19		
	弟子屈 (猟友会)	21	32	19
	猟友会部会	48	70	139
	解体業者		46	39
網走	解体業者	86	20	46
環境研	下顎郵送分		20	
	切歯郵送分	181	111	71
回収合計		559	679	579
狩猟個体数		2272	3197	3312
回収率		24.6%	21.2%	17.5%

### 3 解析方法

3.1 年齢査定 0歳及び1歳までは歯の崩出・交換及び摩滅状況により、2歳以上については、年輪法により年齢を査定した。

3.2 妊娠率 調査票に胎子の有無を記録してもらい、妊娠状況を調べた。

3.3 栄養状態 下顎骨骨髓内の水分含有率の測定から脂肪量を推定した。

3.4 狩猟努力量 1頭を捕獲するのに要した時間及びその際のグループの人数について、調査票への記入あるいは、調査ステーションで聞き取りによって調査した。

### 4 結果と考察

#### 4.1 妊娠率

狩猟で捕獲されたメスジカの1歳の妊娠率は、1994年度と1995年度の猟期にそれぞれ83%、84%と高かったが、1996年度猟期には69%へと低下した。妊娠個体は14歳以上でも認められ、妊娠率を2歳以上でまとめると、1994年度には74%、1995年度には84%、1996年度は92%と、いずれも高い値を示した(表2)。

これまで足寄産のメスジカの妊娠率は、学術捕獲調査、4~5月にかけての駆除個体、1月初旬の狩猟個体などで検索されてきた(Suzuki and Ohtaishi, 1993;北海道環境科学研究センター、1995, 1997)。これらから、足寄産メスジカの繁殖については以下の資料が得られている。

1991年3月の学術捕獲調査(Suzuki and Ohtaishi, 1993)と1992年2月の学術捕獲調査(北海道環境科学研究センター、1995)によると足寄産の1歳と2歳以上のメスジカは全ての個体が妊娠していた。1991年度から1994年度の4月から5月に駆除されたメスジカでは1歳の妊娠率が90%前後で推移し、妊娠率の低下はみられていない。しかしメス狩猟個体の1歳の妊娠率では、1995年の85%から1996年の79%へと、2歳以上では1995年の91%から1996年の79%へとやや減少傾向がみられた(北海道環境科学研究センター、1997)。一方、1996年度の有害獣駆除で足寄町のシカ肉処理施設に搬入されたメスジカでは、4~5月に検索された1歳メス(n=15)は全てが、また2歳以上のメス(n=59)では16歳まで妊娠が認められ、2歳以上を込みにした妊娠率は90%であった(北海道環境科学研究センターほか、1997)。

エゾシカを含めニホンジカは、満1歳で妊娠し、1産1子であり、条件が良ければ連年出産する。特に栄養状態や生息環境の変化に敏感であるとされる1歳の妊娠率が100%であることは、足寄産のシカの体調が良好であることを示唆している。

狩猟個体で1歳メスの妊娠率が低く推定された理由として、メスジカの狩猟季節が1月上旬でこの時期に確認された胎子が小さいために、胎子を見落した可能性がある。1歳メスの妊娠率を正確に求めるためには、妊娠末期に捕獲された駆除個体などを用いて調査員が直接妊娠判定を行う必要がある。

表2 1994～96年度猟期に阿寒地域一帯において狩猟で捕獲されたメスジカの齢別妊娠率.

年齢	1994年度			1995年度			1996年度		
	妊娠	非妊娠	妊娠率(%)	妊娠	非妊娠	妊娠率(%)	妊娠	非妊娠	妊娠率(%)
1	39	8	83	63	12	84	42	19	69
2	39	13	75	63	12	84	58	7	89
3	31	3	91	24	8	75	41	3	93
4	22	10	69	29	4	88	40	4	91
5	14	4	78	24	3	89	28	3	90
6	11	6	65	16	4	80	12	1	92
7	9	3	75	12	2	86	22	0	100
8	5	1	83	8	2	80	14	0	100
9	8	2	80	14	0	100	9	0	100
10	4	2	67	3	1	75	12	2	86
11	4	2	67	3	3	50	9	0	100
12	2	3	40	6	1	86	7	1	88
13	1	2	33	3	1	75	4	1	80
14	1	1	50	5	0	100	7	0	100
>14	0	0	0	3	1	75	3	1	75
1歳以上	190	60	76	273	53	84	308	42	88
2歳以上	151	52	74	210	41	84	266	23	92

#### 4. 2 年齢構成

メスジカ狩猟個体の年齢構成を図3、足寄町における駆除個体のメスの年齢構成を図4に示した。駆除個体については、メスジカの妊娠期間中である4～5月と出産・育児期である6～11月の二つの季節に区分した。6月になると年齢が繰り上がるので、全ての季節を込みにするとはほぼ1歳のずれが生じるためである。狩猟と駆除は0歳の子ジカを除き、齢に対して選択なしに実施されていると考えられ、ここで得られた年齢構成は野生ジカの実際の年齢構成を反映しているとみなせる。メスジカ狩猟個体群では1歳の比率が20%前後であるのに対し、足寄町駆除個体群では1歳の比率が30%前後と10%ほど高くなっている。

メスジカ狩猟個体および足寄の駆除個体とも若齢個体が多いL字型の年齢構成を示し、増加期の特徴を示している。

メス狩猟個体の2歳以上の平均年齢を試料から直接読みとると1994年度と1995年度の猟期とも5.5～5.6歳とほぼ等しく、1996年度には6.1歳となり、平均年齢の低下は認められなかった。最長寿命は1994年度に16.5歳、1995年度と1996年度にはともに18.5歳であり、最長寿命の低下は認められなかった。

4～5月に足寄町で駆除された2歳以上のメスジカの平均年齢は狩猟個体のそれと近似し、メスジカ狩猟が開始する以前の期間である1991-94年度には5.2歳、1995-96年度には5.6歳であった。6～11月に駆除された2歳以上のメスジカの平均年齢は、両期間ともそれぞれ、4.5歳と等しかった。また、最長寿命は1991-94年度の4～5月に駆除され

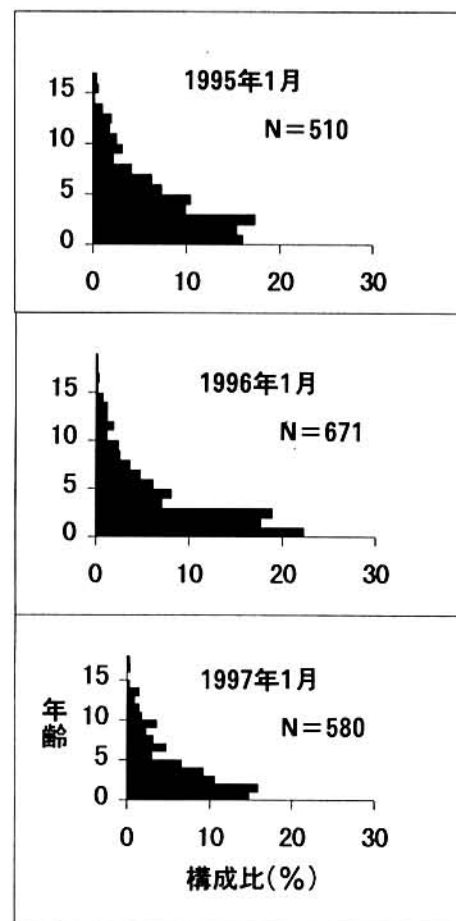


図3 メスジカ狩猟個体の年齢構成.

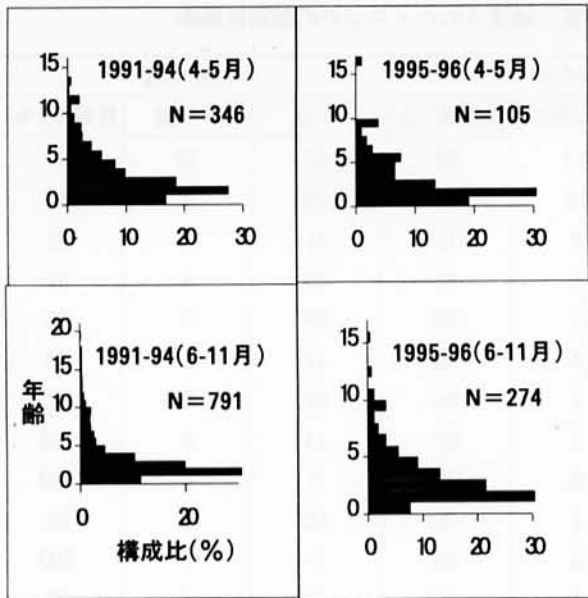


図4 足寄町におけるメスジカ駆除個体の年齢構成。メスジカ狩猟解禁以前(1991~94年)と以降(1995~96年)の比較。

たメスジカで13.9歳と最も低かったほかは、各期間とも15.3~19.3歳の間にあり、最長寿命の低下は認められなかった。次節で述べる生存曲線作成の基礎となる生命表から求めた0.5歳以上の平均年齢は1994~95年度の猟期とも3.8歳と等しく、1996年度には4.1歳となり、変化は認められなかった。

狩猟や駆除の対象となるエゾシカでは、許可された範囲内で性や年齢に関わりなく捕獲されている。これから得られた標本は現世個体群の年齢構成に比例しているとみなせ、生存数 (lx) に置き換えて、Caughly (1977)にしたがって、定常生命表を作成した。得られた試料の年齢分布は図3と図4のように若干の年齢の不揃いが見られるので、これを対数変換したものを二次曲線で平滑化して、加齢とともに個体数が減少するようにした。0歳については狩猟、駆除とも捕獲時のバイアスがかかっているとみなし、1歳以上のメスの総数(平滑して修正したもの)に年齢別妊娠率を乗じて得た。0.5歳メスの生存数は1993年と1994年、および1997年の2月下旬から3月上旬にかけて行ったヘリコプターセンサスから得た100メス当たりの子の数を1/2倍し求め、それぞれ1994~95年度猟期と1996年度猟期の生命表に用いた。

### 4.3 生存曲線

生命表とは生存曲線を描くうえで基礎になる表であり、出生以降の死亡減少していくプロセスを調べたものである。個体群の増加率が1に近く、かつ安定年齢構成にある場合、すなわちほぼ定常状態に個体群がある場合、最も若い個体から最老齢に至る個体数の比率は年齢別生存率を反映し、これから作られた生命表を定常生命表と呼ぶ。すなわち定常

生命表作成のためには個体群サイズが一定で安定年齢構成にあるとの仮定が必要である。これに対し、一時に出生した個体の集合である同時出生集団(コホート)の経過を追って、生き残っている個体数のデータを時間とともに得る方法をコホート生命表(年齢別生命表)という。生命表は、年齢、生存数、死亡数、死亡率、平均余命などの項目から構成される。増加中の個体群の生存率はコホート生命表よりも過少評価される。

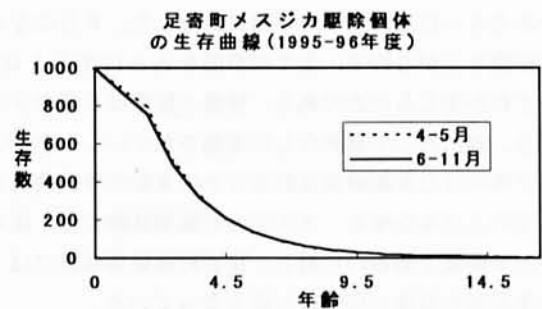
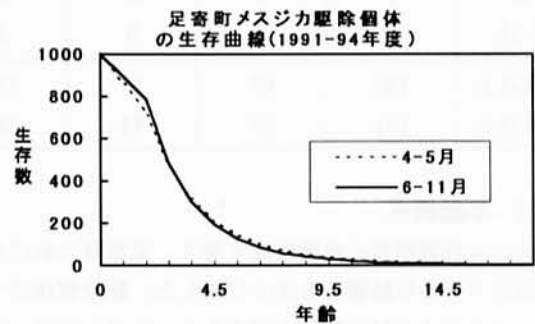
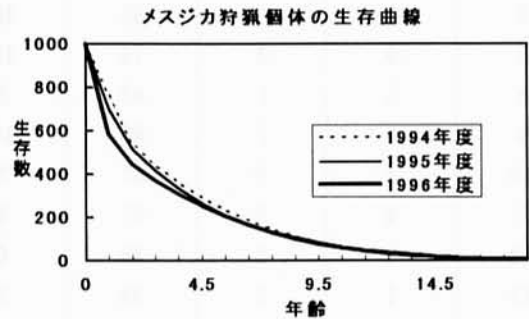


図5 阿寒地域一帯で実施されたメスジカ狩猟個体と足寄町における駆除個体の生存曲線。

比較のために足寄町における1991年度から1994年度の駆除個体、および1995年度から1996年度の駆除個体についても、メスの生活史と対応させて妊娠期間である4~5月、出産育児期間である6~11月の季節に分離して季節別、雌雄別の定常生命表を作成し、これに基づいて生存曲線を描いた(図5)。

1994~1996年度のメスジカ狩猟個体の生存曲線は、いずれも初期に死亡が多く、高齢部で緩やかに減少しており、ほとんど同じパターンを描いている。

1994年度と1995年度のメスジカ狩猟個体の1.5歳までの死亡率は53%~56%とほぼ等しかったが、1996年度では66

%へと増加した。足寄町駆除個体のメスでは、1.5歳までの初期死亡は、21～29%の範囲で推移し、大きな変化はみられなかった。狩猟期のメスジカの初期死亡（1.5歳まで）は足寄町駆除個体の死亡率のほぼ2倍の値となっている。

1.5歳以上の死亡率を1994年度から1996年度にかけてのメスジカ狩猟個体でみると、加齢にともない少しずつ上昇し、算術平均では22%から25%、加重平均では19%から21%とばらつきが少なく推移してきた。一方、足寄町の駆除個体のメスでは、1.5歳以上の死亡率（加重平均）は、メスジカ狩猟が開始する1994年以前と以降とも、捕獲季節を問わず34%～35%となっており、大きな変化はみられなかった。

平均寿命（0歳の期待余命）は、メスジカは狩猟個体では1994年度の3.9歳から1996年度の3.4歳へとやや低下がみられた。足寄町の駆除個体では、年度間や季節にかかわらず3.6歳と等しかった。

4. 4 栄養診断

下顎骨の骨髓脂肪指標は0歳で最も低く、その平均値は1994年度と1995年度には62%から63%（北海道環境科学研究センター、1997）、1996年度猟期には63%であり（表3）、猟期を通じて栄養状態は良好であった。骨髓脂肪指標（F）が55%を下回る貧栄養個体の比率は、積雪が多かった1995年度猟期に13%と最も多く見られており、この年の春先には子ジカの大量死亡が阿寒一帯で生じている（宇野私信）。

表3 阿寒一帯で狩猟期に捕獲された0歳メスの下顎骨骨髓脂肪指標（F；%）.

	1994年度	1995年度	1996年度
平均	63.3	62.3	63.0
標準偏差	4.33	12.38	4.22
試料数	57	104	93
F<55,N	1	13	5
F<55,N(%)	1.8	12.5	5.4

4. 5 下顎のサイズ

阿寒一帯で狩猟期に捕獲された0歳メスの下顎サイズの平均値は1994年度猟期には180mmであったが、1995年度と1996年度猟期には173mmへと、わずかながらの減少が認められた（北海道環境科学研究センター、1997；表4）。洞爺湖中島では、生息密度の上昇による餌不足によって、下顎長の縮小が生じ、群れの崩壊が起こった1984年春に死亡したメスの子ジカの下顎長の平均値は、わずか149.3mm（N=4）であった。今後とも、体格の劣化についてはモニターしていく必要がある。

表4 阿寒一帯で狩猟期に捕獲された0歳メスの下顎長（mm）

	1994年度	1995年度	1996年度
平均	179.6	173.1	173.0
標準偏差	8.8	7.2	10.2
試料数	44	92	99

4. 6 捕獲努力量

単位努力量あたりの捕獲量は、捕獲すればするほど捕獲個体が減少し、その結果単位当たりの努力による捕獲数が減少することを前提としている。たとえば、より多くのシカが捕獲されればされるほど、一日当たりの捕獲数が減少する。ここでは1頭を捕獲することに成功した狩猟者がどれくらいの時間を要したか、または何人のグループで狩猟を行ったかを調査し、またそれらの積を捕獲努力量とみなして、年度間の比較を行った（図6）。

狩猟努力量は地域間と年間ではばらつき、全体の平均では1994年度に18.35人時間、1995年度に20.26人時間とほぼ等しかったが、1996年度には10.13人時間と半減した。

冬季のシカの生息密度は、阿寒町>白糠町>音別町の順

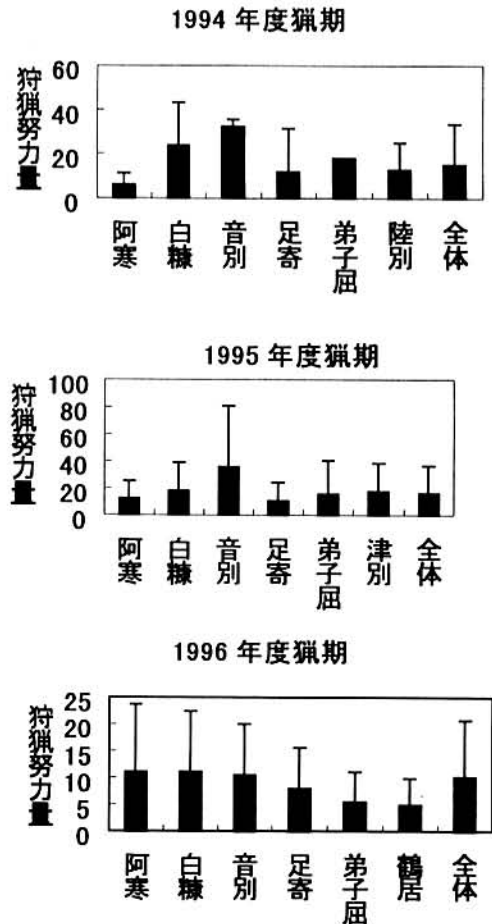


図6 1994～1996年度猟期の狩猟努力量。狩猟努力量は狩猟グループの人数x探索時間で示した。10時間以内（1日以内）での狩猟のみを対象とした。黒棒は平均値、縦棒は標準偏差を示す。

に高いことがヘリコプターセンサスから明らかにされているが、これらの地域で得られた1頭を捕獲するのに必要とした努力量は1994年度猟期と1995年度猟期には、阿寒町<白糠町<音別町の順に低かった。このことから、捕獲努力量は生息密度をある程度反映しているとみなすことができた(北海道環境科学研究センター、1997)。しかし、1996年度猟期にはこの全地域でみると、1頭当たりの狩猟努力量が半減した(図5)。

#### 4. 7 個体群パラメータのまとめ

表5に1994年度から1996年度にかけてのメスジカの狩猟個体と調査モデル地区である足寄町における駆除個体の個体群パラメータをまとめた。生息環境の変化に敏感であるといわれる1歳メスの妊娠率のみならず2歳以上の成獣メスの妊娠率も高い値で推移してきた。

一般に狩猟圧が高くなると、個体群中から老齢の個体

が除去されるので平均年齢が若くなるといわれている。しかし0歳の期待余命(平均寿命)を除き、世代間隔、2歳以上の試料の平均年齢、サンプルのばらつきを除去した0.5歳以上の平均年齢などの個体群パラメータも3回の猟期とも極めて一致しており、変化はみられていない。また0歳の栄養状態も1995年度猟期には栄養個体の増加が見られたものの、おおむね良好な状態で推移してきた。1頭当たりを捕獲するのに必要とする狩猟努力量(人・時)は、むしろ減少した。さらに、メスジカ解禁によっても、足寄町駆除個体から得られた個体群パラメータに大きな変化は見られなかった。以上のことから、1994~96年度のメスジカ狩猟は個体数減少に顕著な影響を与えなかったと考えられる。しかし、メスジカ狩猟が個体群に及ぼす効果が発現するのに、時間的な遅れ(time lag)が生じることも十分考えられるので、引き続き個体群のモニタリングが必要である。

表5 メスジカ狩猟と足寄町の駆除個体(1991-94年)に関わる個体群パラメータのまとめ。

個体群パラメータ	メスジカ狩猟			足寄駆除91-94年		足寄駆除95-96年	
	95年1月	96年1月	97年1月	4-5月	6-11月	4-5月	6-11月
下顎骨骨髓脂肪指標、0歳	63.3	62.3	63.0				
妊娠率、1歳	0.83	0.84	0.69	0.88		0.87	
妊娠率、2歳以上	0.74	1.84	0.92	0.91		0.92	
死亡率、1.5歳まで	0.53	0.56	0.66	0.29	0.22	0.21	0.26
死亡率(算術平均) 1.5歳以上	0.23	0.25	0.22	0.29	0.24	0.34	0.32
死亡率(加重平均) 1.5歳以上	0.20	0.21	0.19	0.33	0.35	0.35	0.34
平均寿命(期待余命)	3.91	3.61	3.36	3.58	3.61	3.62	3.59
最長寿命	16.5	18.5	18.5	13.9	19.25	16.9	15.25
世代間隔(メス)	4.59	7.72	5.19	4.04	3.41	3.65	3.29
平均年齢、2歳以上の試料	5.63	5.52	6.12	5.17	4.47	5.58	4.50
平均年齢、0.5歳以上の近似頭数	3.84	3.78	4.09	3.14	2.48	2.83	3.25
捕獲努力量(人・時間)/頭	18.35	20.26	10.13				

## 5 謝 辞

年齢査定試料の収集にあたっては北海道猟友会、同足寄支部、足寄町の皆様に多大な御協力をいただいた。北海道大学大泰司紀之教授、同鈴木正嗣講師、八谷昇元技官には年齢査定の技術指導を受けた。亀若ゆり、神間清恵、石川明子、釣賀一二三、鈴木さとみ、浜本英晴、篠原紀之の各氏は忍耐の要する年齢査定の仕事を誠実に遂行された。本調査はこれらの方々の協力がなければなし得なかったことを記し、厚く御礼申し上げる。

## 6 引用文献

- 1) Caughley, G. Analysis of Vertebrate Population. John Wiley & Sons, New York, 232pp, 1977.
- 2) 北海道環境科学研究センター：ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書Ⅲ. 野生動物分布等実態調査(1991~1993年度). 北海道環境科学研究センター、164+30pp, 1995.
- 3) 北海道環境科学研究センター：ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書Ⅲ. 野生動物分布等実態調査(1991~1996年度). 北海道環境科学研究センター、100+6pp, 1997.
- 4) 北海道環境科学研究センター・北海道立林業試験場・

北海道立根釧農業試験場・北海道立十勝農業試験場・  
北海道立滝川畜産試験場・北海道立衛生研究所：平成  
8年度企画振興部重点研究報告書。重点研究「エゾシ  
カの保全と管理に関する研究」環境科学研究センター、  
1997.

- 5) Koike, H. and Ohtaishi, N.: Prehistoric hunting pressure estimated by the age composition of excavated sika deer (*Cervus nippon*) using the annual layer of tooth cement. J. Archaeol. Sci. 12:443-456, 1985.
- 6) Suzuki M. and Ohtaishi, N. Reproduction of female Sika deer (*Cervus nippon yesoensis* Huede, 1884) in Ashoro District, Hokkaido. J. Vert. Med. Sci., 55(5):833-836, 1993.

**Analysis of female Sika deer population  
during the 1994-96 hunting seasons**

**Koichi Kaji**

**Abstract**

The population parameters of cached female Sika deer in the eastern part of Hokkaido during the 1994-96 hunting seasons were analyzed and compared with those of the female deer killed as pests in Ashoro town.

Both parameters showed a high pregnancy rate and an "L" shaped age structure which characterizes a phase of population increase. Other than that of average longevity, the parameters of hunted female Sika deer population were constant regarding generation time and the average age of specimens, and showed good nutritional condition. Catch-per-unit effort, which is represented by the multiplication of hours by the number of people which are required to catch a deer, decreased in the 1996 hunting season. The opening of female deer hunting has not yet affected the population parameters of the female deer killed as pests in Ashoro town.

From the above results, the hunting of females may not have greatly affected the population of female deer during the 1994-96 hunting seasons. However, taking into consideration the time lag effect of the hunting of females, continued population monitoring is needed.