

d381k

ISSN 1341-0393  
CODEN:EKHSE5

# 愛媛県環境保全センター所報

第 17 号

平成9年3月

Report of Ehime Prefectural Research  
Center for Environmental Protection

No. 17 Mar. 1997



愛媛県環境保全センター

d381k

ISSN 1341-0393  
CODEN:EKHSE5

# 愛媛県環境保全センター所報

第 17 号

平成9年3月



愛媛県環境保全センター

## はじめに

本県においては、平成8年3月に「愛媛県環境基本条例」が制定され、今後県民、事業者、行政が相互の協力のもとに、県民の健康で文化的な生活を確保するとともに、よりよい環境を創造し次世代に継承することが求められております。

環境保全センターの役割としては、条例を積極的に推進していくために、本来の業務である環境情報、環境調査研究、環境監視などの分野を、今後ますます充実強化していくべきであると考えています。

今回所報第17号を発刊する運びとなり、前報と同様、調査研究や日常業務の実施状況を収録しております。

ご高覧のうえご意見を頂ければ幸いです。

調査研究報告は、11件と前報より3件多くなりましたが、報文が少ないことをみても、必ずしも内容が充実したとはいえません。センターのおかれた現状がルーチン中心の運営であり、調査研究もその枠から抜け出していない傾向があります。そうしたなかで、今回は所員のなかに調査研究論文を出そうという意欲が感じられたので、次報に期待したいと思います。

公的試験研究機関の研究者については、任期付き任用制度の導入などが伝えられ、業績の評価について厳しさが求められております。研究者の評価には、困難な部分が多いのですが、職員は環境問題の解決のために、専門領域に止まることなく、業務分担を越える分野についても日頃から積極的に取り入れていくよう努力すべきであります。

センターとしましては、今後も時代のニーズに対応した業務の実施を指向していきたいと考えておりますので、一層のご指導をお願いする次第であります。

平成9年3月

愛媛県環境保全センター

所長 西原博明

# 愛媛県環境保全センター所報

## 目 次

### 調査研究報告

#### 報 文

愛媛県における酸性雨実態調査結果について（第5報） 藤田慎二郎・芝信明・門家重治 .....	1
---	---

伊予灘における海底表層土中放射性核種濃度分布について 二宮 久 .....	7
--	---

#### ノ ー ト

環境大気中の低沸点有機塩素化合物の濃度について（第3報） 門家重治・芝 信明・藤田慎二郎 .....	14
---	----

固相抽出ー高速液体クロマトグラフィーによる水中農薬の同時定量 津野田隆敏・和田修二・菊田正則・松浦榮美 .....	18
--	----

自然放射線の線量率分布について 山本英夫・安井正良・余田幸作・安永章二・二宮 久・二宮千秋 .....	23
--	----

業種別排水処理の現状について 浮田陽一・大塚和弘・武士末純夫・安部暢哉・福田行剛 .....	28
---	----

#### 資 料

景観と風景について 服藤 峻 .....	31
-------------------------	----

ばい煙発生施設で使用されている重油のイオウ分について 門家重治・藤田慎二郎・芝 信明 .....	37
---	----

ゴルフ場における農薬流出調査について 菊田正則・和田修二・津野田隆敏・松浦榮美 .....	39
--	----

#### 報 告

平成8年度原子力事情海外調査に参加して 安井正良 .....	41
-----------------------------------	----

#### 抄 録

燧灘底質中の重金属について 進藤三幸・高松公子・武士末純夫 .....	48
--	----

### 回 顧

放射能分析業務の今、昔 西原博明 .....	49
---------------------------	----

### 環境保全センターの概要

- 1 概況
- 2 沿革
- 3 庁舎の概要
- 4 組織、業務等
- 5 職員
- 6 予算
- 7 重要物品等
- 8 各係・科の業務内容
- 9 研修、会議
- 10 表彰

# 調查研究報告

## 愛媛県における酸性雨実態調査結果について (第5報)

藤田慎二郎・芝 信明・門家重治

### Monitoring Results of Acid Rain in Ehime Prefecture (V)

Shinjiro FUJITA, Nobuaki SHIBA and Shigeharu MONYA

Rainwaters were collected at four sites in Ehime prefecture. The one was Kuma town as a rural site. The others were Matsuyama, Niihama and Yawatahama cities as urban sites. In order to clear the ionic behavior at a rural site, an investigation was made. The results were summarized as follows:

- 1) From April/1995 to March/1996, 96.6% of 119 samples was pH 5.6 and below.
- 2) At four months (June/1995, October/1995, June/1996 and October/1996) the total precipitation in the Niihama was less than the other three points. The value of pH the Kuma was 5.4 at June/1995. The value of EC in the Kuma was the lowest at respective months. The ionic concentration of  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Na}^+$  in the Kuma was the lowest at respective months. That of  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{K}^+$  in the Matsuyama was the lowest. That of  $\text{Cl}^-$  in the Yawatahama was the highest.
- 3) The amount of total equivalent falls in the Kuma was the least at respective months. That of  $\text{Cl}^-$  and  $\text{Na}^+$  which are the origin of sea salt was much more in the Yawatahama.
- 4) About the ratio of equivalent concentration,  $\text{nss-Mg}^{2+}$  was much higher in the Kuma at June/1995 and October/1995.  $\text{H}^+$  and  $\text{nss-SO}_4^{2-}$  were higher in the Matsuyama, and  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  were higher in the Niihama comparatively.  $\text{Na}^+$  and  $\text{Cl}^-$  which are the origin of sea salt were much higher in the Yawatahama.
- 5) With regard to acidifying components, the rainwaters in the Niihama showed a trendy to be a urban style which contribution of  $\text{NO}_3^-$  is higher than that of  $\text{nss-SO}_4^{2-}$  in comparison with those in the Matsuyama. The contribution of  $\text{NO}_3^-$  in the Yawatahama showed a trendy to be higher from summer to autumn. The contribution of  $\text{NO}_3^-$  in the Kuma was half the rate in the Matsuyama and Niihama.
- 6) With regard to neutralizing components, the contribution of  $\text{NH}_4^+$  in the Niihama showed a trendy to be higher all the year round and the trend was different from Matsuyama and Yawatahama. The contribution of  $\text{NH}_4^+$  in the Kuma was higher than that of  $\text{nss-Ca}^{2+}$ .

#### はじめに

愛媛県では、県内における酸性雨の状況把握のため、平成2年度から通年調査を実施しているが、その測定地点は移動発生源や固定発生源近傍の都市地域であり、局地汚染の影響を受けている。森林枯損や湖沼の酸性化による生物の死滅など酸性雨による生態系への影響が森林や山間部等の都市地域以外でも顕在化するおそれがあることから、局地汚染の少ない酸性雨の実態についても把握する必要があると考えた。そこで、平成7年、8年のうち梅雨期を含む6月、秋雨期を含む10月の4か月間、局地的な汚染物質の影響の少ない大気清浄地域を選定し、調査を実施した。本報では、平成7、8年度の通年

調査結果に併せて、清浄地域のイオン種の挙動変化等若干の考察を行ったので報告する。

#### 調査方法

##### 1 調査地点

調査地点は、前報<sup>1-4)</sup>の3地点に大気清浄地域として選定した久万町を加えた計4地点で実施した。その調査地点を図1に示す。

調査地点の概要は、次のとおりである。

松山：愛媛県生活保健ビル屋上（市内中心部に位置し、周辺には雑居ビルやマンションが立ち並んでいる。西～南西の約6～7kmには、繊維工業や石油化学工業等の臨海工業地域を擁している。海岸からの直線距離は、5.5km）

新居浜：新居浜保健所屋上（市内中心部の南側に位置し、北4.5kmには、化学工業を中心とした工業地域を擁している。南300mには、国道11号が東西に走り、慢性的な渋滞でその交通量は多い。海岸からの直線距離は、3.3km）

八幡浜：愛媛県八幡浜地方局庁舎屋上（人口3.6万の市で、上記2地点のような工業地域はない。幹線道路の国道197号が隣接して通っている。また、海岸からの直線距離が1.5kmと、他の地点に比べ近距離なのが特徴である。）

久万：愛媛県林業試験場敷地（松山市から南南東25kmの地点で、標高約500mの山間部に位置し、人口7.5千人の農林業を主産業とした町である。町内の中心部を国道33号が通っているが、その交通量は少ない。）

## 2 採取期間及び調査期間

採取期間は、1週間毎とした。調査期間は松山、新居浜及び八幡浜は平成7年3月27日～平成8年4月1日の52週間、久万は平成7年6月5日～7月3日と10月2日～10月30日の計8週間とした。解析対象として、4地点とも平成8年6月3日～7月1日と9月30日～10月28日の採取分を加えた。

## 3 分析方法

雨水採取器は、従来の3地点については、ろ

過式採取器W-101型（柴田科学器械工業社製）、久万については、W-102型（同社製）を使用した。雨水の調査項目及び分析方法は、前報<sup>1)</sup>と同様である。

## 結果と考察

### 1 pH

1週間毎の試料について、図2に平成7年度のpHのヒストグラムを示す。pHの出現範囲は、松山で4.0～5.9、新居浜で3.7～5.1、八幡浜で3.8～5.7であった。久万では、他の地点に比べて、2か月間の短い期間ではあったが、4.6～5.9の比較的高いpHの度数分布を示した。一般に酸性雨と言われるpH5.6以下のものは、降水のあった全119試料中96.6%を占めた。

### 2 雨水成分

表1に平成7年6月、10月及び8年6月、10月において採取した1週間毎の試料を降水量で加重平均した結果を示す。8年10月の八幡浜のデータについては、3試料採取したものの、そのうち2試料については虫等の異物混入による欠測データであった。分析した1試料は3.2mmの少量であったため、初期降雨に見られるような高濃度現象により、全項目について高い値を示している。4か月間の総降水量は、新居浜

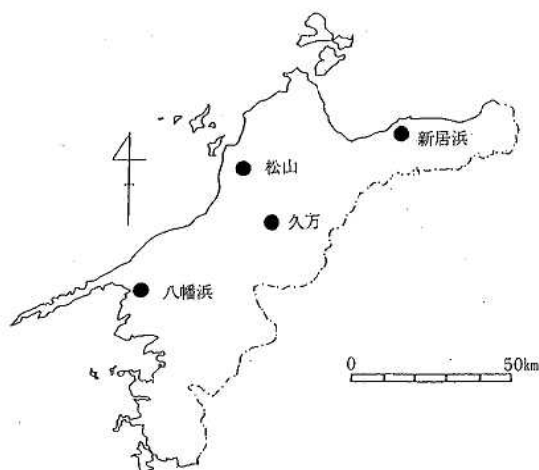


図1 調査地点

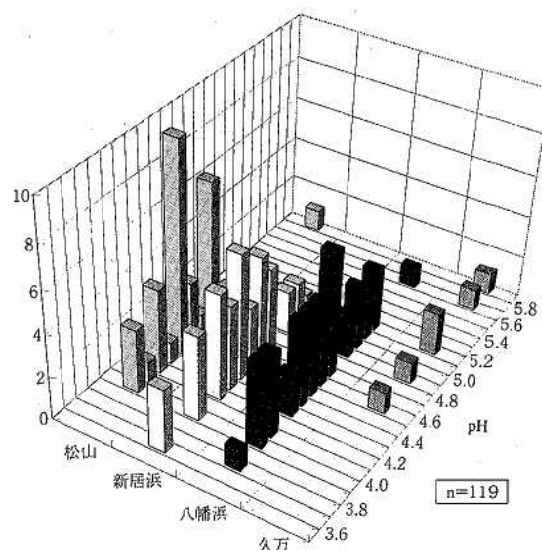


図2 pHのヒストグラム

表1 雨水成分の分析結果 (月平均値)

採取年月	測定地点	降水量 mm	pH	EC μS/cm	濃度							
					SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
					μg/ml							
7年6月	松山	307.0	4.7	11.3	1.31	0.43	0.26	0.11	0.13	0.01	<0.01	0.08
	新居浜	165.6	4.6	17.8	2.48	1.86	0.39	0.76	0.13	0.02	0.05	0.15
	八幡浜	151.9	4.7	9.8	1.28	0.29	0.45	0.06	0.16	0.04	0.02	0.21
	久万	274.2	5.4	5.3	0.69	0.37	0.13	0.07	0.05	0.07	0.02	0.07
7年10月	松山	91.4	4.4	20.2	2.16	0.41	0.54	0.01	0.31	0.03	<0.01	0.15
	新居浜	31.2	4.3	27.4	3.31	2.70	0.89	0.67	0.60	0.10	0.12	0.48
	八幡浜	121.5	4.5	22.7	2.00	1.36	0.97	0.18	0.29	0.08	0.10	0.38
	久万	77.6	4.8	11.2	1.15	0.68	0.25	0.14	0.10	0.07	0.05	0.07
8年6月	松山	321.5	4.4	17.8	2.04	0.65	0.23	0.32	0.10	0.01	0.01	0.04
	新居浜	182.3	4.5	22.7	3.01	1.51	0.37	0.80	0.19	0.03	0.06	0.12
	八幡浜	478.1	4.6	13.6	1.74	0.82	0.37	0.23	0.15	0.03	0.06	0.11
	久万	400.2	4.8	8.4	0.95	0.48	0.10	0.16	0.10	0.02	0.03	0.02
8年10月	松山	73.2	4.3	31.4	3.57	2.41	0.92	0.86	0.45	0.07	0.03	0.34
	新居浜	130.4	4.2	34.7	3.08	2.50	1.12	0.66	0.18	0.07	0.06	0.40
	八幡浜	64.9	4.3	49.4	5.26	8.25	3.67	1.63	1.74	0.51	0.51	2.50
	久万	81.7	4.2	28.9	2.68	1.13	0.77	0.45	0.14	0.10	0.04	0.22

注) 1週間毎の降水量による加重平均値

(509.5mm) で最も少なく、松山 (793.1mm)、八幡浜 (816.4mm)、久万 (833.7mm) の3地点は同程度であった。pHの月平均値は、7年6月で久万が5.4と、他地点と比べて高い値であったが、他の期間は各地点間で同程度だった。また、1週間毎の試料の分析結果では、最低値は新居浜で得られた4.0、最高値は久万で得られた5.9であった。ECは月平均値で、久万が各月で最低値であった。新居浜で比較的高い傾向を示した。1週間毎の試料の分析結果では、最低値は、久万で得られた4.7 μS/cm、最高値は八幡浜で得られた82.4 μS/cmであった。各イオン濃度を月平均値で見ると SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Cl<sup>-</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>は久万で各月とも最低値を示し、海洋及び大規模発生源から長距離に位置することと近傍で発生源の少ないことによるものと考えられた。Mg<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>は松山で各月とも最低値を示した。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>は新居浜でやや高い傾向を示した。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>は八幡浜の8年10月を除き、新居浜で各月とも最高値であった。Cl<sup>-</sup>は各月とも八幡浜で最高値であった。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>は新居浜で比較的高い傾向を示した。Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>は他に明確な傾向は見られなかった。

### 3 当量降下量

図3に、4か月間の当量降下量 (meq/m<sup>2</sup>/month) 及び降水量 (mm) を示す。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Ca<sup>2+</sup> 及び Mg<sup>2+</sup> は、海水中の比から算出した非海塩由来成分 (nss: non sea salt) とした。降下量は、降水をもたらした雲が陸上のエアロゾルを核としても、海洋性のエアロゾルを核としていても、降水中には各種成分が含まれており、成分濃度がゼロではないため降水量の増加とともに降下量は増大する<sup>5)</sup>。平成6年度の結果<sup>4)</sup>では同様な傾向が見られたが、久万では比較的降水量が多いにもかかわらず全期間中最も少ない降下量を示した。その要因として、久万は人為起源汚染物質の発生源が他の地点に比べ少ないために、硫酸化物や窒素酸化物等の酸性化成分の濃度が低かったことや海岸から長距離に位置することが考えられる。また、八幡浜では測定地点が海岸から近距離に位置し、年間を通じて海塩粒子の影響を強く受ける傾向がある。特に、8年10月では降水量がその月で、最低値を示しているにもかかわらず、Na<sup>+</sup>、Cl<sup>-</sup>の降下量が多く、最多降下量であった。これは、当時の気象条件による海塩粒子の影響がかなり大きかったものと考えられる。



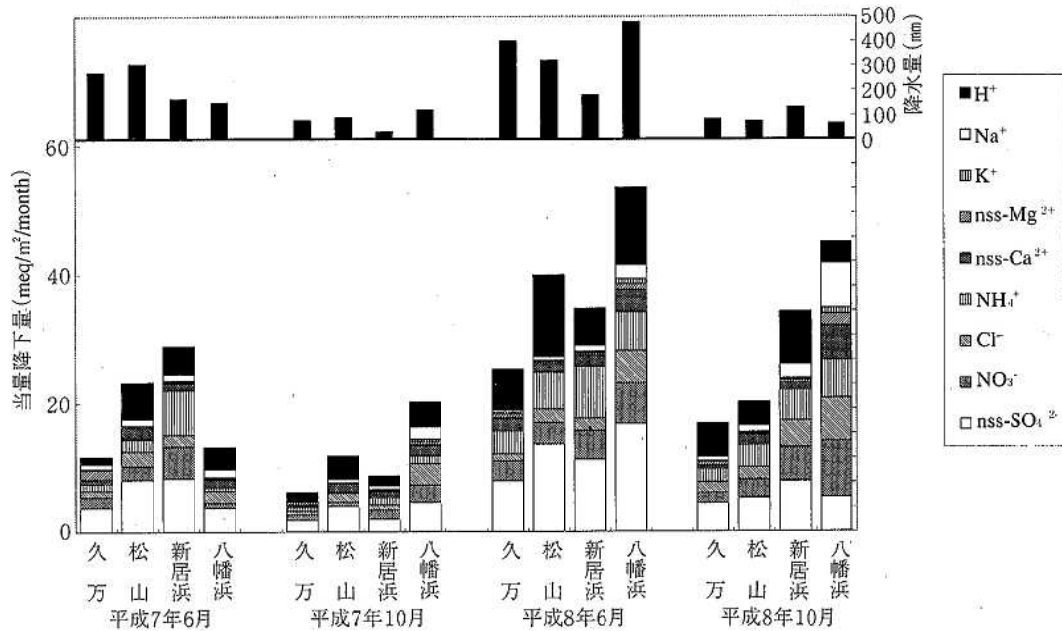


図3 当量降水量と降水量

#### 4 当量濃度比

図4に4か月間の当量濃度比（分析成分の総当量濃度和に対する各相対比）を示す。雨水中のMg<sup>2+</sup>の起源は、海塩由来のものと大気乾燥による土壌の巻き上げ等であるが、その雨水中に含まれる割合は他成分に比べて少ない。久万では7年6月にnss-Mg<sup>2+</sup>の当量濃度比が0.127（他地点：0.003～0.024）、7年10月に0.068（0.013～0.028）のかなり高い値を示し、何らかの発生源の影響が考えられた。8年6月

は0.024（0.005～0.017）、10月は0.034（0.014～0.042）であり、他地点と同程度であった。松山では、H<sup>+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の占める割合が、新居浜ではNH<sub>4</sub><sup>+</sup>とNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の割合が比較的高かった。八幡浜では、海塩由来のNa<sup>+</sup>とCl<sup>-</sup>の割合が高かった。

#### 5 雨水の酸性化成分、中和成分

雨水の酸性化をもたらす陰イオン成分は、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>と人為的発生を考慮したnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>であり、その比は酸性雨が都市型の雨水かどうかを分類

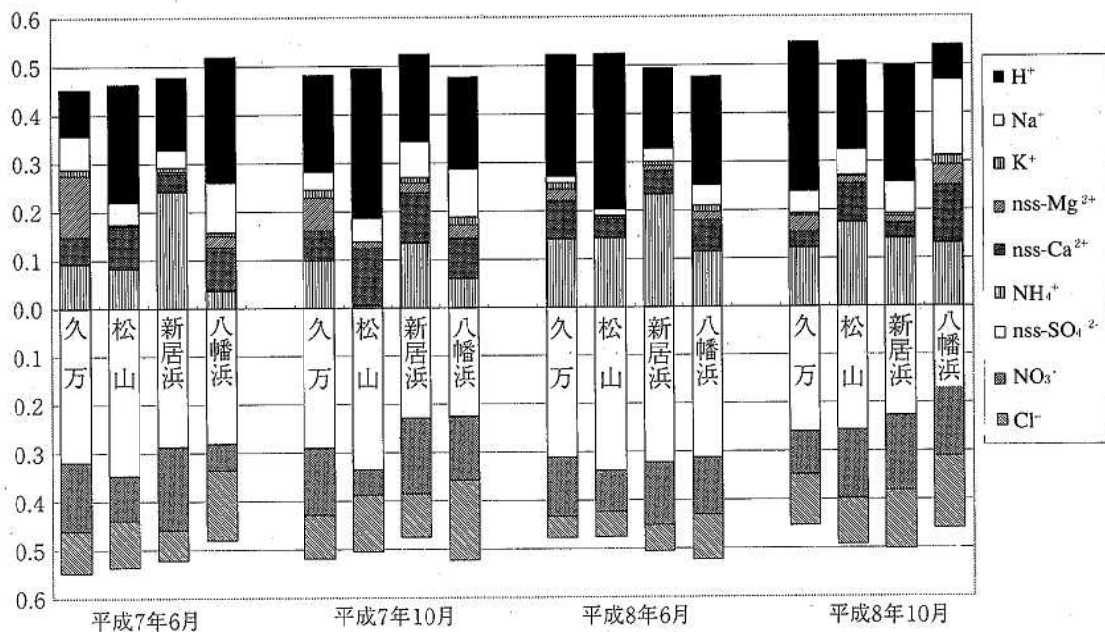


図4 当量濃度比

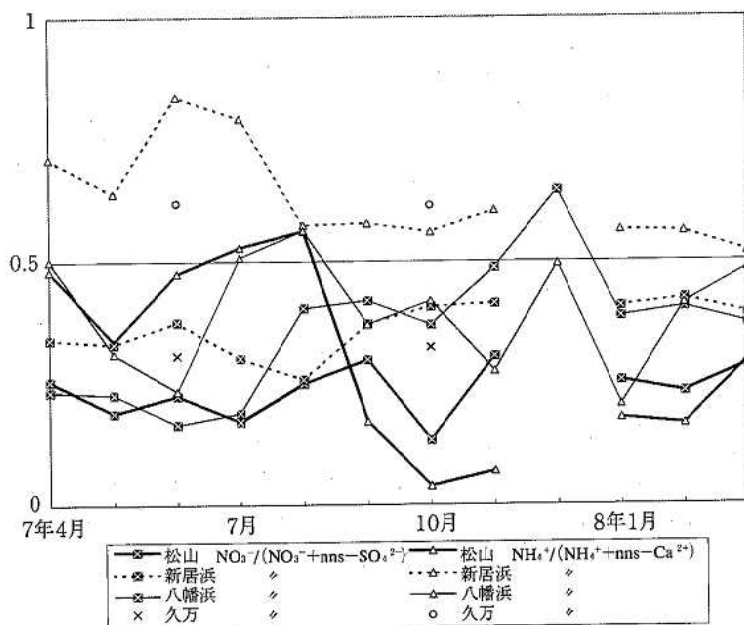


図5 酸性化成分と中和成分の経月変化

する目安とされている。また、その酸性化を中和する成分として、 $\text{NH}_4^+$ と $\text{nss-Ca}^{2+}$ が関与している。図5に7年度の酸性化成分、中和成分それぞれの寄与の割合を示す。0.5を超えていれば、酸性化成分では $\text{NO}_3^-$ が、中和成分では $\text{NH}_4^+$ が、他方よりも寄与が大きいことを示す。平成7年12月の松山と新居浜は、記録的な渇水により分析に用いる降水はなかった。

### 5.1 酸性化成分

$\text{NO}_3^-$ の寄与割合は松山と新居浜では、月によって上下はするものの年間を通じてほぼ横ばいの値を示し、新居浜は年間を通じて松山よりも $\text{NO}_3^-$ 寄与の高い都市型酸性雨を示した。八幡浜では4月から7月で松山と同程度だったが、8月から12月に上昇し、夏から秋にかけて $\text{NO}_3^-$ の寄与が高くなる傾向を示した。久万は2か月とも松山と新居浜の中間程度の寄与割合だった。

### 5.2 中和成分

松山では、4月から8月に比較的 $\text{NH}_4^+$ の寄与割合が高く、特に7月と8月は、 $\text{NH}_4^+$ の寄与が $\text{nss-Ca}^{2+}$ よりも大きかった。その後、9月からは、 $\text{NH}_4^+$ の寄与割合が低くなり、10月には測定地点中最低値を示した。新居浜は年間を通じて、 $\text{NH}_4^+$ の寄与が $\text{nss-Ca}^{2+}$ よりも大きく

推移し、松山と八幡浜とは、異なる傾向を示した。八幡浜では7月と8月で $\text{NH}_4^+$ の寄与が大きかった。久万では、新居浜と同じように、 $\text{NH}_4^+$ の寄与が大きかった。新居浜では過去から同様の傾向を示しているが、明確な原因については、分かっていない。

### まとめ

7年度、8年度の調査結果から次のような見を得ることができた。

- 1) 平成7年度について、降水のあった全119試料中96.6%がpH 5.6以下であった。
- 2) 平成7年、8年のうち6月、10月の4か月間で、降水量は新居浜で最も少なく、他の3地点(松山、八幡浜、久万)は、同程度だった。pHは、7年6月の久万で5.4の高い値を示したが、他の期間は、各地点間で同程度だった。ECは、久万が各月で最低値を示した。イオン濃度は、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$ は各月とも久万で最低値を示し、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ は松山で最低値を示した。 $\text{Cl}^-$ は八幡浜で最高値を示した。
- 3) 当量降下量は、久万で全期間中最低値を示した。八幡浜では海塩粒子による $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Na}^+$ の降下量が多かった。

- 4) 当量濃度比では、7年6月、10月に久万で  $\text{nss-Mg}^{2+}$  の占める割合がかなり高かった。松山では  $\text{H}^+$ 、 $\text{nss-SO}_4^{2-}$  が、新居浜では  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  の占める割合が比較的高かった。八幡浜では、海塩由来の  $\text{NH}_4^+$  と  $\text{Cl}^-$  の割合が高かった。
- 5) 酸性化成分では、松山に比べて、新居浜で年間を通じて  $\text{NO}_3^-$  の寄与の高い都市型酸性雨を示した。八幡浜では、夏から秋にかけて  $\text{NO}_3^-$  の寄与が高くなる傾向を示した。久万では、松山と新居浜の中間程度の  $\text{NO}_3^-$  寄与だった。
- 6) 中和成分では、新居浜で年間を通じて  $\text{NH}_4^+$  の寄与が高く、松山と八幡浜とは異なる傾向を示した。久万では、 $\text{NH}_4^+$  の寄与が大きかった。

#### 謝 辞

本調査にあたり、ご協力頂いた八幡浜中央保

健所及び林業試験場の皆様に深く感謝致します。

#### 文 献

- 1) 大西こずえ他：愛媛県における酸性雨実態調査結果について（第1報），愛媛県公害技術センター所報，12，36～41，1992.
- 2) 大西こずえ他：愛媛県における酸性雨実態調査結果について（第2報），愛媛県公害技術センター所報，13，1～5，1993.
- 3) 山内昌博他：愛媛県における酸性雨実態調査結果について（第3報），愛媛県環境保全センター所報，14，1～6，1994.
- 4) 藤田慎二郎他：愛媛県における酸性雨実態調査結果について（第4報），愛媛県環境保全センター所報，16，1～5，1996.
- 5) 平木隆年他：兵庫県におけるバックグラウンド地域の降水，兵庫県公害研究所研究報告，21，15～25，1989.

# 伊予灘における海底表層土中放射性核種濃度分布について

二 宮 久

## はじめに

海洋における放射性核種の挙動の把握等を目的として、これまでも各海域で海水、海産生物等種々の海洋試料中の放射性核種濃度調査が行われてきたが、海底土についてはその採取に多大の労力を要することから、スポット的な調査が多く、特に我が国浅海域での広域分布調査の報告はみられない。幸い、当所には、一般環境調査の目的で採取された経緯3分メッシュの瀬戸内海堆積物試料が保存されている。そこで、今回、この試料のうち、愛媛県地先の伊予灘海域の表層土について、放射性核種濃度を調査し、水平分布状況等について知見を得たので報告する。

## 調査方法等

### 1 調査試料

「昭和58年度瀬戸内海環境情報基本調査」<sup>1),2)</sup>において、ピストンコアサンプラーにより採泥され、当センターに保存されている海底土試料のうち、愛媛県地先の伊予灘海域41地点の表層土(0~5cm)について調査を実施した。地点位置を図1に示す。

### 2 調査方法

#### (1) 測定試料の調製

風乾保存してある海底土試料を105℃で3時間以上再乾燥後、乳鉢でほぐし、2mm篩に通した後、篩下をU-8容器に充填した。容器上部の空間は、試料からのラドン及び同娘核種の拡散

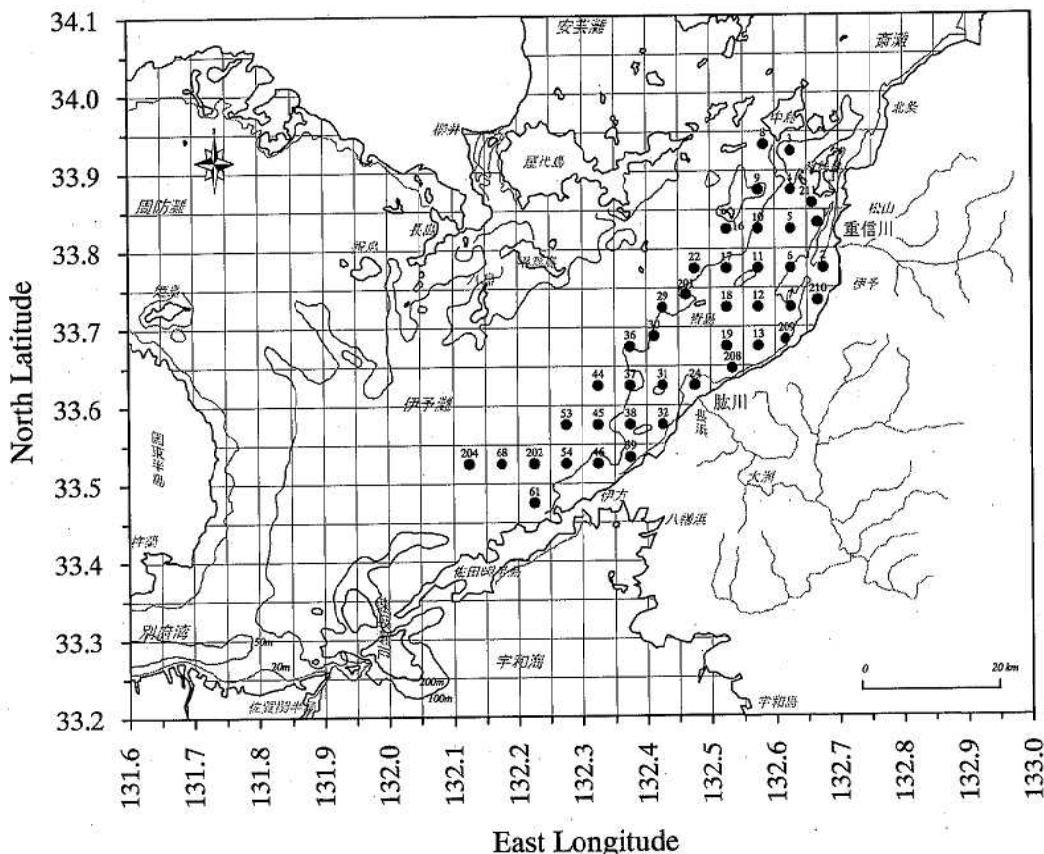


図1 調査地点図

を防止するため、50mmφ円筒型の独立気泡を有する発泡ポリエチレンを栓様に詰め、ふたをした。ねじ口境界部をシール用テープで巻いて気密状態とし、ポリエチレン袋に入れた後1ヶ月以上放置し、放射平衡を待って、測定に供した。

## (2) 測定

測定は、広エネルギー帯域型のn型高純度Ge半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリによった。

なお、試料採取後測定までに長時間経過していること等から、放射性壊変系列を成す核種は、一部放射平衡にあると考えられるため、定量対象核種は表1のとおりとした。表中 $^{210}\text{Pb}_{\text{eq}}$ は、 $^{210}\text{Pb}$ 全量のうち、 $^{226}\text{Ra}$ と放射平衡にある場合に期待される $^{210}\text{Pb}$ 量をいい、また、以下で $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ とは、 $^{210}\text{Pb}$ 全量から $^{210}\text{Pb}_{\text{eq}}$ 量を減じたものをいう。

測定に当たっては、自然放射性壊変系列のバックグラウンドを低減するとともに、その変動を抑えるため、遮蔽体ブロックの間隙を独立気泡を有する発泡ゴム製防水テープで目張りして気密性を高めるとともに、検出器冷却用液体

窒素からの生成窒素ガスを遮蔽体内に導入し、さらに、遮蔽体の扉を閉めた後2時間以上放置し、短寿命核種の減衰を待ってから測定を開始することとした。

また、ピーク効率は、サム効果及び自己吸収の影響を補正するため、標準線源測定結果から、非線形最小二乗法により、定量対象エネルギーピーク毎に、計数効率を試料高さ及び線吸収係数を含む関数にフィッティングして求めた。その際、関数式には武田ら<sup>3)</sup>の式を用い、線吸収係数は、野口<sup>4)</sup>の近似式により、標準線源の場合は既知の元素組成から、海底土試料の場合は元素組成を'SiO<sub>2</sub>'と仮定して算出した。効率式作成に用いた標準線源を表2に示す。

## 調査結果及び考察

### 1 項目間の相関

今回得られた各核種濃度と瀬戸内海環境情報調査で既に得られている粒度組成等の分析項目との相関を表3に示した。また、核種濃度間の相関を表4に示した。算出にあたり、ピークが検出されなかった場合は、ペアワイズで除外した。

表1 定量対象核種

壊変系列等	測定時に放射平衡にある核種 (非平衡の割合が小さく無視できるものを含む)	定量に用いたピーク
ウラン系列	$^{238}\text{U} - ^{234}\text{Th} - ^{234}\text{Pa} - ^{234}\text{Pa}$	$^{234}\text{Th}$ (63.3keV)
	$^{226}\text{Ra} - ^{222}\text{Rn} - ^{218}\text{Po} - ^{214}\text{Pb} - ^{214}\text{Bi} - ^{214}\text{Po} - ^{210}\text{Pb}_{\text{eq}}$	$^{214}\text{Pb}$ (352.0keV)
	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Pb}$ (46.5keV)
トリウム系列	$^{232}\text{Th} - ^{228}\text{Ra} - ^{228}\text{Ac}$	$^{228}\text{Ac}$ (911.2keV)
	$^{228}\text{Th} - ^{224}\text{Ra} - ^{220}\text{Rn} - ^{216}\text{Po} - ^{212}\text{Pb} - ^{212}\text{Bi} - (^{208}\text{Tl} + ^{212}\text{Po})$	$^{212}\text{Pb}$ (238.6keV)
カリウム	$^{40}\text{K}$	$^{40}\text{K}$ (1460.8keV)
人工放射性核種	$^{137}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$ (661.6keV)

表2 標準線源

定量対象ピーク	効率式作成に用いた標準線源
$^{234}\text{Th}$ (63.3keV)	'CANada Centre for Mineral and Energy Technology' 製ウラン・トリウム鉱石標準試料及びジーエルサイエンス(株)製ガスクロマトグラフィー用担体 'Flusin T' (80/100mesh) (材質:ポリ(クロロトリフルオロエチレン))を混合し、充填密度を約1.0及び1.7g/cm <sup>3</sup> に調製した標準容積線源
$^{214}\text{Pb}$ (352.0keV)	
$^{210}\text{Pb}$ (46.5keV)	
$^{228}\text{Ac}$ (911.2keV)	
$^{212}\text{Pb}$ (238.6keV)	片山化学工業(株)製試薬特級塩化カリウムを充填した標準容積線源
$^{40}\text{K}$ (1460.8keV)	
$^{137}\text{Cs}$ (661.6keV)	(株)日本アイソトープ協会製アルミナ標準容積線源 (株)日本アイソトープ協会製寒天標準容積線源

表3-1 放射性核種濃度と他項目との相関

	水深	浮泥層厚	含水率	含泥率	Clay	Silt	Sand	Gravel
<sup>238</sup> U	-.3505* (N=41)	.4298** (N=41)	.5426** (N=41)	.5418** (N=41)	.3078 (N=41)	.5027** (N=41)	-.3291* (N=41)	-.5166** (N=41)
<sup>226</sup> Ra	-.2316 (N=41)	.1754 (N=41)	.5015** (N=41)	.4254** (N=41)	.2438 (N=41)	.3940* (N=41)	-.2677 (N=41)	-.3881* (N=41)
<sup>210</sup> Pb	-.4288** (N=41)	.3971* (N=41)	.8026** (N=41)	.8202** (N=41)	.4095** (N=41)	.7608** (N=41)	-.6454** (N=41)	-.4940** (N=41)
<sup>232</sup> Th	-.3189* (N=41)	.1563 (N=41)	.3532* (N=41)	.4531** (N=41)	.3124* (N=41)	.3903* (N=41)	-.4014** (N=41)	-.1856 (N=41)
<sup>228</sup> Th	-.3339* (N=41)	.1375 (N=41)	.3746* (N=41)	.4556** (N=41)	.2718 (N=41)	.4049** (N=41)	-.4199** (N=41)	-.1548 (N=41)
<sup>40</sup> K	.3127* (N=41)	-.2535 (N=41)	-.3672* (N=41)	-.2853 (N=41)	.0439 (N=41)	-.3365* (N=41)	.0645 (N=41)	.4777** (N=41)
<sup>137</sup> Cs	-.7280** (N=24)	.3839 (N=24)	.6343** (N=24)	.8871** (N=24)	.2028 (N=24)	.7925** (N=24)	-.8884** (N=24)	-.2542 (N=24)
<sup>210</sup> Pbex	-.4168** (N=41)	.4045** (N=41)	.7645** (N=41)	.8019** (N=41)	.3888* (N=41)	.7454** (N=41)	-.6465** (N=41)	-.4524** (N=41)

表3-2 放射性核種濃度と他項目との相関

	IL	COD	TOC	T-P	T-N	酸化還元電位	硫化物
<sup>238</sup> U	.4147** (N=41)	.5549** (N=41)	.5966** (N=41)	.3774* (N=41)	.4420** (N=41)	-.4923** (N=41)	-.4220** (N=41)
<sup>226</sup> Ra	.3358* (N=41)	.4227** (N=41)	.4803** (N=41)	.2367 (N=41)	.3039 (N=41)	-.3973* (N=41)	-.4259** (N=41)
<sup>210</sup> Pb	.7295** (N=41)	.8251** (N=41)	.8674** (N=41)	.6535** (N=41)	.7800** (N=41)	-.6660** (N=41)	-.6374** (N=41)
<sup>232</sup> Th	.2316 (N=41)	.3797* (N=41)	.4623** (N=41)	.1282 (N=41)	.2688 (N=41)	-.3904* (N=41)	-.4661** (N=41)
<sup>228</sup> Th	.2163 (N=41)	.3995* (N=41)	.4739** (N=41)	.1494 (N=41)	.2750 (N=41)	-.4049** (N=41)	-.4598** (N=41)
<sup>40</sup> K	-.4575** (N=41)	-.4152** (N=41)	-.3285* (N=41)	-.5466** (N=41)	-.3107* (N=41)	.1977 (N=41)	.1448 (N=41)
<sup>137</sup> Cs	.4730* (N=24)	.7559** (N=24)	.8100** (N=24)	.5774** (N=24)	.6620** (N=24)	-.6473** (N=24)	-.6228** (N=24)
<sup>210</sup> Pbex	.7248** (N=41)	.8095** (N=41)	.8435** (N=41)	.6616** (N=41)	.7894** (N=41)	-.6397** (N=41)	-.6015** (N=41)

表4 放射性核種濃度間の相関

	<sup>210</sup> Pbex	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>228</sup> Th	<sup>232</sup> Th	<sup>210</sup> Pb	<sup>226</sup> Ra
<sup>238</sup> U	.4734** (N=41)	.4992* (N=24)	-.0826 (N=41)	.6452** (N=41)	.6841** (N=41)	.5895** (N=41)	.7791** (N=41)
<sup>226</sup> Ra	.3300* (N=41)	.2711 (N=24)	.2590 (N=41)	.8878** (N=41)	.9062** (N=41)	.5061** (N=41)	
<sup>210</sup> Pb	.9810** (N=41)	.6859** (N=24)	-.2828 (N=41)	.4793** (N=41)	.4676** (N=41)		
<sup>232</sup> Th	.3081 (N=41)	.4365* (N=24)	.4225** (N=41)	.9685** (N=41)			
<sup>228</sup> Th	.3244* (N=41)	.4004 (N=24)	.4249** (N=41)				
<sup>40</sup> K	-.3674* (N=41)	-.1457 (N=24)					
<sup>137</sup> Cs	.6663** (N=24)						

(1)  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

恵ら<sup>5),6)</sup>及び鈴木<sup>7)</sup>の報告と同様,  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  は, 含泥率, IL, TOC等と強い正の相関を示し, 砂分と強い負の相関を示した。これは, 海水中の  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  及び有機物が懸濁物質に吸着, 沈降して堆積物へ移行する際, 粒径が小さい方が吸着面積が大きく, 吸着量が増大するためと考えられる。 $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  と TOC との散布図を図2に示した。

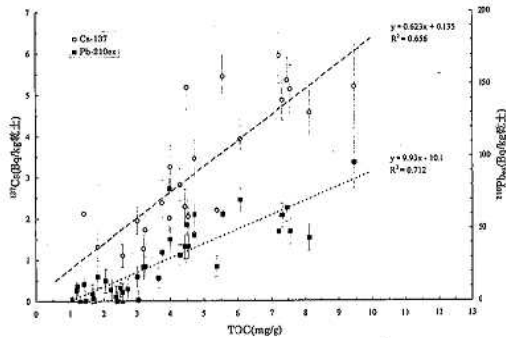


図2 TOCと $^{137}\text{Cs}$ 及び $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 濃度の関係

(2) 自然放射性核種

自然放射性核種についてみると, ウラン系列の  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  及びトリウム系列の  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$  の間にはお互いに強い相関がみられたが, それに比べ, 両系列と  $^{40}\text{K}$ との相関は弱かった。

ア 同一系列内の核種

ウラン系列の  $^{238}\text{U}$  と  $^{226}\text{Ra}$  の間には強い相関がみられる。散布図を図3に示した。また, 平衡比と含泥率の関係を図4に示した。 $^{238}\text{U}$ の誤差が大きいので明確ではないが,  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  平衡比は, 0.7前後に分布しており, 含泥率の高い試料では平衡比が1を超える試料はみられなかった。これは, RaがUに比べて溶出し易く, 細粒試料ほどその影響が顕著になるためと思われる。

次に, トリウム系列の  $^{232}\text{Th}$  と  $^{228}\text{Th}$  の間にも強い相関がみられる。散布図を図5に示した。また, 平衡比と含泥率の関係を図6に示した。

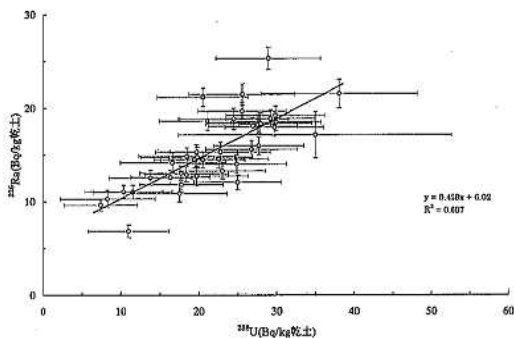


図3  $^{238}\text{U}$ 濃度と $^{226}\text{Ra}$ 濃度の関係

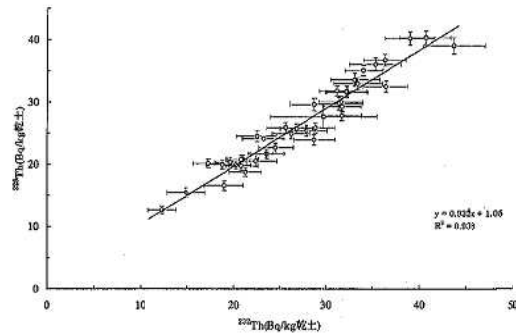


図5  $^{232}\text{Th}$ 濃度と $^{228}\text{Th}$ 濃度の関係

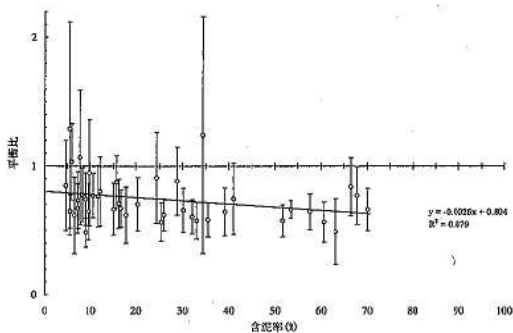


図4  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ 平衡比の含泥率依存性

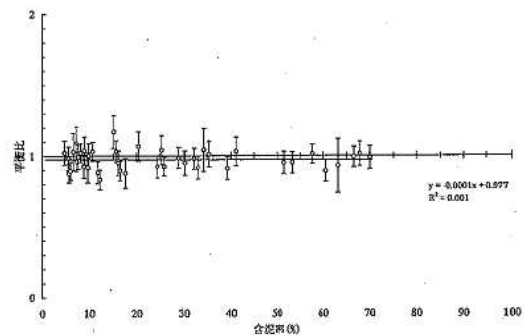


図6  $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ 平衡比の含泥率依存性

$^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$  平衡比は、含泥率にかかわらず、ほとんど1であることから、トリウム系列は、系列全体が放射平衡にあるものと考えられる。

### イ 系列間の相関

$^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$  及び  $^{40}\text{K}$  間の散布図を、含泥率により3群に区分し、図7~9に示した。 $^{228}\text{Th}-^{40}\text{K}$  及び  $^{226}\text{Ra}-^{40}\text{K}$  の散布図についてみると、含泥率が低い試料群ほど  $^{40}\text{K}$  のばらつきが大きく、含泥率が高くなるにつれて下方の回帰線に漸近

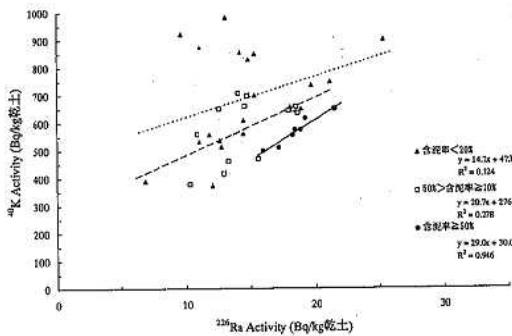


図7 自然放射性核種濃度間の相関の含泥率依存性

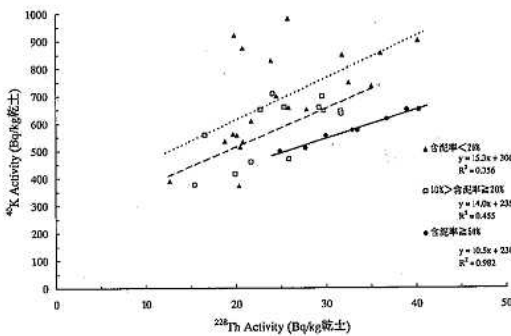


図8 自然放射性核種濃度間の相関の含泥率依存性

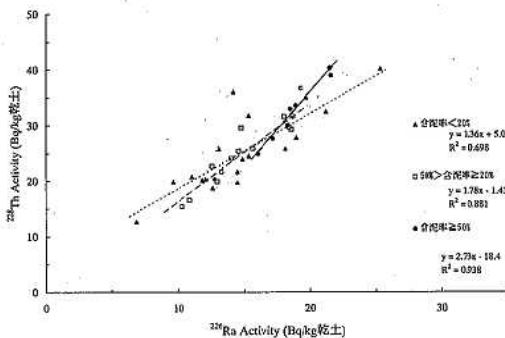


図9 自然放射性核種濃度間の相関の含泥率依存性

していき、含泥率が50%以上の試料群ではほぼ直線に近い非常に強い相関を示している。一方、 $^{226}\text{Ra}-^{228}\text{Th}$  の散布図では、含泥率による相違はあまりなく、両核種の比はほぼ一定の値を示しているが、含泥率が50%以上の試料群ではやや傾きが大きく、 $^{228}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$  比が若干大きい傾向がある。

一般に、海底堆積物は、陸圏から流入してくる風化残渣等の岩石起源のもの、海洋生物によって生成される生物起源のもの、海水から無機的沈殿によって生じる水起源のものなどから成るが、今回調査地点の水深は、平均46.3m、最大75.5mであること、また、試料のIL値は、平均4.1%、最大6.9%であることを考え合わせると、浅海である伊予灘海底土中の自然放射性核種は、陸圏起源の鉱物粒子が支配的であり、その濃度は位置的要素と粒径に依存しているものと考えられる。

伊予灘後背地の主要岩石中の  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  については、矢野ら<sup>8)</sup>の報告があり、各核種の構成比はほぼ一定の割合を示している。

各元素の化学的性質から、陸圏の岩石から海底堆積物に至る風化過程では、 $\text{K} > \text{Ra} > \text{Th}$  の順で溶出し易く、特にKは大きな化学変化を受けるものと推定される。また、細粒試料ほど水との接触面積が広く風化が進んでいることから、その作用を大きく受けているものと思われる。一方、石英を多く含む鉱物は、一般にK濃度が高いと言われているが、そのような鉱物は硬いことから、容易には細粒にならないものと推定される。したがって、含泥率が低い試料の中には、K濃度の高い試料もあるため、そのばらつきが大きいが、含泥率が高くなると、可溶性のKが溶出し、鉱物の結晶格子を構成して溶出し難いKのみが残るため、結果として先に述べた散布図の含泥率依存性が生じたものと考えられる。Ra及びThは、Kほど大きな化学変化を受けないため、散布図は含泥率依存性を示さず、 $^{228}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$  比も後背地の母岩とほぼ等しい約1.5となっている。Thと



Raでは、Raの方が溶出しやすいために、含泥率50%以上の試料群での若干の傾きの増大となつてあらわれたものと思われる。

## 2 水平分布

水平分布をみるため、全調査地点がそれぞれ経緯3分メッシュの中央に位置するものと近似し、平面補間により作図した等濃度線図を、各項目について、図10~14に示す。

含泥率、IL、COD、TOC等については、瀬戸内海環境情報基本調査において解析がなされ

ている。すなわち、粒径分布については、伊予灘南東部沿岸海域（伊予、上灘沖）及び北部多島海域で、潮流が遅くなるため、SiltやClayを多く含む底泥が分布しているが、中島から東部海域中央部を通り西部海域南西部に至る海域では、潮流が速いため、Sandが広く分布しており、特に、速吸瀬戸付近の海域はその影響を強く受けるため含泥率が低いと報告されている。また、IL、COD、TOC等の有機性汚濁指標については、これら微細粒子の挙動とよく対応していると報

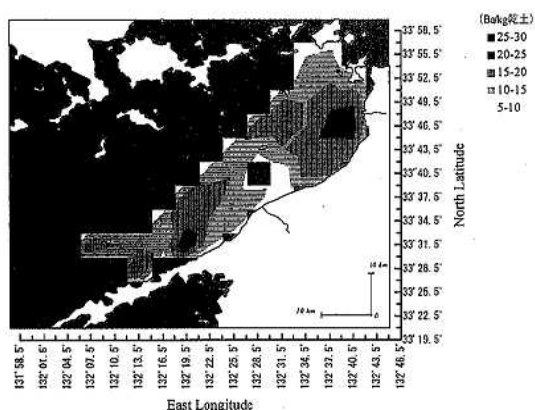


図10  $^{226}\text{Ra}$ 水平分布

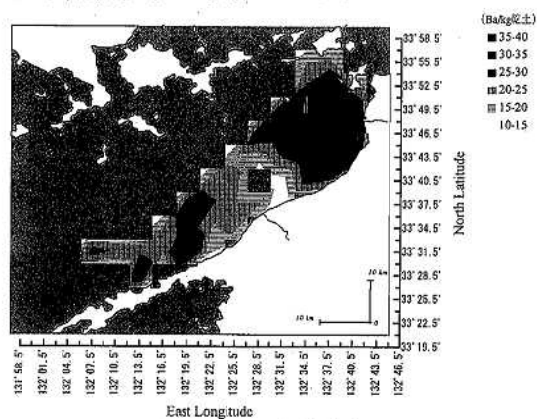


図11  $^{228}\text{Th}$ 水平分布

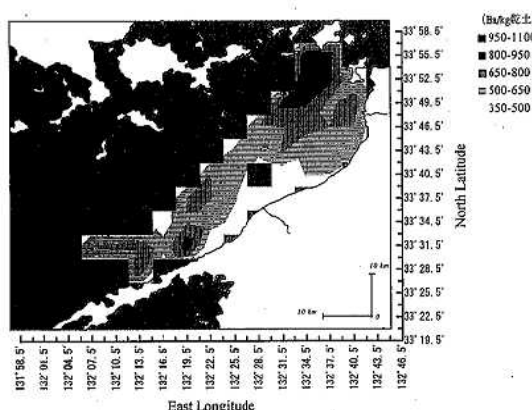


図12  $^{40}\text{K}$ 水平分布

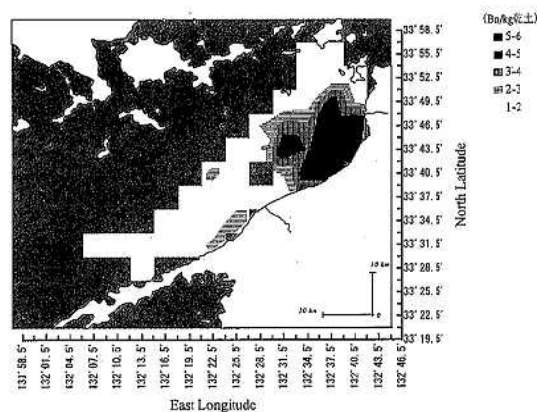


図13  $^{137}\text{Cs}$ 水平分布

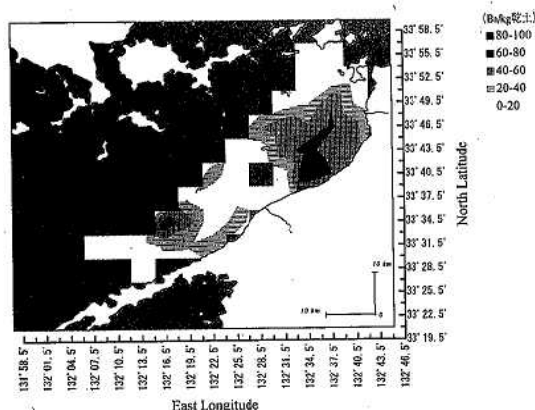


図14  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 水平分布

告されている。

$^{137}\text{Cs}$ については、上記の含泥率、IL、COD、TOCの分布と同様の傾向を示し、伊予、上灘沿岸海域で最も高く、肱川河口西方の沿岸域にやや高い海域が存在する。 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ についても、 $^{137}\text{Cs}$ とほぼ同様の傾向を示しているが、佐田岬半島北方沖の比較的深い海域にもやや高濃度の地点が存在する。

$^{40}\text{K}$ は、中島南方に高濃度の海域が分布している。先の矢野らの報告及び愛媛県地質図によ

れば、伊予灘後背地の岩石組成は、 $^{40}\text{K}$ 、 $^{226}\text{Ra}$ 、 $^{238}\text{Th}$ とも県北部の領家帯で高濃度である。このため、後背地の高濃度地域に近く、かつ、粒度が粗いため起源岩石の組成を比較的よく残しているこの海域が高濃度域になったものと推定される。

$^{226}\text{Ra}$ 、 $^{238}\text{Th}$ は、重信川河口付近及び佐田岬半島沖に高濃度の海域が分布している。前項の解析から、この両核種は、 $^{40}\text{K}$ に比べて起源岩石の状況を比較的よく示しているものと考えられるため、灘北東部ほど高い傾向を示すことが期待されるが、佐田岬半島沖にも高濃度域が存在しており、今後、潮流による微細粒子の運搬、混合も考慮に入れた解析が必要であると思われる。

#### まとめ

伊予灘の海底表層土中の放射性核種濃度の分布について、以下の状況が判明した。

- 1)  $^{137}\text{Cs}$ 及び $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ は、含泥率、IL、TOC等と強い正の相関を示した。
- 2)  $^{238}\text{U}$ 、 $^{226}\text{Ra}$ 、 $^{232}\text{Th}$ 、 $^{238}\text{Th}$ の間にはお互いに強い相関がみられたが、それに比べ、これらと $^{40}\text{K}$ との相関は弱かった。
- 3)  $^{238}\text{Th}$ - $^{40}\text{K}$ 及び $^{226}\text{Ra}$ - $^{40}\text{K}$ 間には、含泥率が50%以上で非常に強い相関がみられるが、含泥率が低い試料群ほど $^{40}\text{K}$ のばらつきが大きくなる。
- 4)  $^{226}\text{Ra}$ - $^{238}\text{Th}$ の比はほぼ一定の値を示しており、含泥率による相違は小さい。
- 5)  $^{137}\text{Cs}$ 及び $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の水平分布は、含泥率、IL、TOC等と同様の傾向を示し、伊予、上灘沿岸海域で最も高い。
- 6)  $^{40}\text{K}$ は、中島南方に高濃度の海域が分布している。
- 7)  $^{226}\text{Ra}$ 、 $^{238}\text{Th}$ は、重信川河口付近及び佐田岬半島沖に高濃度の海域が分布している。

#### 文献

- 1) (社)瀬戸内海環境保全協会：昭和58年度環境庁委託業務結果報告書、瀬戸内海環境情報基本調査—伊予灘・別府湾・響灘—（資料編）、1984。
- 2) (社)瀬戸内海環境保全協会：昭和59年度環境庁委託業務結果報告書、瀬戸内海環境情報基本調査—伊予灘・別府湾・響灘—（解析編）、1985。
- 3) 武田健治他：自己吸収の補正を含む $\gamma$ 線ピーク効率の決定、*RADIOISOTOPES*, **28**, 24~26, 1979。
- 4) 野口正安：光子相互作用断面積の近似式と質量減衰係数、*RADIOISOTOPES*, **36**, 49~56, 1987。
- 6) K. Megumi et al.: A Relationship between  $^{210}\text{Pb}$  Concentration, Mn Concentration and Particle Surface area in Sediment Cores, Annual Report of the Radiation Center of Osaka Prefecture, **22**, 9~12, 1981。
- 7) K. Megumi et al.: Background Radioactivity of Soil in Wakasa Bay Area (Southern Fukui Prefecture), *Hoken Butsuri*, **20**, 259~265, 1985。
- 8) 鈴木顕介：近海海底堆積物中の $^{207}\text{Bi}$ および $^{137}\text{Cs}$  I. 日本海沿岸で採取した海底堆積物における分布、*RADIOISOTOPES*, **42**, 503~510, 1993。
- 8) 矢野 隆：愛媛県における主な岩石中の放射能、愛媛県公害技術センター所報, **10**, 37~40, 1989。

## 環境大気中の低沸点有機塩素化合物の濃度について (第3報)

門家重治・芝 信明・藤田慎二郎

### はじめに

平成5年4月のトリクロロエチレンおよびテトラクロロエチレンの大気環境指針(暫定値)の設定にともない、愛媛県では平成5年度よりこれら2物質の大気中の濃度について、発生源の周辺環境を主体に調査を行ってきた。

今回は、前報<sup>1)</sup>に引き続き平成8年度の調査結果を報告する。

また、平成8年度環境測定分析統一精度管理調査で指定されたこれら2物質の測定法(以下精度管理法)について、若干の検討を行ったので併せて報告する。

### 調査方法

#### 1. 試薬および捕集管

標準試薬および溶媒のトルエンは前報と同じものを用いた。二硫化炭素は試薬特級を用いた。

捕集管は、前報と同様に市販の活性炭チューブを用いた。なお、精度管理法の検討では柴田科学器械工業製のチャコールチューブ(スタンダード型)を使用した。

#### 2. 装置およびGC分析条件

捕集装置は、前報と同じものを用いた。

ガスクロマトグラフは、島津製作所製GC-17Aを用いた。前報ではワイドボアカラムを用いたが、今回は内径0.32mmのレギュラーボアカラムに変更し、キャリアガス等の分析条件も表1のように変更した。

表1. GC分析条件

カラム	: DB-624 φ0.32mm×30m, 1.8μm
温度	カラム: 40℃→10℃/min→120℃, 0.5min 注入口: 150℃ 検出器: 250℃
キャリアガス	: He, 100kPa (3.8ml/min, at 40℃)
メイクアップガス	: N <sub>2</sub> , 50kPa (15ml/min)
セプタムパージ	: 1.5ml/min
検出器	: ECD (Current: 0.1nA)
試料注入法	: スプリット法(スプリット比 1:9)
試料注入量	: 1.0μl

#### 3. 捕集方法および分析操作

前報と同様に行った。

#### 4. 調査期間および地点

平成8年7月から9月と平成9年2月に調査を行った。

表2 調査地点の概要

地点No	場所	付近の状況	周辺の発生源	使用物質	排出口からの位置
1	松山市北部	住居地域	なし	-	-
2	久万町	山間地域	なし	-	-
3-1 -2	伊予三島市	準工業地域	アスファルト試験	トリクロロエチレン	南東 20m 北西 100m
4-1 -2	今治市	近隣商業地域	ドライクリーニング	テトラクロロエチレン	西南 100m 南 80m
5-1 -2	西条市	商業地域	ドライクリーニング	テトラクロロエチレン	北東 30m 北西 40m
6-1 -2	伊予市	農村地域	ゴム製品製造	トリクロロエチレン	南西 110m 北東 100m
7-1 -2	宇和島市	近隣商業地域	ドライクリーニング	テトラクロロエチレン	南西 30m 北東 60m

調査地点の概要を表2に示す。発生源の周辺環境として、県内でトリクロロエチレンあるいはテトラクロロエチレンを使用している事業所から3業種5カ所を選び、1事業所あたり2地点の計10地点(No. 3-1~7-2)で調査した。調査地点は、事業所敷地境界からほぼ100m以内とした。

なお、発生源の影響を受けない一般環境として、No. 1の松山市とNo. 2の久万町の2地点でも調査した。

### 5. 風速と風向

日本気象協会松山支部発行の愛媛県気象月報から平均風速と最多風向を引用した。風速については、調査した2日間の平均値を記載した。観測所が市内にない伊予市は松山の値を、西条市は最寄りの大気常時監視測定局(西条保健所局)のデータを用いた。

### 6. 精度管理法での抽出率の検討

対象とした成分は、2物質にフロン-11, フロン-113, クロロホルム, 1,1,1-トリクロロエタン, および四塩化炭素を加えた7成分とした。

抽出率の測定は、前報と同様に次の二つの方法で行った。

第一の方法は、チャコールチューブの一端を折り、標準溶液(7成分各182~287 µg/ml, ヘキサン溶液)を5 µl注入後直ちに付属の

キャップをして約24時間放置した。その後、活性炭をバイアル瓶にとり、二硫化炭素1 mlを加えて密栓し約12時間放置後、上澄み液を試料としてGC分析を行った。

第二の方法は、チューブの活性炭をバイアル瓶にとり、二硫化炭素1 mlと標準溶液5 µlを加えて密栓し、第一の方法と同様に操作してGC分析を行った。

抽出率は、標準溶液5 µlに二硫化炭素を1 ml加えた溶液に対する試料溶液の各成分のピーク高さから算出した。なおGCの分析条件は、試料注入量を0.5 µlとしたこと以外は、表1と同じであった。

## 結果と考察

### 1. 環境大気調査

#### 1. 1 発生源の影響

表3に調査結果を示す。

まずトリクロロエチレンの濃度についてみると、近くに発生源のない地点(No. 1, 2, 4, 5, 7)では、0.009~0.046ppbであった。一方、発生源の周辺のNo. 6では0.12~0.28ppbで、発生源の影響が認められたが、No. 3では0.027~0.036ppbで、発生源の影響は認められなかった。

次にテトラクロロエチレンについてみると、

表3 大気中の低沸点有機塩素化合物の濃度

地点No	調査期間	最多風向	平均風速 (m/s)	トリクロロエチレン (ppb)	テトラクロロエチレン (ppb)
1	H 9 2/8~9	南南東~南東	1.4	0.0339	0.0375
	H 9 2/9~10	南東	1.6	0.0210	0.0168
2	H 8 7/10~11	北北西~北西	1.8	0.0303	0.0207
	H 8 8/5~6	西~東	1.3	*0.0359 *0.0267	0.0189 0.0194
4-1 -2	H 8 8/12~13	東北東	1.7	0.0102 0.0093	*0.0690 *0.204
	H 8 8/26~27	北東~南南西	1.0	0.0336 0.0317	*8.35 *8.95
6-1 -2	H 8 9/2~3	北東~東	2.2	*0.117 *0.283	4.75 4.17
	H 8 9/9~10	西~北西	2.7	0.0192 0.0456	*2.08 *1.71

\*発生源の使用物質であることを表す

近くに発生源のない地点 (No. 1, 2, 3) では、0.017~0.038ppb で低かった。しかし、No. 6 では4.2~4.8ppb と高く、発生源の影響を受けていると思われるが、発生源は特定できなかった。発生源の周辺 (No. 4, 5, 7) では、0.069~8.95ppb と高い傾向があり、影響がみられた。

しかし、濃度の高かった地点でも大気環境指針値 (トリクロロエチレン47ppb, テトラクロロエチレン34ppb) に比べると低い値であった。

一般環境のNo. 1, 2の濃度について、発生源が近くにない他の地点と比較すると、両物質ともにほぼ同じレベルであった。

### 1. 2 風向による影響

風向については、排出口近辺でデータを取り、排出時間等を考慮して影響を調べるのが望ましい。しかし、その実施は難しく、気象観測所等のデータを用いた。

各2地点間で、風上と風下がはっきりしていたのはNo. 6であり、ある程度区別できるのはNo. 4である。どちらも使用物質の濃度については風上の地点が高く、逆の結果となった。これは、観測所との距離がそれぞれ12km, 8kmとかなり離れていたために、局地的な地形や建物の状況により、風向が観測所と異なったためと考えられる。

### 1. 3 前年度の結果との比較

発生源の影響を受けていない地点の濃度は、前年度はトリクロロエチレンが0.011~0.048ppb、テトラクロロエチレンが0.011~0.044ppbであったが、今回はトリクロロエチレンが0.009~0.046ppb、テトラクロロエチレンが0.017~0.038ppbであった。調査地点が異なるので単純な比較はできないが、今年度は前

年度とほぼ同じレベルにあった。

なお、環境庁が平成6年度に実施した全国調査 (発生源の影響を直接受けない29地点) の結果<sup>2)</sup>によると、検出範囲と平均値はそれぞれ、トリクロロエチレンでは nd ~ 1.56ppb, 0.073ppb, テトラクロロエチレンでは nd ~ 0.86ppb, 0.053ppb である。これと比較すると、愛媛県では両物質ともに、全国的には低い濃度レベルにあることがわかる。

## 2. 精度管理法の検討

精度管理法は、捕集管としてチャコールチューブを用い、二硫化炭素1mlで抽出するものである。当センターで採用している方法との大きな相違点は、低沸点の二硫化炭素を抽出溶媒とし、1mlの少ない液量で抽出することである。また活性炭の量も150mgで2.5倍と多くなっている。そのため、活性炭に二硫化炭素を添加する際には発熱が起こる。1mlの添加量のうち、はじめの部分は発熱のため蒸気となりバイアル瓶の内側に結露が生じるほどである。このときに、溶媒および吸着成分の一部が揮散するおそれと考えられたので、検討を行った。

まず、溶媒のロスについて調べた。バイアル瓶に活性炭を入れ1mlの二硫化炭素を加えて、その前後の重量から溶媒の量を測定したが、溶媒のロスは1%以内で影響のない事がわかった。

次に抽出率について検討を行った。測定は、活性炭に標準物質を添加後抽出する第一の方法 (抽出法) と、活性炭に抽出溶媒を加えた後標準物質を添加する第二の方法 (吸着法) の2つの方法で行った。

その結果を表4に示す。溶媒である二硫化炭素のガスクロマトグラム上のリテンションタイ

表4 二硫化炭素による活性炭からの抽出率

測定法	抽出率 (%)						
	フロン-11	フロン-113	クロロホルム	1,1,1-トリクロロエタン	四塩化炭素	トリクロロエチレン	テトラクロロエチレン
抽出法	108	108	103	103	105	100	100
吸着法	105	107	103	102	105	102	102

ムは、フロン-113の直後であり、トルエンと比べて溶媒自体のピークが非常に大きく、ややテーリングしていた。しかし、7成分ともに分離は良好であった。この表から、7成分すべてについて抽出率はほぼ100%であり、かつ2つの測定法の値もよく一致していた。かなり低沸点のフロン-11においても抽出率は高く、精度管理法が7成分について十分な抽出率を有することが明らかであった。

藤田ら<sup>3)</sup>は、チャコールチューブ（単層型、活性炭量200mg）を用いてトルエンで抽出する方法が、有機塩素化合物9成分の分析に適用できることを報告している。精度管理法についても、捕集剤の破過容量等を検討すれば2物質以外にも適用できると思われる。

#### まとめ

トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンの発生源の周辺を主体に、県内12地点で両物質の大気中の濃度について調査を行った。また、精度管理調査で指定された方法について、抽出率の検討を行った。結果は次のとおりである。

1. トリクロロエチレンおよびテトラクロロエチレンの発生源の周辺において、発生源の影響が認められたが、その濃度はいずれも大気環境指針値より低かった。
2. 発生源の周辺では、風向によるはっきりとした影響はみられなかった。
3. 近くに発生源のない地点での濃度は、2物質ともに前年度と比べるとほぼ同じレベルであり、全国的には2物質ともに低かった。
4. 精度管理調査の方法は、フロン類を含めた7成分の抽出率は十分高かった。

#### 文 献

- 1) 門家重治他：環境大気中の低沸点有機塩素化合物の濃度について（第2報），愛媛県環境保全センター所報，16，6～10，1996.
- 2) 環境庁環境保健部環境安全課：平成7年版化学物質と環境，pp.157～185，1995.
- 3) 藤田誠他：活性炭カラムによる大気中低級ハロカーボンの同時捕集，愛知県環境調査センター所報，23，35～39，1995.

## 固相抽出—高速液体クロマトグラフィーによる水中農薬の同時定量

津野田隆敏・和田修二・菊田正則・松浦榮美

はじめに

ゴルフ場暫定指導指針対象30農薬<sup>1)</sup>のうち、アシュラム、オキシ銅及びチウラムの3農薬については、同指針別添の標準分析法等に準拠し、溶媒抽出—高速液体クロマトグラフィー(以下 HPLC と略記)で個別に分析している。この溶媒抽出法では、農薬の種類ごとに分析操作が異なり、多大な分析時間を要するうえ、大量のジクロロメタン等の有機溶媒を使用するため、作業環境や廃液の処理の面で好ましくない。

このことから、最近、操作が簡便で溶媒の使用量が少ないといった特徴をもつ、固相カートリッジを用いた固相抽出—HPLC が注目されており、種々の報告等<sup>2-6)</sup>がなされている。

そこで、今回、これら3農薬を対象に固相抽出—HPLC によって同時定量する方法を検討し、溶媒抽出法と比較したので、その結果を報告する。

### 実験方法

#### 1 試薬・器具

アシュラム、オキシ銅及びチウラムは和光純薬製農薬標準品を用いた。蒸留水、アセトニトリル及びメタノールは同社製高速液体クロマトグラフ用を用い、ジクロロメタン、酢酸エチル、塩化ナトリウム及び無水硫酸ナトリウムは同社製残留農薬試験用を用いた。硝酸、塩酸、水酸化ナトリウム及び四ホウ酸ナトリウムは、同社製特級を用いた。

固相カートリッジには、Waters 製 Sep-Pak PS-2 Plus (充填剤量265mg/カートリッジ)を用い、使用前にアセトニトリルと蒸留水をそれぞれ固相カートリッジ1個当たり10mlずつ流

し、あらかじめコンディショニングを行った。

固相抽出用加圧式定量ポンプは、Waters 製 Sep-Pak コンセントレーターを使用し、固相カートリッジの溶出には、同社製エリューションポンプと溶出液の受け器として同社製 SPC 試験管を用いた。

溶媒抽出に、岩城硝子製ロータリーエバポレーターを用いた。

#### 2 標準溶液

アシュラムとチウラムは、各農薬標準品をアセトニトリルに溶解して100mg/lになるよう調製した。オキシ銅は、農薬標準品をメタノールに溶解して100mg/lに調製した。これらの溶液をアセトニトリルで順次希釈して標準溶液を作成した。

#### 3 装置と測定条件

HPLC は、Waters 製996フォトダイオードアレイ検出器付き616LCシステムを用い、以下の条件で測定した。

カラム：Waters 製 Golf-Pak HR カラム  
(ポリメタクリレート系中極性ゲル  
4.6mm i.d. ×15cm)

溶離液：アセトニトリル/リン酸緩衝液  
(pH 3.2)=52/48

測定波長：アシュラム 270nm  
オキシ銅 240nm  
チウラム 272nm

流量：1 ml/min

注入量：50 μl

カラム温度：40℃

#### 4 分析方法

##### (1) 固相抽出法

試料水500mlを希硝酸(1+11)でpH 3.5に

調整し、加圧式定量ポンプを用いて毎分20mlの流速で固相カートリッジに通水したのち、蒸留水10mlを流した。固相カートリッジを30秒間吸引乾燥し、さらに5分間窒素ガスを通気乾燥したのち、エリューションポンプで固相カートリッジにアセトニトリルを流して、SPC試験管に3ml溶出させた。溶出液が約40℃になるようにSPC試験管の横から温風を当てながら、溶出液の液面が波立たないように窒素ガスを緩やかに吹き付けて1ml定容にした後、50μlをHPLCに注入した。

### (2) 溶媒抽出法

溶媒抽出法は、目的成分ごとに操作が異なる。アシラムは図1、オキシ銅は図2、チウラムは図3に示す方法で抽出操作を行い、HPLCで測定した。なお、ロータリーエバポレーターで濃縮したのち、1ml定容にするときは、濃縮液をナス型フラスコからSPC試験管に移し、アセトニトリル4mlでナス型フラスコを共洗いして洗液を先のSPC試験管に入れ、濃縮液が約40℃になるようにSPC試験管の横から温風を当てながら、窒素ガスを濃縮液に緩やかに吹き付けて1ml定容とした。

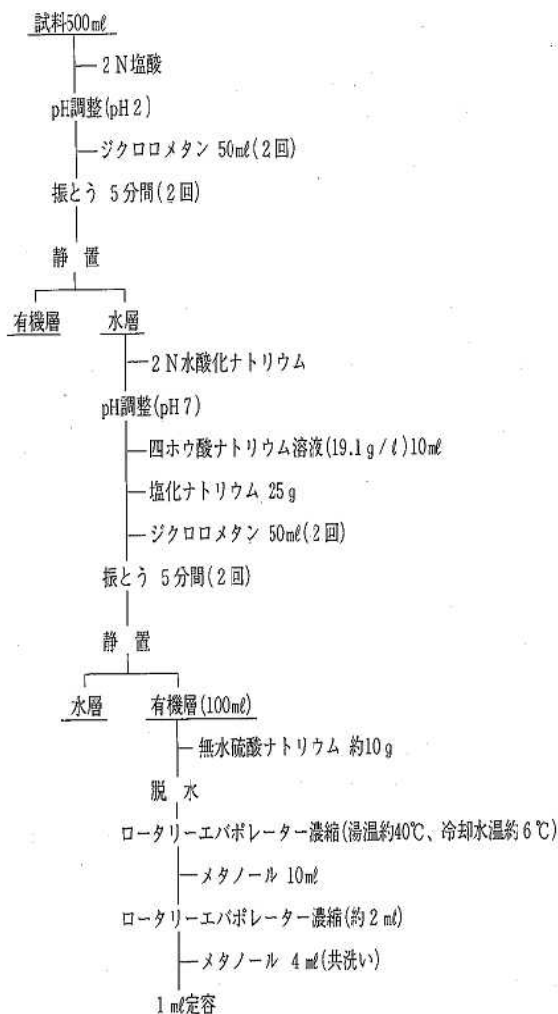


図2 オキシ銅の溶媒抽出操作手順

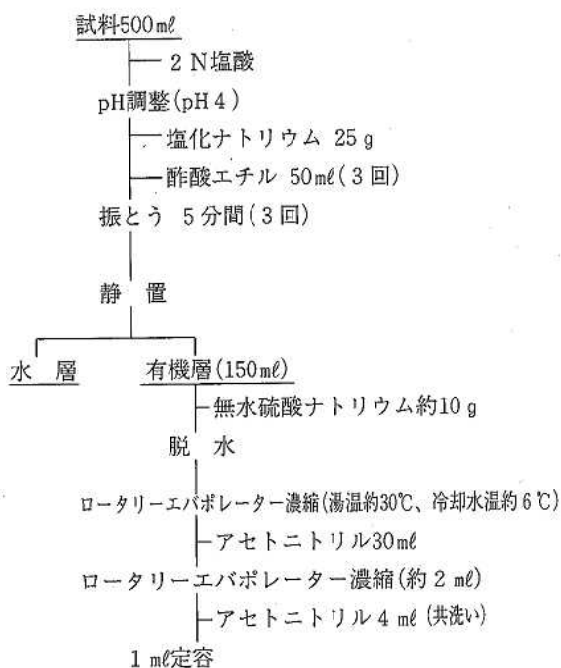


図1 アシラムの溶媒抽出操作手順

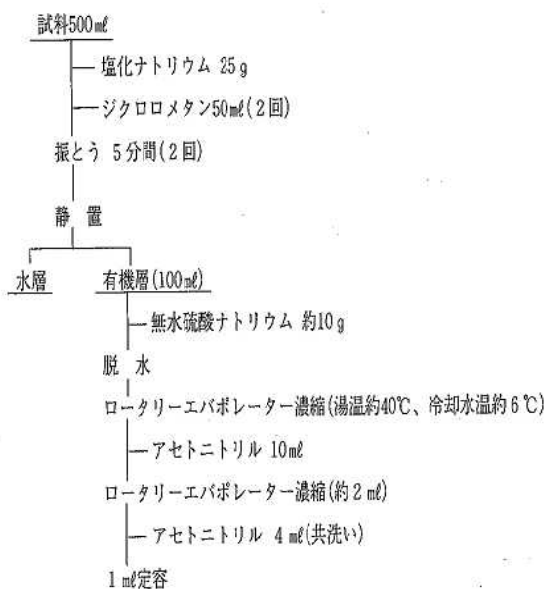


図3 チウラムの溶媒抽出操作手順



## 結果と考察

### 1 溶出液の濃縮方法の検討

固相抽出後の溶出液を3 mlから1 mlに濃縮する際、溶出液に窒素ガスを緩やかに吹き付けただけの場合と、溶出液が約40℃になるようにSPC試験管の横から温風を当てながら、窒素ガスを緩やかに吹き付けた場合を比較検討した。アシュラム、オキシシン銅及びチウラムの3 mg/l標準溶液3 mlをSPC試験管に採り、1 mlに濃縮した時の濃度と、目標値9 mg/lを100としたときの濃度比を表1に示す。

アシュラムとチウラムについては、温風の有無による大きな差はみられなかったが、オキシシン銅については、温風を当てない方が濃度が減少した。これは、温風なしの場合1 mlまで濃縮するのに相当の時間を要するため、濃縮の間にオキシシン銅が徐々に分解したものと考えられる。

操作を迅速に行うため、以後溶出液を濃縮する際は、溶出液が約40℃になるようにSPC試験管の横から温風を当てながら窒素ガスを溶出液に緩やかに吹き付けて行うこととした。

### 2 固相抽出法による回収率の検討

アシュラム、オキシシン銅及びチウラムをそれ

ぞれ10 µg (5 mg/lの標準溶液を2 ml) 添加した試料(蒸留水) 500 mlを上記の方法で固相抽出し、固相カートリッジを1試料に1個用いた場合と、2個連結及び3個連結させて用いた場合の回収率を比較検討した。その際、溶出させるアセトニトリルの量は、固相カートリッジの個数にかかわらず3 mlとした。結果を表2に示す。

固相カートリッジを1個のみ用いた場合はアシュラムの回収率が低かった。これはアシュラムが固相カートリッジに捕捉されたのち再度溶出したものと考えられ、節田ら<sup>5)</sup>も同様の結果を報告している。石塚ら<sup>7)</sup>は、試料量を200 mlにすればアシュラムの回収率が高くなることを報告しているが、本検討ではアシュラム以外の農薬と共に同時定量するため高倍率濃縮が必要であることから、試料量は500 mlで行った。

固相カートリッジを2個連結させて抽出した場合は、3農薬とも90%以上の回収率が得られた。

固相カートリッジを3個連結させて用いた場合は、オキシシン銅の回収率が低かった。これは、固相カートリッジから溶出させるアセトニトリルの量が3 mlだけであるため、3個連結させた

表1 溶出液の濃縮方法の違いによる濃度変化

(n=5)

	窒素ガス吹き付けのみ			窒素ガス吹き付け及び温風(液温約40℃)		
	濃縮後濃度 (mg/l)	濃度比* (%)	変動係数 (%)	濃縮後濃度 (mg/l)	濃度比* (%)	変動係数 (%)
アシュラム	8.9 <sub>a</sub>	99.3	1.2	8.8 <sub>a</sub>	98.8	1.4
オキシシン銅	7.2 <sub>c</sub>	80.1	1.3	8.4 <sub>b</sub>	93.6	2.0
チウラム	8.7 <sub>b</sub>	97.0	2.7	8.8 <sub>a</sub>	98.7	2.0

\* 目標値9 mg/Lを100としたときの、濃縮後濃度を目標値と比較した数値

表2 固相抽出法による回収率

(n=5)

	固相カートリッジ1個のみ*		固相カートリッジ2個連結*		固相カートリッジ3個連結*	
	回収率(%)	変動係数(%)	回収率(%)	変動係数(%)	回収率(%)	変動係数(%)
アシュラム	61.1	2.7	91.0	1.2	99.8	3.0
オキシシン銅	87.6	3.1	91.8	2.7	59.1	9.3
チウラム	95.2	1.7	92.2	0.6	87.0	4.2

\* 固相カートリッジ: Sep-Pak PS-2 Plus

固相カートリッジからオキシシン銅を十分に溶出できなかったためと考えられる。チウラムは、固相カートリッジの個数が増えるほど回収率が徐々に減少していったが、その原因はオキシシン銅と同様に溶出液量が不足しているためと考えられる。溶出液量を増やせば、カートリッジに残った農薬は十分な溶出が可能と思われるが、溶出液量が多くなると溶出液を最終的に1 mlに濃縮する際に時間がかかり、濃度が減少していくことが予測される。

以上の結果から、固相カートリッジは2個連結して用い、溶出液量は3 mlで行うこととした。

### 3 検量線と定量限界

図4及び図5に、本測定条件によるアシュラム、オキシシン銅及びチウラム混合標準試料のクロマトグラム例を示す。いずれの農薬も10分以内に溶出し、各農薬のピークが完全に分離していることが分かる。

次に各農薬の標準溶液を段階的に採り、ピーク面積法で検量線を作成したところ、アシュラムは0.5mg/lから20mg/l、オキシシン銅は0.5mg/lから20mg/l、チウラムは0.3mg/lから12mg

/lの濃度範囲で、相関係数0.999の良好な直線性が得られた。また、定量限界は、試料濃度としてアシュラム及びオキシシン銅が $0.001\text{mg/l}$ 、チウラムが $0.0006\text{mg/l}$ であった。

### 4 溶媒抽出法との比較検討

アシュラム、オキシシン銅及びチウラムをそれぞれ $10\ \mu\text{g}$  ( $5\text{mg/l}$ の標準溶液を $2\text{ml}$ )添加した試料(蒸留水)500mlを溶媒抽出したときの回収率を検討した。その結果を表3に示す。

表3 溶媒抽出法による回収率 (n=5)

	回収率 (%)	変動係数 (%)
アシュラム	79.1	3.2
オキシシン銅	69.9	2.4
チウラム	90.0	12.1

溶媒抽出によるアシュラムの回収率は、固相カートリッジを2個連結して用いた固相抽出の回収率より低い値であった。

オキシシン銅の回収率も、アシュラムと同様に固相抽出の回収率より低い値であった。家合ら<sup>8)</sup>は、ジクロロメタンによる溶媒抽出で、回収率が69%と報告しており、本抽出法でも同程

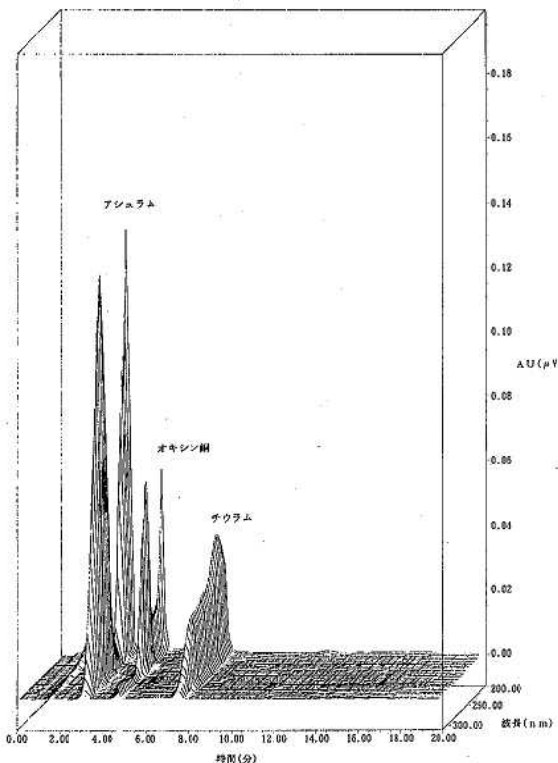


図4 アシュラム、オキシシン銅及びチウラム混合標準溶液の三次元クロマトグラム

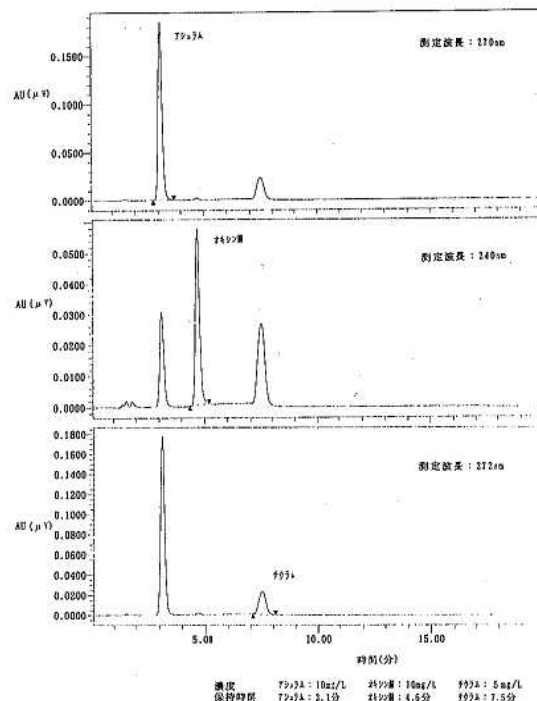


図5 アシュラム、オキシシン銅及びチウラム混合標準溶液のクロマトグラム

度の結果であった。

チウラムの溶媒抽出による回収率は、固相抽出による回収率と大きな差はみられなかったが、繰り返し測定したときの回収率のばらつきは固相抽出の方が小さかった。

#### まとめ

ゴルフ場暫定指導指針対象農薬のうち、HPLCで分析されるアシュラム、オキシシン銅及びチウラムを同時定量するため、Sep-Pak PS-2 Plus 固相カートリッジを試料当たり2個連結して固相抽出する方法について検討し、溶媒抽出法と比較した結果、次の知見を得た。

- 1) 固相カートリッジの溶出液に窒素ガスを吹き付け3 mlから1 mlに濃縮する際、溶出液が約40℃になるようにSPC試験管に温風を当てた方が、温風なしよりもオキシシン銅の濃度の減少が少なかった。
- 2) 固相カートリッジを試料当たり2個連結して固相抽出した結果、3農薬とも90%以上の回収率が得られた。固相カートリッジ1個ではアシュラムの回収率が低く、固相カートリッジを3個連結した場合は、オキシシン銅の回収率が低い値を示した。
- 3) 測定時における3農薬の各スペクトルのピークは完全に分離しており、検量線の直線範囲は溶出液濃度としてアシュラム及びオキシシン銅が0.5mg/lから20mg/l、チウラムが0.3mg/lから12mg/lであった。
- 4) 定量限界は、試料濃度としてアシュラム及びオキシシン銅が0.001mg/l、チウラムが0.0006mg/lであり、指針値の100分の1は十分検出可能であった。

- 5) 溶媒抽出法によるアシュラムとオキシシン銅の回収率は、固相カートリッジを2個連結した固相抽出法による回収率よりも低い値であった。また、チウラムの溶媒抽出法による回収率は、固相抽出法による回収率と大きな差はみられなかったが、固相抽出法の方が回収率のばらつきが小さかった。

#### 文献

- 1) 環境庁水質保全局長通知：環水土第109号，ゴルフ場で使用される農薬による水質汚濁の防止に係る暫定指導指針の一部改正について，平成3年7月30日。
- 2) 環境化学研究会編（環境庁水質保全局水質規制課監修）：新しい排水基準とその分析法，pp.232～242，1994。
- 3) 同上，pp.494～503，1994。
- 4) 藤本千鶴：固相抽出—高速液体クロマトグラフィーを用いた環境水中の農薬の同時定量，環境化学，6，67～73，1996。
- 5) 節田節子他：水中農薬5成分の同時分析，神奈川県衛生研究所研究報告，26，40～42，1996。
- 6) 高畑寿太郎：ゴルフ場農薬の分析法について，仙台市衛生研究所報，23，159～162，1993。
- 7) 石塚伸一他：固相抽出／高速液体クロマトグラフィー法による水中農薬の多成分同時分析，青森県環境保健センター研究報告，6，65～70，1995。
- 8) 家合浩明，尾崎邦雄：ゴルフ場で使用される農薬の分析方法の検討（第1報），新潟県衛生公害研究所年報，6，121～125，1990。

## 自然放射線の線量率分布について

山本英夫・安井正良・余田幸作・安永章二・二宮 久・二宮千秋

### はじめに

本県では、原子力に関する広報活動の一環として、放射線の知識の啓発を図ることを目的に、平成3年度から7年度までの5カ年に亘って、伊方町を中心とする2市7町において、走行サーベイ等による自然放射線等の調査を実施し、その結果を「愛媛県自然放射線等調査結果<sup>1)</sup>」に取りまとめた。

平成8年度は、伊方町内の公共施設等の中から町民の生活の場であり、また町民に良く知られている施設等を選定して、自然放射線の線量率がこれらの狭い場所でも多様に変動している実態を明らかにするための調査を実施した。

ここでは、そのうちの4カ所の事例について報告する。

### 調査方法

#### 1 調査期間

平成8年7月～11月

#### 2 調査対象施設

八幡神社、九町小学校、九町トンネル及び白崎公園の4施設について調査した。図1に調査地点を示す。



図1 調査地点図

### 3 調査方法

モンテカルロ計算コードによる計算では、均一な無限体積線源上1mの点における $\gamma$ 線線量率の約70%が半径5m以内にある線源からの寄与によるものと言われていること<sup>2)</sup>などを考慮して、施設を出来るだけ10m間隔、又は10mのメッシュ幅に切り、その中心に球形3"  $\phi$  NaI (Tl) シンチレーション検出器を地上又は床上1mに置いて100秒間測定した。

得られたデータからピールオフ法<sup>3)</sup>により解析を行い、 $\gamma$ 線線量率及び宇宙線(エネルギー3 MeV以上)線量率を算出した。さらに、エネルギー別線量寄与から連立方程式法<sup>4)</sup>により自然放射性核種(U系列, Th系列, K-40)別の線量率を算出した。

### 結果及び考察

#### 1 八幡神社

八幡神社の見取り図(平面図)を図2、調査結果を表1に示した。神社の $\gamma$ 線線量率は29.0～70.1nGy/h、平均値は42.5nGy/hであり、境内と石段を除いた参道では、 $\gamma$ 線線量率の平均値及び変動幅は同程度であった。

図3に示した線量率の分布から2I、2K、2M及び2Pの地点で線量率が高くなっていることが分かる。この地点は石段であり、花崗岩が使用されていることからその影響であると思われる。

また、3C、1H及び2Oの地点では、U系列の線量率が2.0nGy/h以下、その寄与割合も5%以下と低くなっていた。

#### 2 九町小学校

九町小学校の見取り図を図4に、調査結果を

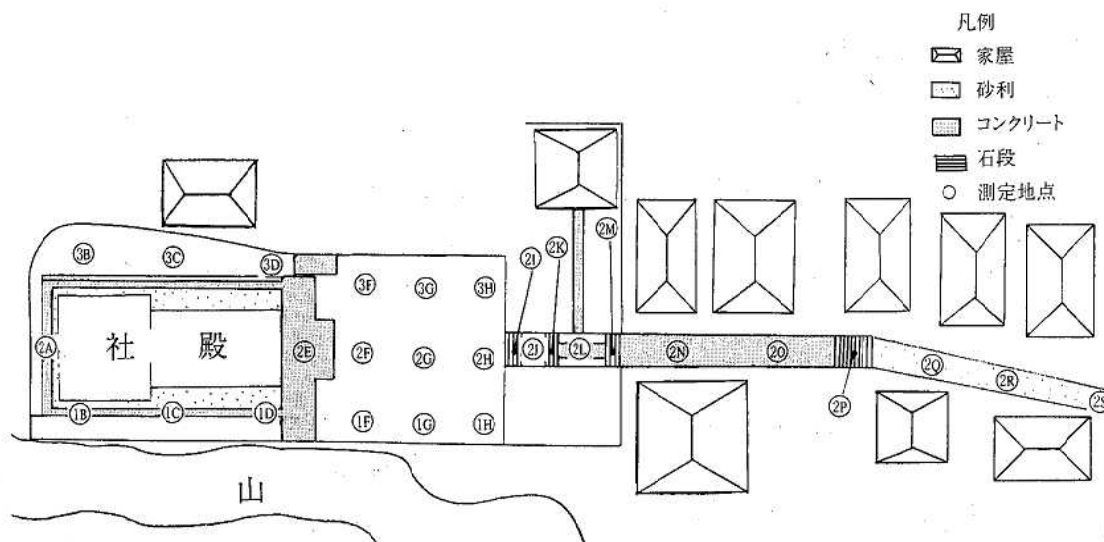


図2 八幡神社

表1 八幡神社調査結果

区分	測定地点	γ線線量率 (nGy/h)		宇宙線線量率 (nGy/h)		寄与割合 (%)		
		平均値±標準偏差 最低値 最高値	平均値±標準偏差 最低値 最高値	平均値±標準偏差 最低値 最高値	U系列	Th系列	K-40	
神社	全地点	42.5±9.8 29.0 70.1	26.3±2.7 22.9 35.1	13.5	39.4	47.1		
内 訳	境内	1B~1D, 1F~1H, 2A 2E~2H, 3B~3D, 3F~3H	39.3±4.6 29.0 49.5	26.3±2.8 22.9±35.1	12.6	40.3	47.1	
	参道 (石段を除く)	2J, 2L, 2N, 2O, 2Q~2S	38.4±4.4 33.1 45.7	26.7±2.5 24.4±30.6	11.6	37.6	50.8	
	石段	2I, 2K, 2M, 2P	63.5±4.8 59.7 70.1	25.7±2.9 23.4±29.9	17.8	39.1	43.1	

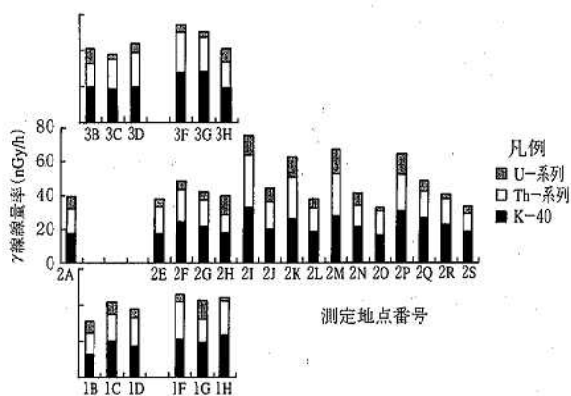


図3 八幡神社のγ線線量率分布

表2に示した。γ線線量率は、校舎内では19.1~23.0nGy/h、平均値は21.5nGy/hであり、1階から3階まで同程度の線量率であった。

体育館では14.1~16.4nGy/hで変動幅が小さいが、プールサイドでは16.2~25.2nGy/hと比較的大きな変動を示した。

校舎、体育館及びプールサイドの線量率及び

U系列,Th系列,K-40の寄与割合の違いは、これら施設に使用された建材に含まれている自然放射性核種濃度の差から生じたと推定される。

グラウンドでは24.6~54.6nGy/h、平均値は44.6nGy/hで、U系列の寄与割合は5.8%と校舎等の施設よりも顕著に低くなっていた。

図5にγ線線量率の分布図を示した。γ線線量率がグラウンドで高く、校舎等周辺で低くなっていた。グラウンドで高くなっているのは、表面整備に使用された真砂土(花崗岩質)によるものであり、校舎等周辺で低くなっているのは、敷かれていた砂利によるものと思われる。

校舎の1階から3階までの線量率の変動の状況を図6に示した。

宇宙線線量率が3階から1階と階を下がるごとに減少していること、また対照としたグラウンド(周辺の建物の影響の少ない中央3カ所の平

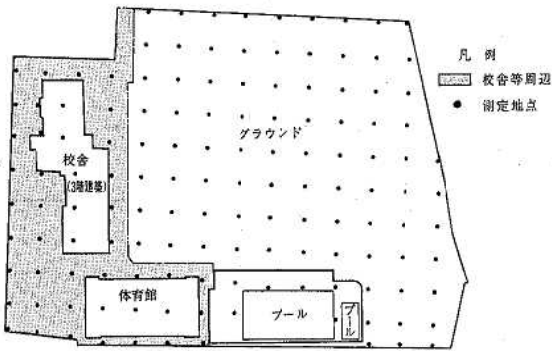


図4 九町小学校

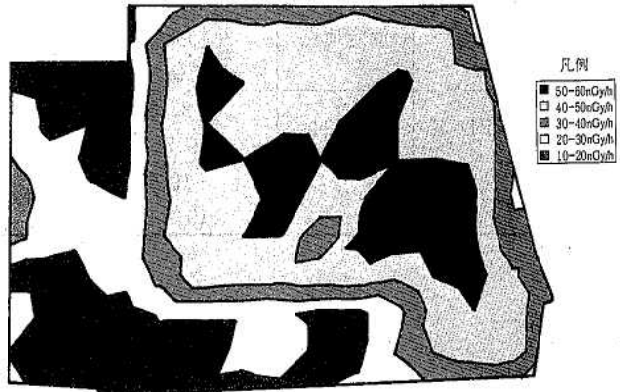


図5 九町小学校のγ線線量率分布

表2 九町小学校調査結果

区分	測定地点数	γ線線量率 (nGy/h)		宇宙線線量率 (nGy/h)		寄与割合 (%)		
		平均値±標準偏差	最低値 最高値	平均値±標準偏差	最低値 最高値	U系列	Th系列	K-40
校舎	15	21.5±1.2	19.1 23.0	19.5±3.3	15.4 25.3	18.6	43.4	38.0
内 訳	1階	20.6±1.5	19.1 23.0	16.2±0.9	15.4 17.7	18.1	42.1	39.8
	2階	21.8±0.7	21.0 22.8	18.9±1.3	16.9 20.0	14.8	46.3	38.9
	3階	22.0±0.8	21.0 23.0	23.5±1.4	21.4 25.3	22.7	41.5	35.8
体育館	3	15.2±1.2	14.1 16.4	22.3±1.2	22.2 24.4	34.2	31.6	34.2
プールサイド	6	19.9±2.9	16.2 25.2	27.7±1.7	26.6 31.2	20.7	40.8	38.5
グラウンド	85	44.6±7.9	24.6 54.6	26.7±2.2	18.3 31.4	5.8	49.3	44.9
校舎等周辺	37	20.4±6.0	10.8 35.8	25.4±3.4	20.5 32.1	15.2	40.1	44.7

均値)と比較して平均値で約9 nGy/h低くなっていることから、屋根、壁及び床のコンクリート等の建設材による遮蔽効果が良く現れている。

また、体育館についても宇宙線への遮蔽効果が見られた。

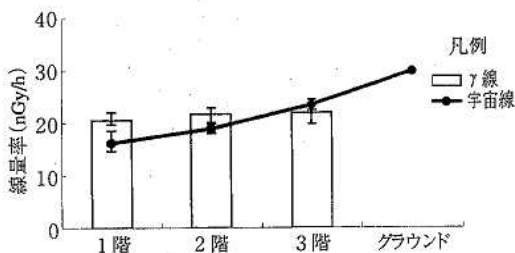


図6 九町小学校校舎の線量率

### 3 九町トンネル

九町トンネルの見取り図を図7、調査結果を表3に示した。γ線線量率は、トンネルの出入口付近の歩道では15.8~20.9nGy/h、平均値は19.6nGy/hであり、トンネル内の歩道では19.7~23.3nGy/h、平均値は22.3nGy/hであった。

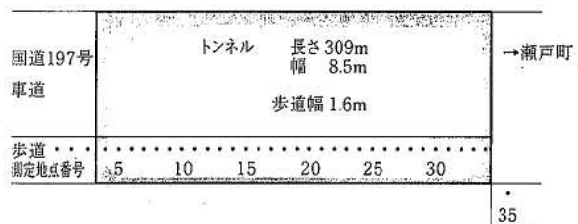


図7 九町トンネル

表3 九町トンネル調査結果

区分	測定地点	γ線線量率 (nGy/h)		宇宙線線量率 (nGy/h)		寄与割合 (%)		
		平均値±標準偏差 最低値 最高値	平均値±標準偏差 最低値 最高値	U系列	Th系列	K-40		
トンネル内歩道	4~34	22.3±1.0	2.0±2.8	17.0	32.6	50.4		
		19.7 23.3	ND 12.2					
出入口付近歩道	1~3, 35	19.6±2.8	28.5±2.5	11.0	38.5	50.5		
		15.8 20.9	25.1 30.9					

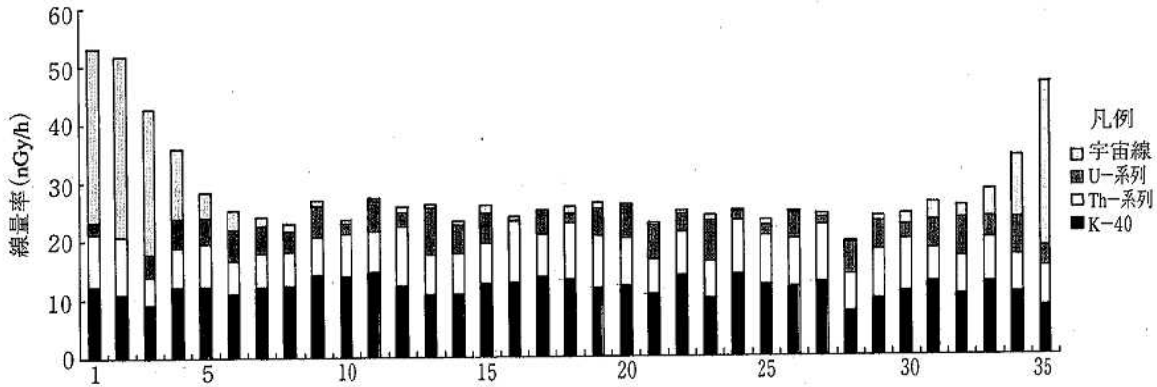


図8 九町トンネルの線量率分布

トンネル内のγ線線量率が出入口付近より少し高くなっているのは、トンネルの壁面からの放射線が加わっているためである。

また、図8に線量率の分布を示した。トンネル内では宇宙線が急激に低下し、出入口から数10mの地点を除くと、宇宙線線量率はほとんど1nGy/h以下になっていた。

これは、トンネルのコンクリート壁、トンネル上の山の岩石等が宇宙線に対して厚い遮蔽体となっていること示している。

#### 4 白崎公園

白崎公園の見取り図を図9に、調査結果を表

4に示した。γ線線量率は24.5~75.7nGy/h、平均値は45.0nGy/hであり、芝生地、レンガの通路及び石造りの休憩所では平均値が約28nGy/hであったのに比べて、真砂土のグラウンドでは平均値が約58nGy/hと高くなっていた。

また、図10に線量率の分布を示した。多目的に作られたこの公園では、使用されている多様な造園資材が複雑な環境要因となって、狭い範囲においてもγ線線量率が大きく変動していることが分かる。

#### 5 被ばく線量評価

自然放射線による年間の平均外部被ばく線量

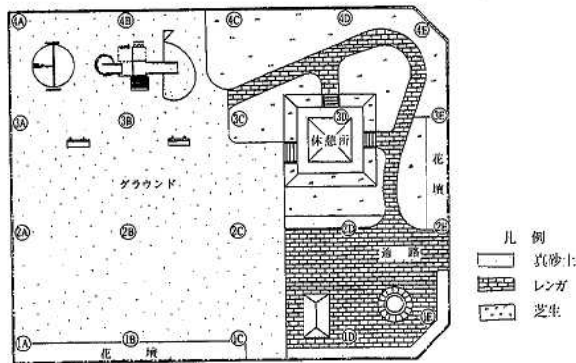


図9 白崎公園

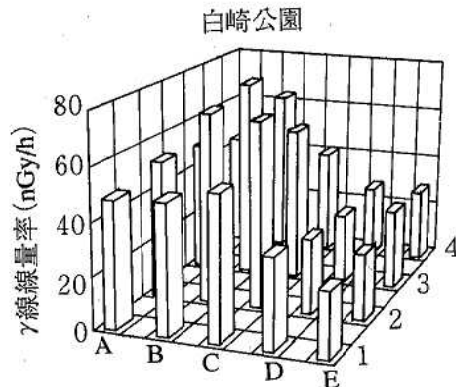


図10 白崎公園γ線線量率分布

表4 白崎公園調査結果

区 分	測定地点数	γ線線量率 (nGy/h)		宇宙線線量率 (nGy/h)		寄与割合 (%)			
		平均値±標準偏差 最低値 最高値	平均値±標準偏差 最低値 最高値	平均値±標準偏差 最低値 最高値	U系列	Th系列	K-40		
公 園	全地点	45.0±17.0 24.5 75.7	26.9±1.8 24.1 30.3	10.4	48.4	41.2			
内 訳	グラウンド (真砂土)	1A~1C, 2A~2C 3A~3B, 4A~4B	57.8±11.6 43.7 75.7	26.3±1.7 24.1 28.8	6.7	51.0	42.3		
	休憩所, 通路等 (芝, レンガ等)	1D~1E, 2D~2E 3D~3E, 4D~4E	27.9±3.1 24.5±34.0	27.6±1.9 24.9 30.3	21.3	40.9	37.8		

表5 自然放射線による年間の外部被ばく線量  
単位: mSv

施 設	γ 線	宇宙線	合 計	
八 幡 神 社	0.37	0.23	0.60	
九町小 学校	校 舎	0.19	0.17	0.36
	グラウンド	0.39	0.23	0.62
九 町 ト ン ネ ル 内	0.20	0.02	0.22	
白 崎 公 園	0.39	0.24	0.63	
放医研全国調査(屋外)	0.45	0.25	0.70	

の計算結果を表5に示した。

外部被ばく線量の計算にあたっては、γ線の線質係数 $Q=1$ とし、宇宙線については、電離成分と中性子による線量率への寄与が考えられるが、放医研環境セミナーシリーズ「生活と放射線<sup>5)</sup>」を参考にして、宇宙線線量率の測定値をすべて電離成分の寄与によるものとし、低高度(海拔500m以下)での卓越する宇宙線電離成分を $\mu$ 粒子( $Q=1$ )と電子( $Q=1$ )とした。

これらのことから、結果として換算係数(Sv/Gy) = 1とした。

なお、宇宙線の中性子寄与による線量率は、放医研の全国調査結果<sup>5)</sup>から屋外では0.02mSvと評価されているが、比較的その寄与割合が小さいので、ここでの外部被ばく線量評価には加えなかった。

自然放射線による年間の平均外部被ばく線量は、八幡神社0.60mSv、九町小学校の校舎内0.36mSv、グラウンド0.62mSv、九町トンネル内0.22mSv、白崎公園0.63mSvであった。

これらの施設での年間平均外部被ばく線量は放医研の全国調査結果の0.70mSvよりもいずれも低い値であった。

## まとめ

伊方町にある八幡神社、九町小学校、九町トンネル及び白崎公園について、自然放射線調査を実施した。

その結果、γ線線量率については、校舎等の建材、真砂土等のグラウンド整備基材及び土壌が多様な環境要因となって、これら施設の狭い範囲でも大きな変動を示した。

宇宙線については、校舎等の建材及びトンネル上の岩石等の遮蔽効果により顕著な減衰が見られた。

また、自然放射線による年間の平均外部被ばく線量は、0.22~0.63mSvでいずれの施設も放医研の全国調査の平均値0.70mSvよりも低かった。

## 文 献

- 1) 愛媛県：愛媛県自然放射線等調査結果(1996)
- 2) 長岡鋭他：生活環境におけるγ線および宇宙線線量率分布とその特徴, 保健物理, 26, 129~137, 1991
- 3) 藤谷秀和他：環境放射線測定用可搬型シンチレーションスペクトロメータ, 理化学研究所報告, 58, 1~10, 1982.
- 4) 科学技術庁：空間γ線スペクトル測定法, 17~19, 1990.
- 5) 藤高和信：自然環境の外部被曝. 生活と放射線, (丸山隆司 編) 放医研環境セミナーシリーズNo.22, 放射線医学総合研究所, 千葉(1995), PP. 8~22.



## 業種別排水処理の現状について

浮田陽一・大塚和弘・武士末純夫・安部暢哉・福田行剛

### はじめに

当センターでは、県下の工場・事業場に対しては、COD 総量削減計画、窒素及びその化合物並びに隣及びその化合物に係る削減指導方針に定められた施策を実施して、汚濁負荷量の低減と富栄養化による被害の発生の防止を図るとともに、水質汚濁防止法等に基づく規制の徹底と監視指導を強化して、環境保全行政を推進している。

しかし、今後事業場排水を改善し、水質保全対策を講じるためには、排水処理の状況を適正に把握する方法として、排水の pH, COD, SS, T-N, T-P を調査することだけでは不十分であると考えられる。

そこで、COD, T-N 及び T-P について、現在の排水処理の問題点と今後の対策について検討を行うため、紙製造業、食料品製造業及び染色整理業の3業種について、処理方法別に、原水と処理水中の溶解性成分に着目した調査を実施した。

### 調査方法

#### 1 調査対象

県下の地場産業であり川之江市、伊予三島市に多く立地している紙製造業、同じく今治地域に集中している染色整理業、県下全域に点在している食料品製造業のうち、その中で代表的な事業場について抽出し調査することとした。

#### 2 調査期間

平成8年6月から12月

#### 3 調査事業場

調査した業種、処理方法及び事業場数は、表1のとおりである。

表1 業種、処理方法及び事業場数

紙製造業	凝集沈殿処理	12
	加圧浮上処理	5
食料品製造業	活性汚泥処理	31
染色整理業	活性汚泥処理等	9
計		57

#### 4 分析項目

排水処理する前の水(原水)と処理後の水(処理水)について、浮遊物質量(SS)、化学的酸素要求量(COD)、全窒素(T-N)、全リン(T-P)、溶解性COD、溶解性窒素、溶解性リンを測定した。

なお、溶解性成分については、ろ紙GF/Bでろ過したろ液を測定した。

### 結果及び考察

業種別の原水の水質について表2に示す。

紙製造業の原水の溶解性CODは、原水総COD中10~50%程度の値(平均30.7%)を示し、50%を超えるものはなかったが、37mg/ℓと比較的高い値もあった。なお原水のT-N、T-Pについてはほとんどの事業所について低値であった。

表2 業種別の原水の水質

(mg/ℓ)

	総COD	溶解性COD率	総T-N	溶解性T-N率	総T-P	溶解性T-P率
紙製造業	89(22~219)	30.7%	6.3(0.6~52)	51.1%	0.53(0.03~4.0)	18.6%
食料品製造業	513(31~1882)	67.1%	47.8(6.0~234)	43.1%	13.3(0.4~108)	50.9%
染色整理業	228(59~387)	82.2%	22.6(7.8~51)	77.5%	11.4(1.9~51.9)	84.7%

平均(最小~最大)

紙製造業は処理方法として凝集沈殿と加圧浮上があるが、SS 除去率及び処理方法でみた COD, T-N, T-P の除去率を表 3 に示す。SS の除去率が極めて高い場合、COD, T-N, T-P の除去率も高いことが分かった。また、総じて凝集沈殿処理、加圧浮上処理ともに T-P の除去率に比べて T-N の除去率が低かった。

以上のことから、この業種では COD, T-P 処理には、原水中の SS の除去を行うことが効果的であるとわかった。つまり原水中の SS を除去することにより COD, T-P を除去できる。また、処理水中に残っている SS を除去することでさらに排水の汚濁負荷量を低減することができる。しかし、溶解性 COD の高い事業場では、SS を除去しても COD 除去に限界があるため、凝集剤の種類及び添加量を検討し処理するか、生物処理を付け加える等溶解性成分を除去する対策をとる必要があると思われる。

一方 T-N は、溶解性が多く SS をとる現在の方法では効果的な処理となっていないことが分かった。

食料品製造業の原水の水質は、表 2 より、原

水の COD については、溶解性 COD 率が平均 67.1% と、紙製造業に比べ高い溶解性率を示した。このため、この業種では原水中の SS 除去による COD 削減効果は期待できない。また、T-N, T-P も紙製造業に比べると高い値を示したので食料品製造業では COD, T-N, T-P 全てを削減する処理方法をとる必要がある。

次に、原水の COD, T-N, T-P の比率及び溶解性 COD 率と、COD, T-N, T-P の除去率について、表 4 に示した。

これによると、原水中の COD, T-N, T-P の比率により除去率に差があることが分かる。今回の調査では、COD:T-N:T-P が約 100:8:1 である事業場が特に除去率が高かった。一般に、活性汚泥処理における原水の BOD:T-N:T-P は 100:5:1 がよいとされている<sup>1)2)</sup>が、今回 COD:T-N:T-P においても処理効率の高い比率があることがわかった。このことより、原水の COD, T-N, T-P を把握することで、効率的な排水処理が行われると思われる。

また、COD, T-N, T-P の比率で、COD に対して T-N, T-P が過剰のときは、T-N, T-P の

表 3 紙製造業の SS 除去率及び処理方法でみた COD, T-N, T-P の除去率

			COD 除去率	T-N 除去率	T-P 除去率
SS 除去率 98.6% 以上	凝集沈殿		82.8%	66.8%	88.1%
	加圧浮上		82.0%	28.8%	97.3%
	平均		82.6%	59.2%	89.9%
SS 除去率 98.6% 未満	凝集沈殿		56.1%	32.5%	71.9%
	加圧浮上		60.2%	12.7%	60.1%
	平均		57.4%	25.3%	67.6%
総平均	SS 除去率 98.6%	総平均	64.9%	35.9%	74.6%

表 4 COD:T-N:T-P 及び溶解性 COD 率と、COD, T-N, T-P の除去率

COD:T-N:T-P	溶解性 COD 率	除去率		
		COD	T-N	T-P
100:(5~9):(1~2)	70% 以上	99%	98%	99%
	70% 未満	98%	91%	98%
100:(≤4):(<1)	70% 以上	99%	89%	81%
	70% 未満	98%	91%	92%
100:(10≤):(2<)	70% 以上	95%	76%	87%
	70% 未満	89%	65%	74%

除去率が低いものがみられた。これらの事業場では、COD 処理を目的とした現在の活性汚泥法のほかに、嫌気好気処理、循環式嫌気好気処理等を適用した方が総合的な排水対策として有効的であると考えられる。

また今回の調査では、溶解性 COD の高い方が COD, T-N, T-P の除去率に良好な傾向を示した。これについては、製造工程・原材料・処理施設の規模等総合的な調査が必要と思われる。

染色整理業の原水の水質は、表 2 より、COD, T-N, T-P の各溶解性率が高い値を示した。

また、SS, COD, T-N, T-P の除去率は表 5 に示すとおりであった。それによると、食料品製造業に比べて除去率は、低かった。

表 5 染色整理業の除去率

SS 除去率	COD 除去率	T-N 除去率	T-P 除去率
62.1%	76.6%	70.3%	75.4%

この業種では、活性汚泥処理であっても隣対策に凝集剤を添加する事業場や、凝集沈殿処理を加えたり、SS 対策にろ過器をつけていたりいろいろな方法で処理をしている。今後は製造工程、使用薬品、処理方法等詳しい調査が必要と思われる。色対策を含め効果的経済的な処理方法の開発が必要とされる業種である。

## まとめ

- 1 紙製造業では SS の除去を効率的に行うことで COD 除去が有効的に図られることが分かったが、汚濁負荷量のさらなる低減のため溶解性成分の除去を考えた処理方法等を検討する必要がある。
- 2 食料品製造業においては、T-N, T-P 除去も考慮に入れた総合的な排水対策をとる必要がある。
- 3 染色整理業は、今回調査した業種の中で COD, T-N, T-P の各溶解性率が最も高く、色対策を含め処理方法を検討する必要がある業種である。
- 4 原水を把握することは、適正な排水処理に有効なことから事業者が維持管理するうえで必要である。

## 文 献

- 1) 須藤隆一：微生物による廃水処理，環境浄化のための微生物学，講談社，東京（1993），pp.115.
- 2) 中塩真貴夫：廃水の活性汚泥処理，恒星社厚生閣，東京（1976），pp.297.

## 景観と風景について

服 藤 峻

はじめに

近年の経済社会の成熟化，人々の価値観の多様化，高度化などに伴い日常見落としがちな景観や風景は，豊かで潤いのある生活を達成するうえで重要な要素となってきた。

すぐれた自然の景観や風景が失われていく流れは，環境アセスメントの導入などにより歯止めがかけられ，主として都市景観において造景や修景という言葉で代表されるような，新たな動きもみられる。

著者は環境問題を考える一環として，景観と風景について，両者の関係，すぐれた景観，風景の状況を調査するとともに各地での景観，風景の選定事例の解析から，景観の保全など今後のあるべき方向について検討した。

### 1 景観と風景

#### 1-1 景観など

景観，風景に共通する文字の「景」は，けしき，ふぜい，おもむきという意味である。

景観という用語は，地理学の Landschaft, landscape の訳語として，1910年代になってから使われはじめた<sup>1)</sup>。

地理学では地域の特性の把握と，事象の地域差を認識することを研究対象としている。この地域差は，景観に表現される場合が多いことから，景観観察は，地理学の伝統的な調査手法の一つとして重視されてきた<sup>2)</sup>。

景観と風景の関係について，柳<sup>3)</sup>は見る風景，すなわち視覚の風景だけを問題にする場合には，景観という言葉を用いた方が適切であろう，として図1の概念を示している。

この図で風景は「場」，「感覚」，「時間」の三

次元で構成されており，五感の一種である視覚の風景が景観である。景観とはこうした見える環境であるとする考え方が一般的である。

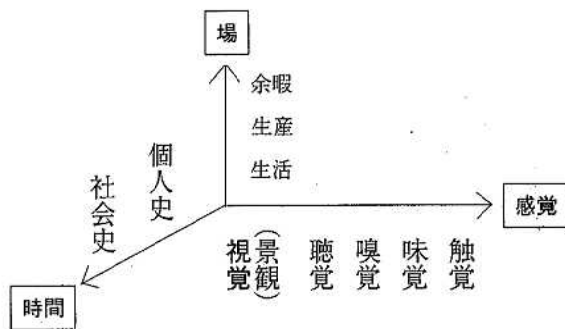


図1 風景の三次元座標<sup>3)</sup> (一部加筆)

一方，風景については，幼児期や，旅行などの思い出を原風景とするように人間が感情移入した概念であるとする考えもある。

大井<sup>4)</sup>は，見る人間(主体)と見られる対象(客体)の関係において，風景は限りなく主体に傾斜する概念で，景観はどちらかというとも客体に近い概念であるとしている。

これ以外にも風景に向けられる人間主義的視点は自己中心的となり，主観的観念論に陥る危険をはらむとする意見<sup>5)</sup>や，景観は対象の全体ではなく部分を断片化する傾向を示すものである<sup>6)</sup>などの論説がある。

いずれにしても景観と風景はその内容においてリンクする部分が非常に多いことから，以下「景観と風景」を「景観など」とする。

#### 1-2 景観などの構成要素

景観などを構成する要素には，山，海，樹木，時間，気象などの自然的要素と，道路，住宅，ビル，歩行者などの人工的要素がある。

これらの要素に地形，気候，法規制，住民の意

表1 景観などを構成する要素と影響を及ぼす要因<sup>7)</sup>

要 素		影 響	要 因	
自 然	骨格をつくる要素 山, 海, 大きな河川など		←	自然的要因 地形, 植生, 気候など
	変動する要素 時間, 気象など	歴史的要因 街の歴史の変遷など		
	骨格をつくる要素 道路, 鉄道, ビルなど	社会・経済的要因 産業構造, 土地利用など		
	部分景を構成する要素 住宅, 看板, 電柱など	科学・技術水準 建築技術, 土木技術の水準など		
人 工	人間活動 歩行者, 行事など	法制度 建築物に係る法規制, 協定など		住民意識 住民の景観に関する関心など

識などの要因が影響を及ぼして景観などを構成している。これらの関係は表1のとおりである。

### 1-3 日本風景論

日本の景観などに関する議論の出発点は、1894年に志賀重昂が著わした日本風景論である。

志賀はヨーロッパの地理学を日本に紹介した地理学者の一人であり、日本風景論は日本人が抱いていた日本式庭園などの風景美に対して、西欧的な地理的知識によって、日本人の景観などに対する意識を革命的に変えたとされる。日清戦争の最中に出版され、ナショナリストであった著者の日本の風景賛歌には主観的な意識が強く出されている。

地理学から発達した景観などに関する研究は、その後都市工学、建築学、造園学、土木工学、などに受け継がれている。

## 2 日本を代表する景観など

日本では室町時代以降、すぐれた景観などを日本三景や金沢八景などとして楽しんできた。

### 2-1 日本三景

日本三景は、いずれも山と海が接した海辺である。長谷川<sup>8)</sup>によると日本三景の成立は次のとおりである。

1683年に天橋立を訪れた俳人大淀三千風は天橋立を本朝十二景第四の風光也とした。ちなみに本朝十二景を表2のとおりとしている。

表2 本朝十二景<sup>8)</sup>

1位 田子の浦 (駿河)	7位 巖島 (安芸)
2位 松島 (奥州)	8位 蛸象 (きさかた, 出羽)
3位 箱崎 (筑前)	9位 朝熊 (あさま, 伊勢)
4位 橋立 (丹後)	10位 松江 (出雲)
5位 若浦 (紀伊)	11位 明石 (播磨)
6位 鳴湖 (におのうみ, 近江)	12位 金沢 (武蔵)

この時点では、日本三景は未だ成立していなかったが、儒学者貝原益軒は1700年頃、日本三景を松島陸奥、天橋立丹後、巖島安芸とし、この頃固定化された。

このようないきさつをみると、ただ単に景色がよく心地よい風景だから認められたのではなく、著名な文人などによって和歌や俳句に詠まれ、広く人口に膾炙してはじめて成立したものと推察される。

こうした要件や当時の交通事情からは、現在観光地として人気がある北海道、日光、尾瀬、日本アルプスなどが選定される余地はなかった。

### 2-2 近江八景、金沢八景

中国最大の湖である江南の洞庭湖に、湘水と瀟水が合流して流入するあたりは瀟湘と呼ばれるが、その周辺の美しい8つの景観などを、北宋の画家宋迪は画題として選んだ。これが瀟湘八景である。

近江八景や金沢八景はともにこの瀟湘八景をモデルにしている。近江八景は、1500年近衛関

白政家によって、琵琶湖の湖南地方の景観などを定めたものであり、金沢八景は、延宝年間（1673～1681年）明の僧心越禅師が、現在の横浜市金沢区の海辺の景観などを詠んだものである。これら3種類の八景を対比すると表3のとおりである。

表3 瀟湘八景、近江八景、金沢八景

瀟湘八景	近江八景	金沢八景
平沙落雁	堅田の落雁	平潟落雁
遠浦帰帆	矢橋の帰帆	乙艦帰帆
山市晴嵐	粟津の晴嵐	洲崎晴嵐
江天暮雪	比良の暮雪	内川暮雪
洞庭秋月	石山の秋月	瀬戸秋月
瀟湘夜雨	唐崎の夜雨	小泉夜雨
煙寺晚鐘	三井の晚鐘	称名晚鐘
漁村夕照	瀬田の夕照	野島夕照

それぞれの特徴として、瀟湘八景は、洞庭と瀟湘を除くと地名ではなく、また、金沢八景は心越禅師が1地点（能見堂）からみた景観などであるとされている。これらの八景に共通するものは、落雁、帰帆、晴嵐、暮雪、秋月、夜雨、晚鐘、夕照で、四季の風物に加えて晚鐘という音の風景もある。

近江八景と金沢八景については、安藤広重の風景画が有名であるが、文人や僧侶がいわば思い付きで選定したものであり、また、人々の生活との結びつきが希薄であったことから、現在ほとんどその面影を残さないものが多い。滋賀県は戦後近江八景が次第にその魅力を失ってきたことから、昭和24年に対象地域を琵琶湖全域に拡大した琵琶湖八景を制定している。

### 2-3 三十六景、百景など

その他に著名なものとして、富嶽三十六景（葛飾北斎）、江戸近郊八景、隅田川八景（ともに安藤広重）、富嶽百景（太宰治）がある。太宰治の作品は景観などを選定したものではないが、各地でこうした選定が多くあったと思われる。

最近も、新日本百景や富士山百景などの選定があり、また、変わったところでは家庭のインテリアとして魚八景という製品がある。

## 3 愛媛県の景観など

### 3-1 概要

愛媛県は、気候的に大部分が暖帯に所属するが、四国山脈には一部温帯があり、豊かな自然環境に恵まれ、野生生物も多く、また、多島美を誇る瀬戸内海や西日本最高峰の石鎚山、リアス式海岸の宇和海に代表されるようにすぐれた自然景観にも恵まれている。特に高さ1,000m以上の山が63<sup>9)</sup>もあり、また、全国第5位の長い海岸線から、山と海が主要な景観などを構成している。西条市内からの四季の石鎚山や航路からの越智郡島しょ部の景観などは、日本三景のいずれにも劣るものではない。

### 3-2 戦前の選定事例

表4は戦前に選定されたと思われる八景などで、16件を数えることができる。これらの選定の経緯として次のように述べられている<sup>10)</sup>。

表4 戦前に選定された県内の八景など

県下全域	伊予十二景
松山市とその周辺	道後八景（風物5例、動物3例）、道後八景（風路8例）、道後十二景、道後二十勝、小富士八景、湯岡十景、三津十勝、高浜十勝、伊予鉄道沿線十二景、伊予鉄道十二景、郡中八景、吾川十二景
南予地域	南予八景、吉田十景十勝、法華津八景

「文人雅客あるいは地域の人びとにより選定された景色の優れた場所・土地・景観。古来風光に恵まれた本県には数多くの名所図絵の刊行があり、近代以降各地で数字を冠した名勝景観が残されはじめた。多くは縁起のよい八か十、十二という数で選ばれた。中国の瀟湘八景などになったものであろうか。」

このうち、大正12年海南新聞社（愛媛新聞社の前身）が読者の投票によって選定した伊予十二景は表5のとおりである。

選定された場所は、松山市とその周辺が多く、久万の台のように当時の面影を見出すのが困難な場所もあるが、現在もすぐれた景観などを維

表5 伊予十二景

鹿島、白猪の滝、極山の薬師、歌仙の滝、砥部銚子の滝、麻生金比羅権現、久万の台、宮内天満宮、仙波ヶ獄、重信川、重信橋、和気浜 (得票順)

持しているところが多い。

3-3 戦後の選定事例

表6は戦後の選定で、行政機関やマスコミが選定する事例が多くなっている。

表6 戦後に選定された県内の八景など

愛媛八勝十二景、西山八景(丹原町)、伯方八景、伊予市八景、内子百景、吉田町十景

この他に、版画家兵頭俊朗は、石鎚山、石手寺、松山城、ターナー島(九十九島)を伊予路四景

としている。

3-4 伊予市八景と内子百景

ごく最近選定された事例について選定基準などを表7~9に示す。この2種類の八景と百景には次のような特徴がある。

表7 伊予市八景

五色浜、大谷池と森林公園、谷上山、森の海岸としおさい公園、稲荷神社と西権現山、伊予岡八幡神社、三秋の大池と明神山、鶴の崎峠と障子山

伊予市八景は実行委員会という任意団体による選定であり、会費により、会の運営、八景標柱づくり、八景めぐりなどを実施している。内子百景は地域の生活と結びついた景観、風景の選定と伝承を目標として、すべてを一度に選定

表8 内子百景(46景)

内子座 禪昌寺山門及び桜と境内のたたずまい 旭館 造り酒屋の風景池 駄場 知清公園 本町の火防地蔵 芳我外科のもみの大木と土堀 小田川の瀬張り漁。小田川のかじか取り。 坂町の風景 本芳我邸前周辺の通り 上芳我邸前周辺の通り 高昌寺 宇都宮神社 和田地区の梨・桃の展望	大岡地区の水車 高昌寺の涅槃まつり 石浦の「西光寺大師堂」を望む田園風景 長岡山の桜並木 護国の町並みの通り 川登地区の柿園風景 中野からの大瀬成屋の展望 230高地の農村風景 陣ヶ森から大瀬中学校を望む風景 御調神社の鎮守の森 夫婦滝 江子の農村集落 曾我十郎神社大祭 成屋の三島神社 杖窪の集落風景	立川袋口地区の棚田風景 中山川沿いの照葉樹林帯 川中の三島神社 川中の三島神社の社切り 上立山のハゼノキ群 牛の峰の山並み 石畳の宿 東のしだれ桜 弓削神社とその周辺風景 石畳・東地区のたばこ畑 石畳の水車小屋 石畳麓・日の山原生林 田丸橋 麓川の溪谷風景 諭田地区の麓川にかかる板橋 曾根公園
---	---	--

表9 伊予市八景と内子百景の選定基準等

区分	伊予市八景	内子百景
選定年月	平成7年9月	平成8年4月
選定者	伊予市八景実行委員会	内子町
選定基準等	市民の投票結果を重視 景観の美しさ 景観の対象(海、山、森)が片寄らない 歴史的、文化的な観点から後世に残したい場所 今後観光の起点と考えられる場所 地域的バランス 基盤産業との係わりを考慮	地域の自慢の発見 埋もれていく資源に光をあてる 地域と集落を代表する顔として保全 固有の名所として伝承 (21世紀に向けて「豊かな町」をつくり出す 運動の提起を目的)
備考	伊予市制40周年記念事業	内子町制40周年記念事業 現在46か所を選定

せず順次選定する予定である。

地域のすぐれた景観などを大切にすることは、自然環境や生活環境を保全し、快適環境を創造するうえで重要なことである。今後も各地で八景などが選定されるであろうが、伊予市八景と内子百景選定事例のそれぞれの特徴を一つの方向として、住民が身近な景観などを保全しようとする意識の醸成に結びつくような選定が必要である。

#### 4 景の付く地名など

千葉<sup>11)</sup>は地名を図2のように分類している。

地名は地表の特定場所を指す地理的名称であり、その土地の文化を凝縮している。

景観などの「景」の文字が付く地名について調査した<sup>12)</sup>結果、全国47都道府県、663市、148区、556郡、1991町、581村の名称に景の付くものはない。その他に景の付く地名などがみられるが多くはない。

##### 4-1 金沢八景、多景島、佳景山、縮景園

横浜市金沢区には、金沢八景をもとにした金沢八景や八景島という地名がある。住居表示未整備区域であるが、東京湾内の小島、小学校、駅、公園、銀行支店などの名称に八景が使用されており、地域に根付いた地名といえる。

琵琶湖の彦根市の沖合に多景島（たけしま）がある。周囲600mほどの小島であるが、周囲の多彩な琵琶湖の眺望を楽しむことができる観光の名所である。観光案内などによるとかつては竹やぶが多かったため、竹島と呼ばれたこともあったという。

宮城県河南町にJR石巻線佳景山（かけやま）駅がある。町史によると、町内の中山が地滑りによって崩壊し欠山と呼ばれていたのを、寛文年間（1661～1673年）に国学者藤塚式部が佳景

山と改名した。また、藤塚は河股八景を選定していることから景観などを楽しむ人物であったようである。

広島市内に縮景園という庭園がある。園史<sup>13)</sup>によると広島藩主浅野長晟が1620年から築成させた庭園で、中国の西湖の景色を縮景して造られたことから、この名称が付けられた。現在県管理の庭園として一般に開放されている。

これら4件は、いずれも景観などに関係して命名または改名されたといえることができる

その他にも景の付く地名が次のとおりみられる。

京都市伏見区景勝（かげかつ）町、大分県宇佐郡院内町景平（かげひら）

日本三景の松島（宮城県松島町、鳴瀬町、塩竈市）、天橋立（京都府宮津市、岩滝町）、宮島（広島県宮島市、大野町、廿日市市）には、景の付く住居表示地名は見られない。

##### 4-2 県内の景の付く地名など

県内に景の付く住居表示地名はないが、市町村史や観光案内などによると2か所に景がみられる。

###### 4-2-1 八景山（はっけいざん）

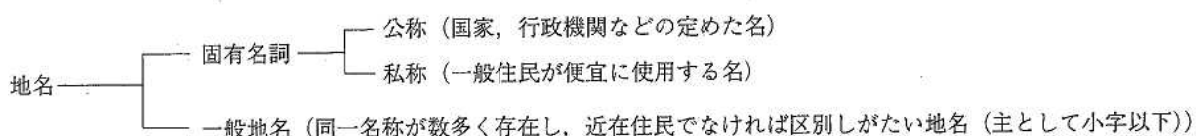
伊予郡双海町にある小山である。双海町史によると、町は大字高岸字本郷にあるはげ山を八景山と改名して、山頂まで道路を整備し、展望台を作り、桜やつつじを植え、水道を設置するなど公園として整備した。黄褐色の山肌に、赤松が茂り、眼下には双海町の町並み、遠くは山口の島々、松山など伊予灘を中心とした景観などを一望することができる。

八景山にはげやまとルビをふっている資料もある。同町内には、民謡として灘八景伊予節がある。

「伊予の上灘名所がござる

本尊秋月夏は藤、

図2 地名の分類<sup>11)</sup>





橋の涼み螢火のもと、  
宮崎釣船横土手の端、  
染々青嵐丸山学校、  
本覚寺暮れの鐘、  
牛の峯暮雪に、  
おまけにあらたな地藏さん詣らせ。』

この民謡の名所が八景山からの眺望かどうか不明であるが、町内には景観などを楽しむ歴史があるようである。

#### 4-2-2 盛景寺(じょうけいじ)

伊予郡中山町出淵にあり、山寺号積翠山盛景寺。1262年法燈円明が開山し、1551年に出淵の領主仙波出雲守盛景が伽藍を建立したため、盛景を開基としてその名が付けられた。

特に景観などとは関係がない。

#### 4-3 地名の改名

地名の改名について、千葉<sup>14)</sup>は次のような主張をしている。

新しく改称された地名には実態として土地と無関係な美辞麗句を用いやすい。あるいは、歴史的に記録されてきた文字が現代では好ましくない意味をもつために、発音の中に住民が込めていた意味はそっちのけにして、字面が良い印象を与えるような名称に変える傾向が見られる。

歴史的な意味あいのある地名や、景観などに特徴のあるような地名の改名については、安易に行うべきではない。また、新しく命名された地名を積極的に生かすことも考えなくてはならない。

はげやまから改名された八景山は、360度の視野に四季や時刻ごとの変化に富んだ眺望を楽しむことができる地点である。金沢八景は能見堂1地点からの景観などといわれており、多景島は周囲の琵琶湖を含めた景観などを楽しむことができる。改名後の名称を生かす工夫、例えば八景山からの眺めた八景の選定など、その一例である。

#### まとめ

環境問題を考える一環として、すぐれた景観などについて、歴史的背景や成立過程を主に紹

介し検討した。

景観や風景の定義については多くの意見があるが、風景の一種である視覚の風景を景観と考えた。

八景や百景などと選定するケースが各地で多くみられるが、住民が環境を考えるうえで身近な景観などを大切にしようとする意識の醸成に結びつくような選定が必要である。

地名の改名については、十分な検討が必要であり、改名した地名の積極的な活用も必要である。

#### 文献

- 1) 千田稔：風景の構図—地理的素描—，地人書房，京都（1992），pp247～248.
- 2) 生活と環境—ジオグラフィック・アプローチ—，川合元彦，野口泰生，技術書院，東京（1994），pp39.
- 3) 柳哲雄：風景の構図，創風社，愛媛（1990），pp11～12.
- 4) 大井道夫：瀬戸内海の風景，瀬戸内海，7・8，37～40，1996.
- 5) 前掲1)，pp249.
- 6) 内田芳明：風景とは何か（構想力としての都市），朝日新聞，東京（1993），pp50.
- 7) 望月時雄，他：街の景観を考える，環境シリーズNo38，日本環境協会，東京（1986），pp3.
- 8) 長谷川成一：失われた景観（名所が語る江戸時代），吉川弘文館，東京（1996），pp12～23.
- 9) 愛媛新聞：平成9年版愛媛年鑑，（1996），pp342.
- 10) 愛媛新聞：愛媛県百科大事典，上巻，（1985），pp571.
- 11) 千葉徳爾：新・地名の研究，古今書院，東京（1994），pp17.
- 12) 近藤和吉：日本分県地図地名総覧，人文社，東京（1993）.
- 13) 広島県教育委員会：縮景園史，中本本店，広島（1996），pp5～10.
- 14) 前掲11)，pp3～4.