

重金属による環境汚染

新川 博

化学物質による環境汚染は、重金属の例にみられるように、岩石圏のみならず、水圏や気圏に及ぶものがある。世界の耳目を集めた水俣病とイタイタイ病は、重金属の水系汚染によりひき起こされた悲惨な公害病で、環境汚染物質としての重金属が食物連鎖によって、最終的に人体をむしばむという貴重な教訓を残した。水俣病は昭和20年代に、また、イタイタイ病は昭和10年代に発生していたが、当初はいずれも奇病として恐れられ、原因物質が明らかにされるまでは、かなりの年月を要した。

大気中の金属は巨視的にみれば、Clark 係数と近似的に浮遊して存在するが、汚染物質としての重金属が、人の健康に及ぼす影響は明らかではない。また、鉱山周辺の土壌では、主たる重金属のほか、数種類の従属的重金属によって汚染されるのが普通で、しばしば農作物に影響を与える。

環境における重金属が注目されてきたのは、比較的最近のことで、前述の公害病を契機として急速に重金属の分布、有害性等に関する調査、研究がとりあげられてきた。しかし、重金属と人体との関係は、労働衛生の分野で古くから研究されてきたが、環境汚染の重金属が生態系に及ぼす影響を及ぼすかは、十分に究明されていない。

このような問題を対処するため、わが国は水質汚濁防止法（昭和45年12月25日、法律第138号）、農用地の土壌汚染防止等に関する法律（昭和45年12月25日、法律第139号）等を制定し、公共用水域の水質と土壌には環境基準を、また、企業排水には排出基準をそれぞれ設定した。これらの基準の中で、重金属については水銀 (Hg)、alkyl-Hg、カドミウム (Cd)、鉛 (Pb)、砒素 (As)、クロム (Cr)、マンガン (Mn)、鉄 (Fe)、亜鉛 (Zn) および銅 (Cu) の10種類が規制の対象とされている。なお、大気汚染防止法（昭和43年6月10日、法律第90号）には、重金属の規制はない。

筆者は昭和40年代に入る頃から、環境における重金属汚染に関心を抱き、水、食品、土壌等に含有する重金属を分析してきた。この中で、水圏に入った重金属は、河川、湖沼等の自浄作用によって、最終的には水域の底土（底質といわれる）に蓄積されるだろうと考え、研究の対象を底質と水生生物にしばった。

そこで、山陰地方の公害で、最初にとりあげられた水質汚濁問題から手を広げ、水域別（1・2級河川、都市河川、湖沼、港湾、海域）の底質といくらかの水生生物を分析し、若干の考察を試みた。

底質の分析項目は強熱減量（有機質の1つの指標）、Hg, alkyl-Hg, Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Mn, As, 水生生物のそれはCd, Pb, Cu, Zn, Mnである。分析方法は衛生試験法注解⁽¹⁾に従った。試料数は底質が159、水生生物が29である。

山陰地方の環境

山陰地方は山紫水明の自然環境に恵まれた地域である。産業は一次産業が中心で、工業開発は立ち後れているため、工業先進県にみられるような広域の環境汚染は起こっていない。しかし、近年局地的な産業の発展と人口の都市進中化現象は、公共水域の大質汚濁問題をいくつか提起している。すなわち、停滞性水域の汚濁、一般河川や湖沼での魚類のへい死、都市河川の悪臭、赤潮の発生などである。

1つの水域が利水と同時に、排水の用に供されるという相反する性格を有する限り、水質汚濁に関する問題は、常に起こる可能性があり、山陰地方に限らず、これは全国的に共通する問題である。

水域別にみた底質の汚染

1・2級河川：山陰地方の河川は人為汚染が少ないので、他の地方に比して、底質中の重金属濃度が小さいという柴原ら⁽²⁾の報告がみられる。これは全国の主要河川の97について、河口付近の底質を分析した結果、山陰地方の河川はZnを除いて、強熱減量、重金属ともに平均値が他の地方に比して最も小さく、また、偏差も小さいので、人為汚染は少ないであろうという報告である。たしかに、指摘されるように、分析値はかなり小さい。しかし、筆者が表1に示したような対照値（これは汚染のない各河川上流から採取した

重金属による環境汚染

底質50試料の平均値)と比較すれば、図1に示した1・2級河川の平均値とひらきのあることが明らかである。柴原らは97河川の平均値をもって、それを自然状態(非汚染)の濃度としたが、重金属汚染を論じる場合、対照値はその地域で決定されるべきと考えられる。Clark 係数や Taylor ら⁽³⁾の提唱する数値が用いられる場合もあるが、筆者には、かなり高い値に思える。

表1. 底質中重金属の対照値

(Ig.loss)	Hg	Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	Mn	As
1.0	0.01	0.04	3.7	5.4	7.1	28	200	2.6

Ig.loss: 強熱減量 単位: Ig.lossは%, 重金属は $\mu\text{g/g(D.W.)}$

表2 水域別底質の重質金属有量 (平均値 \pm 標準偏差)

水 域	(Ig.loss)	Hg	Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	Mn	As
1・2級河川 (13)	17 \pm 1.3	0.03 \pm 0.03	0.07 \pm 0.08	6.6 \pm 6.1	7.6 \pm 5.6	9.6 \pm 6.9	41 \pm 27	201 \pm 75	3.2 \pm 2.5
都 市 河 川 (4)	5.4 \pm 3.8	0.66 \pm 0.65	0.61 \pm 0.42	57 \pm 28	34 \pm 29	130 \pm 107	323 \pm 243	311 \pm 168	7.5 \pm 4.6
湖 沼 (4)	9.9 \pm 4.1	0.17 \pm 0.14	0.29 \pm 0.17	27 \pm 17	19 \pm 7.0	28 \pm 16	101 \pm 56	669 \pm 415	9.4 \pm 4.2
港 湾 (3)	5.1 \pm 1.6	0.02 \pm 0.01	0.08 \pm 0.04	7.8 \pm 3.6	16 \pm 4.2	12 \pm 8.7	32 \pm 9.6	220 \pm 46	5.2 \pm 2.3
海 域 (日本海沿岸)	1.6 \pm 1.0	0.01 \pm 0.00	0.04 \pm 0.03	8.1 \pm 2.6	20 \pm 8.7	5.4 \pm 1.9	29 \pm 6.3	206 \pm 60	4.6 \pm 1.5

i) Ig.loss: 強熱減量 単位: Ig.lossは%, 重金属は $\mu\text{g/g(D.W.)}$

ii) 異常値を Grubbs の検定法により検定し、5%の危険で棄却して求めた平均値

有機質によって汚染された底質、つまり、都市下水や食料品工場の排水などが流入する地点の底質は、黒色で硫化水素臭を呈するシルト質が多い。このような底質は、強熱減量が大きく、重金属濃度も高い。これは有機排水中にも微量ながら含まれる重金属が底土に蓄積し、長い年月に吸着されたため

である。シルト質の底質は、粒子の表面積 (m^2/g) が非常に大きく、重金属の吸着も強いと考えられる。このことについて、Crecelius⁽⁴⁾らと Oliver⁽⁵⁾が米国のいくつかの河口の試料について、底質の粒子が小さい程 (表面積が大) Hg や Cu の吸着が強いことを指摘しているのは、筆者の結果と一致している。

都市河川: 下水道の整備されていない都市にとって、その中心部を貫流する河川は、下水道の役割を果たす。このような河川は、夏季、悪臭さえ放つので、上流から大量の河川水を放流したり、鯉を放流するなど、自治体や市民の浄化キャンペーンが行われる。下水道普及率の低いわが国では、こんな河川が多い。しかし、下水道がかなり普及した大都市にあっても、都市河川の汚濁が進行したものも多い。東京都の隅田川の汚濁は著名であり (最近はかなり浄化された)、藤井ら⁽⁶⁾が報告した横浜市内の河川も同様である。これらの河川の底質の重金属は、表2に示した河川のそれと大きな相違のない測定値が得られている。地方の都市河川にあっても、その汚濁は深刻な問題である。

底質中の Hg がメチル化することは、よく知られている。一般に5%の Hg を含むヘドロで、メチル Hg に変化するのは1%以下といわれるから、都市河川の底質に検出されることは、多くはないと思われるが、微量の無機 Hg がメチル化することもあり、その生成のメカニズムは複雑である。

湖沼: 湖沼は河川と異なり、閉塞性であるから、有機質を含む汚水が流入すれば、富栄養化現象が起り、大量のプランクトンが発生する。プランクトンの死がい湖底に沈着し、さらに栄養源となるというサイクルを繰り返すから、底質は有機質に富み、強熱減量が大きくなる。微量の P (リン) の流入が、このような現象に一層拍車をかける。

山陰地方の湖沼に限らず、全国の湖沼のほとんどがこのパターンを示している。山陰地方の東部にある一湖沼は、周囲に多くの温泉旅館を抱え、多量の汚水を受け入れているが、毎年、“水の華”現象が起り、大量の水産資源が被害を受けている。現在、自治体が流域下水道を計画し、工事が進行中である。

重金属汚染は、都市河川に次いで大きい。さらに、底質を層別に分析する

と、0～10cmの層に含有量が多く、その下層10～20cmのそれと比較すると、1～1.5倍の値を示している。筆者は分析しなかったが、Crockert⁽⁷⁾はCanadaのKelley湖の底質表層に白金(Pt)、パラジウム(Pd)、金(Au)、イリジウム(Ir)などの特殊な貴金属を検出している。これは湖沼の汚染が、文明社会と関係のないことではないということを指摘した報告で、徐々に進行する環境汚染を追究したものとして注目される。Pbの増加が自動車と密接に関係していることは、既に知られている。

港湾：船舶の停泊によって、また、港湾施設からの排水によって、港湾の底質は汚染されやすい。全国の港湾56箇所について調査した資料⁽⁸⁾によると、尼崎港、酒田港、水俣港、姫路港などで極めて大量のCd、Pb、As、Crが検出されている。港湾は外海とのつながりがあるため、海洋の浄化作用が期待されそうだが、潮流の小さいところでは、排水の汚濁成分がよく沈着する。

山陰地方の港湾の底質は、汚染度が小さく、重金属濃度も1・2級河川のそれと比較しても大きな相違がない。港湾はしばしば、底土の浚せつが行われることもあって、比較的清浄な底が保持されている。

海域：日本海沿岸の水質は、非常に清浄である。1日にパルプ工場の排水が100,000m³、温泉地の都市下水が5,000m³流入する湾があるが、有機性汚泥を堆積することなく、大きな浄化能力に支えられている。従って、底質の重金属は、対照値とほぼ同量である。

海域の底質に関する報告は、試料採取が困難なこともあって、多くはない。村上⁽⁹⁾は工場排水などの影響を受けていない瀬戸内海の底質50試料について、重金属間の比をとることによって試料相互の類似性を調べ、類似性の高いものを代表試料群とし、その平均値を対照値としたが、筆者の成績よりかなり高い値を報告している。これは代表試料群といえども、強熱減量が10%以上もあるため、内海の底質は日本海のそれより、かなり汚染度が高いことがうかがえる。内海は特殊な水域で排水量も多く、例年のように赤潮の発生がみられる。しかし、潮流の激しい八代海や有明海では、蓄積していた底質の重金属が、年々減少するという現象のみられる水域もある。

以上は水域別にみた底質の重金属による汚染状況であるが、全般的にその

重金属による環境汚染

量が最も多い水域は都市海川で、次いで湖沼、港湾、1・2級河川、海域の順となる。

重金属別含有量

全水域の底質について、重金属別にその含有量を半対数グラフに示したのが図1である。

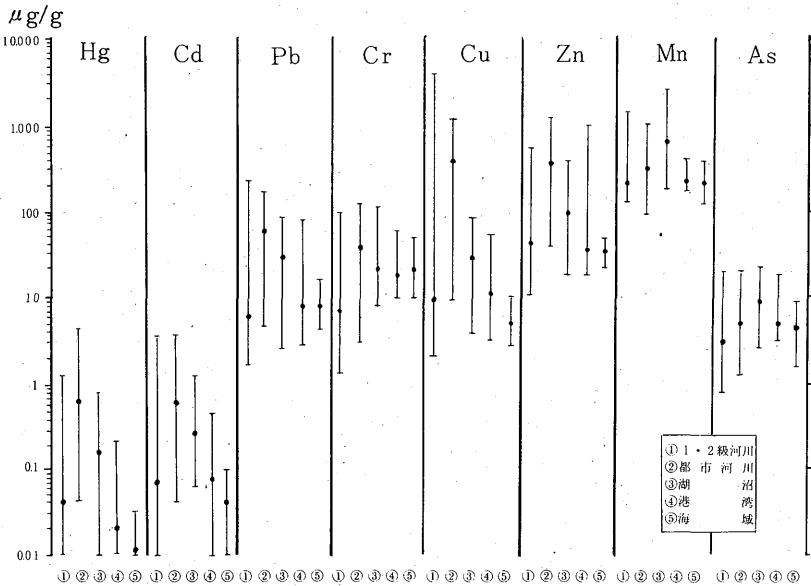


図1 水域別底質の重金属分布 —●— 平均値

alkyl-Hg は図示していないが、調査対象とした水域の底質からは全く認められない。環境庁⁽⁸⁾が1973年度に、全国の332河川、155港湾、148海域について、5,186地点を調査した結果によると、alkyl-Hg は河川に4.3%、港湾に1.8%が検出されている。測定量は0.01~0.1 μg/g で、利根川、大和川、多摩川、室蘭港、千葉港、坂出港などである。水俣病の原因となった alkyl-Hg は、methyl-Hg である。Hg のメチル化は、Faassen⁽⁴⁰⁾の報告のように、

河川のヘドロ中に5~30 $\mu\text{g/g}$ の量でも進行しないとされるが、in vitroで、地中海汚泥を塩化第2水銀(昇汞)添加培地で培養し、簡単に methyl-Hg⁽¹⁾を認めたとする Berdicevsky の報告もみられる。また、田中ら⁽²⁾は自然環境が一旦 Hg によって汚染されると、メチル化の可能性は常に存在するという。いずれにしても、山陰地方の公共水域の底質から、methyl-Hg が検出されないということは、未汚染地域の1つの証左とみることができよう。

Hg：海域、港湾の底質には少なく、都市河川、湖沼の底質に多く認められる。前述の環境庁の調査結果によると、5,186地点の底質中、暫定除去基準(水質汚濁防止法に基づき、底質中に一定量以上の Hg を含有する場合の除去基準)の25 $\mu\text{g/g}$ を超えた水域は、16河川と9港湾の120地点(2.3%)である。いずれも前述のような水域で、人口密集地と臨海工業地帯が多い。濃度別にみると、25~20 $\mu\text{g/g}$ が113地点(2.2%)、20~10 $\mu\text{g/g}$ が145地点(2.8%)、10~5 $\mu\text{g/g}$ が189地点(3.6%)、5~1 $\mu\text{g/g}$ が812地点(15.7%)、1 $\mu\text{g/g}$ 以下が3,927地点(75.7%)である。環境庁は非汚染水域の底質を0.2 $\mu\text{g/g}$ 以下としているので、山陰地方の水域の底質では、1・2級河川の5地点、都市河川のほぼ全地点(19地点)、湖沼の15地点、計39地点が Hg の汚染水域ということになり、測定地点の25%に相当する。暫定除去基準以上の地点はない。

環境における Hg が問題となったのは、水俣病と阿賀野川流域の第二水俣病の原因物質が解明されてからである。その後、無機水銀の食物連鎖の中でのメチル化に多くの研究者が関心を持ち、methyl-Hg の生成を明らかにした。このような報告のなかで、魚食の危険性を警告したものもある。

Hg はその特殊な毒性から、Hg を使用した医薬品や工業製品の製造を中止したり、あるいは製造方法の転換を行うなどして、人体への影響、自然環境への蓄積が警戒されている。

Cd：Hg と同様に都市河川と湖沼の底質に多い。調査対象とした2級河川の中に、銅鉱山(硫酸銅を含む鉱水をイオン交換によって銅を回収)の鉱水が流入するものがあるが、この鉱水には Cu とともに Cd、Pb、Mn など多く、その河川は完全に死の河川となっている。従って、流域の土壌も汚染され、農作物の成育が阻害されている。

神通川流域の住民の間に起こったイタイイタイ病が、Cd を主因とする慢性中毒症と認められてから、自然環境における Cd は Hg と相前後して、調

査研究の対象となった。CdはZnの精錬の際、副産物として生産されるため、亜鉛鉱山周辺の河川や土壤に多い。

Pb：やはり都市河川の底質に多く、他の水域の数倍～10倍である。

近年、Pbによる環境汚染は、工業の発展と無縁ではないといわれるのは、Wissemannら⁽¹³⁾がWashington州のTacomaの淡水湖の湖岸の底質中に、3,000 $\mu\text{g/g}$ のPbを検出したことによっても証明される。とくに、自動車産業の発展を見逃すことはできない。このことは、わが国においても、道路周辺の土壤にPb含量の多いことからもうなずける。

Cr：都市河川の底質に多く、1・2級河川の底質には少ない。ある1級河川の上流（中国山地）に、わが国有数のクロム鉱山が存在するが、その周辺一帯はクロム鉱床と考えられ、その河川の底質にも著量のCrが検出される。

Crはメッキ工場の排水が流入する水域の底質に多いのは、諏訪湖や大阪湾の調査によって明らかである。地方の中小都市に、小規模のメッキ工場が散在する場合が多い。しばしば、不完全処理の排水が河川に流入し、魚類に被害を与える例が多く、このような場合、鰓からCrが検出されることがある。

Cu：1・2級河川や海域の底質には少ないが、やはり都市河川の底質に多い。Cdの項で述べたある2級河川には、硫酸銅を含む鉱水が流入するため、異常に高い値のCuが検出される。

わが国では明治の初期から、硫酸銅や硫酸鉄を含む酸性の鉱水によって、水質汚染を起こした河川が多く、その流域で公害問題が発生した。渡良瀬川、米代川はその影響を受けた代表的河川である。影響汚染物質として、鉱山周辺の土壤を汚染するCuは、現在では特定有害物質に指定されている。125 $\mu\text{g/g}$ 以上のCuを含む水田土壤が、汚染対策地域として規制を受けるが、底質についての規制基準はない。

Zn：都市河川と湖沼の底質にとくに多い。都市河川の3地点では、1,000 $\mu\text{g/g}$ 以上のZnが測定されているが、蓄積の要因は明らかではない。恐らく、Znを用いた多くの加工品、大気中浮遊じんのZn（都市域ではFeについて多い）などが、一般下水中のZnとともに蓄積されるものと思われる。

Znによる影響汚染は、亜鉛製錬所の周辺によくみられる。全国的には安中、神岡、細倉などが著名で、これらの地域の水田土壤中のZnは、非汚染

地域の数倍といわれる。対馬の佐須川では、亜鉛製錬所に近い地点の底質には600~4,100 $\mu\text{g/g}$ のZnが認められているが、全国的にみて、きわめて高い値である。

Mn：湖沼の底質に多く、次いで都市河川、港湾に多い。MnはClark係数が大きく、地殻中の分布が広い。従って、測定対象とした重金属の中で、絶対量が最も大である。前述の銅鉱山の鉱水の流入する2級河川の底質には、CuとMnが比例的に蓄積されている。

一般的に河口では、有機質が堆積しやすい。Cooperら⁽¹⁴⁾はNorthumberlandのBlyth河口に、2,000 μg 以上のMnが蓄積していると報告し、また、Tayler⁽³⁾は非汚染の河口の底質でも、Mnは多いと報告している。筆者の測定結果でも、このような傾向がみられるが、河口では、上流からの土砂、その他有機性微粒子が海水イオンとの間に、凝集反応を起こす特殊な水域のためであろう。

都市河川より湖沼の底質にMnが多いのは、Mnを濃縮したプランクトンの死がいの堆積によるものと思われる。筆者の調査した湖沼は、周辺に企業の何ものも存在しない。印旛沼の底質の状況に酷似している。

As：絶対量が大きくない。比較的多いのが、湖沼と都市河川の底質である。全国的にこのような傾向がみられる。筆者の測定値は、ある1級河川の河口部の底質で、18 $\mu\text{g/g}$ が最高値である。

しかし、土呂久鉱山周辺の鉱害事例が示すように、土呂久川の底質には、66,900 $\mu\text{g/g}$ という異常な値が測定されている。また、同様に笹ヶ谷鉱山でも、江戸時代から公害問題が起き、笹ヶ谷川の底質には、18,000 $\mu\text{g/g}$ のAsが認められている。両鉱山とも、現在は閉鉱中だが、環境汚染はなお、完全な終末を迎えていない。

強熱減量と重金属間の相関

底質の強熱減量を有機物の指標としてみると、強熱減量と重金属との間に、高い相関がみられる。このような相関性を論じた報告は多く、Cooperら⁽¹⁴⁾は底質中の重金属が、有機物と結合していることを明らかにし、また、Ramamoorthyら⁽¹⁵⁾は底質の粒径と強熱減量および重金属との間に、それぞれ負の相関があるおとを指摘している。粒径は細砂~シルト~粘土の順に

小さくなるから、筆者が測定した1・2級河川、都市河川、湖沼の底質で、シルト質の黒色があったものに、強熱減量、重金属ともに高い値を示している。とくに、都市河川の底質に、この傾向が顕著である。また、Hg—Zn、Cd—Pb、Cd—Crのように、重金属相互間にも高い相関を示したものが多し。都市河川の水質汚濁が底質を悪化させ、同時に多くの重金属を蓄積するという事は、環境汚染の典型とみることができる。

底質中重金属の再溶出

底質に蓄積した重金属は、再び水中に溶出する可能性が考えられ、1級河川の河口と湖沼の底質試料を用いて、それを実験的に証明することができた。12試料中5試料の底質から、Cd、Pb、Asが溶出し、0.02~0.91の溶出率を示している。

底質中の重金属は、その水質で安定しているものであるが、波浪による底質のかくはん、塩類濃度、pH、溶存酸素量などの水質変化により、再び水中に溶出移行するものと考えられる。Huang⁽¹⁶⁾は河川の底質について、pH、水温、微生物などのparameterを測定して溶出実験を行った結果、溶出の因子はとくに、pHに依存すると報告しているが、一般的に考えられる因子である。

水生生物と重金属

底質に生息する水生動物の中で、水生昆虫の重金属に関する報告は少ない。Nehling⁽¹⁷⁾はカゲロウとカワゲラがPb、Zn、Cuなどを含む水から、それらの重金属を濃縮することを明らかにしている。また、Stenner⁽¹⁸⁾は貝類が銅鉱床地帯の河口では、多量のCuやZnを含み、河口を離れると、それらの含有量が減少すると報告している。このように、水生生物が水中の重金属を濃縮する場合の、いわゆる濃縮係数は $10^3 \sim 10^4$ といわれるから、ppb単位の重金属でも生体内に吸収されることがわかる。

筆者は水生昆虫としてヘビトンボを選定、生体内のCu、Zn、Mnの含有量を測定したが、いずれも底質の重金属量に対応した値を示していることがわかった。とくに、Mnに顕著な差が、試料採取地点間に見られた。

一方、魚類の重金属に関する報告は非常に多い。とくに、魚介によるHgの濃縮は、広く研究されている。

筆者はフナの部位別に、Cd、Pb、Cu、Zn、Mnを測定した。魚体の成長度は、体長が19~24cmとやや不揃いとなったが、明らかに、水域の水質汚濁を反映していた。Cdは骨に多く、その1/2以下の量が内臓に、次いで肉の部分となっている。Pbも骨に多い。Cuは内臓に最も多く、骨はその1/2量以下である。Znは内臓と骨に、ほぼ同量が含まれている。Mnは骨に多い。ある1級河川の河口から捕獲したものに、異常に高い値(250 µg/g)を認めたと、その原因は明らかではない。この魚体は奇形を呈していた。

全般的に、各重金属の測定値には、大きなばらつきが目立つ。フナも水質汚濁を反映する Monitor とみれば、そのばらつきは理解される。

生体と重金属

環境を汚染する重金属は、何らかの形で生体に蓄積されてゆく。このような金属は、ここ10数年に、機器による分析法が著しく発達し、従来、検出困難であったものが容易に測定されるようになった。

生体中にはその構成々分として、主要元素 major elements と準主要元素 minor elements のほかに、微量元素 minore elements が存在することはよく知られている。何をもって微量元素というかは、厳密に定義することはできないが、ppm単位(ときにはppb単位)で生体の各組織、器官に分布している。この微量元素の大部は、金属元素(それも重金属)であるから、微量金属 trace metals と呼ばれることもあり、栄養学上の mineral の範ちゅうに入る。

微量元素の中で、Fe、Cu、Znなどは栄養学的には必須微量元素 essential trace elements といわれ、このほかヨード(I)、Mn、コバルト(Co)、モリブデン(Mo)、セレン(Se)、Crがあり、さらにスズ(Sn)、ニッケル(Ni)、ケイ素(Si)、フッ素(F)、ヴァナジウム(V)などが、生理機能に有利に作用していることが明らかにされ、最近、追加された。そして、possibly essentialなものとしてアルミニウム(Al)、ホウ素(B)、臭素(Br)、バリウム(Ba)、ストロンチウム(Sr)、As、Cdが目ざされているので、これらの元素はやがて、その作用が明らかにされるであろう。このようにしてみると、従来、有害(もしくは生体に不必要)とされた重金属が有用なものとして見直され、新しい知見が得られることは、まことに興味深い。現在では、上記以外の元素が nonessential であって、Pb、Hg、チタン(Ti)、

ルビジウム (Rb)、ゲルマニウム (Ge)、アンチモン (Sb)、銀 (Ag)、金 (Au)、ガリウム (Ga)、ビスマス (Bi) など、その種類はすこぶる多い。

微量金属の臨床的所見⁽¹⁹⁾は、数多く報告されている。Fe、Cu、Znのみを見ても、多くの疾病の診談、治療にかかわっている。疾病でない妊娠さえ、妊婦の血清中のCuは2倍ていどに上り、Znが下がるといふ現象がみられるほか、細菌やウイルスに感染すると、血清中のFeとZnが早急に低下し、Cuが上昇することは以前から知られている。最近の研究では、とくに悪性腫瘍と重金属との関係が、SeやGaを中心として研究されだした。土壌と農作物にSeの少ない地域に、ガンによる死亡率の高い報告は、1つのヒントを与えている。

筆者の所属する鳥取大学の石沢研究室では、山陰地方における食品（おもに水産物）と鉱山地帯の土壌などの重金属の分布を明らかにしたほか、Cd、Agなどの有害重金属の毒性、及び重金属相互の作用を動物実験で、また、培養細胞で研究し、優れた業績を残している。とくに、KB細胞（ヒトの口腔ガンに由来する細胞）を使用する重金属の毒性の強さと、重金属同志の相互作用で antagonistic なもの、synergic なものを明らかにした実験は、注目されている。この中で、CdとCuとがきわめて毒性を増強するという特徴的な結果が得られている^(20, 21)。

しかし、なおかつ、微量金属の生体での作用は、Fe、Cu、Znのように歴史的に古くから知られた essential なものを含めて、未知の部分が多く残されている。

結語

非汚染地域といわれる山陰地方の公共水域を水域別に分類し、それぞれの底質の重金属を把握したことは、将来、工業生産による高度の底質汚染が環境問題を提起すると予想されるだけに、基礎資料として有用と思うが、このような地域にあっても、現在、都市河川と湖沼の底質において、有機物と重金属による大きな汚染が進行していることは、底質の除去基準の設定、あるいは公衆衛生的な環境整備促進の必要性が痛感される。

筆者がとりあげた問題は、重金属による環境汚染の一面に過ぎないかも知れない。しかし、汚染水域における水生生物への重金属の蓄積は、プランクトン、水生昆虫に始まる食物連鎖 food chain と示唆するものであり、重要

な汚染指標とみることができる。現在、公共水域の環境保全が、水質の環境基準と排水の排出基準の維持によって支えられているが、視野に入りにくい底質にも、目を注ぐ必要がある。

一方、飲料水、食品、土壌、大気を含め、自然環境中の重金属の人体への影響は、今後、環境中毒学のような分野で研究されると思う。それにしても、生体における微量金属の作用は、これまでに明らかにされたものを見ただけでも、微妙にして複雑であり、多岐である。その研究分野に足を踏みこめば、泥沼に入るようなことになるかも知れないが、非常に興味深いテーマである。

(注)

- (1) 日本薬学会：衛生試験法注解 pp. 933—979, 金原出版, 東京, 1980.
- (2) 柴原真理子, 山崎理恵子, 西田和夫, 鈴木潤三, 鈴木静夫, 西川英郎, 多田 史：全国主要河川の河口附近底質土の重金属分布. 衛生化学21, 173—182, 1976.
- (3) Tayler S. R. : Abundance of chemical element in the continental crust. Geochim. Cosmochim. 28, 1273—1286, 1964.
- (4) Crecelius E. A., Botner M. A. and Carpenter R. : Geochemistry of arsenic, antimony, mercury and related elements in sediments of Puget Sound. Environm. Sci. Technol. 9, 325—333, 1975.
- (5) Oliver B. G. : Heavy metals levels of Ottawa and Rideau river Sediments. Environm. Sci. Technol. 7, 135—137, 1978.
- (6) 藤井菊重、新井久雄、山本親男、沢野俊彦： 横浜市内河川底質並びに海底土の重金属分布. 横浜市衛生研究所報 15, 69—75, 1975.
- (7) Crockert J. H. and Terut A. Y. : Platinum, gold and iridium content of Kelley lake bottom sediments. Canad. Mineral. 14, 58—61, 1976.
- (8) 環境庁水質保全局：全国環境（水質・底質）調査結果の概要、pp. 33—35, 環境庁、東京、1974。

- (9) 村上 剛、貴田晶子、中井美代子、松永昭二：底質中重金属元素に関する研究. 衛生化学 21, 274—281, 1975.
- (10) Faassen H. G. :Methylation of mercury compounds in soil, sediments and sewage sludge samples. Plant Soil 44, 505—509, 1976.
- (11) Berdicevsky I. and Shoyerman H. : Formation of methyl mercury in the marine sediment under in vitro condition. Int. J. biomed. Ecol. 20, 334—355, 1979.
- (12) 田中克彦、深谷勝彦：大便浸出液による無機水銀のメチル化. 衛生化学 2, 50—55, 1972.
- (13) Wisseman R. M. and Cook S. T. : Metal accumulation in the sediments of a Washington lake. Bull. environm. Contam. Toxicol. 18, 77, 1977.
- (14) Cooper B. S. and Harris R. C. : Heavy Metals in organic phases of river and estuarine sediment. Mar. Pollut. Bull. 5, 24—26, 1974.
- (15) Ramamoorthy S. and Rust B. R: Heavy metal exchange process in sediment-water system. Environm. Geol. 2, 165—172, 1978.
- (16) Huang T. C. : Pollution potential of aquatic sediments. P B Rep. p. 96, 1976.
- (17) Nehling R. B. : Heavy metals in aquatic insect, *enhemerella grandis*, Pteronacyo California. Bull. environm. Contam. Toxicol. 15, 147—154, 1976.
- (18) Stenner R. D. and Nickless G. : Heavy metals in organism of the Atlantic coast of Southwestern Spain and Portugal. Mar. Pollut. Bull. 6, 89—92, 1975.
- (19) 石沢正一：微量金属とその臨床的意義. 臨床病理 1, 37—43, 1976.
- (20) 石沢正一、能熊隆之、杉山恭子：培養細胞に対する重金属の毒性. 日本衛生学雑誌 26, 33, 1971.
- (21) 石沢正一、杉山恭子：培養細胞による重金属複合汚染の研究. 日本公衆衛生学雑誌 20, 476, 1973.