

湖沼における重金属の循環に関する研究

— (1) 水生生物中の重金属濃度 —

平林公男¹⁾・那須裕¹⁾・河野行雄²⁾

1) 信州大学医学部公衆衛生学教室

2) 長野県衛生公害研究所

A Study on Metal Circulation in Lakes

— (1) Accumulation of Heavy Metals in Aquatic Organisms —

Kimio HIRABAYASHI¹⁾, Yutaka NASU¹⁾ & Yukio KOHNO²⁾

1) *Department of Public Health, Shinshu University School of Medicine*

2) *Nagano Research Institute for Health and Pollution, Nagano*

Key words: 諏訪湖, 水生生物, 食物連鎖, 重金属汚染

1. はじめに

重金属による水汚染の問題のひとつは、低濃度汚染であっても、長期間暴露により生体に濃縮・蓄積されて、慢性障害を引き起こす可能性があること、さらに、食物連鎖を通じての濃縮・蓄積による生態系の改変につながる可能性があることである¹⁾²⁾。水域での重金属循環メカニズムは未だ解明されていない部分が多いが、付着藻類³⁾⁴⁾⁵⁾、貝類⁶⁾⁷⁾、水生昆虫⁸⁾⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾¹²⁾等の水生生物の含有金属濃度を調べることにより生息水域の重金属汚染を指標する試みは広く行われている。

諏訪湖においては、富栄養化進行の陰になってはいるものの、周囲の化学工場からの排水や農薬等の流入による重金属汚染が懸念されており、特に底泥に蓄積した重金属の再溶出による生態系汚染の可能性もある。諏訪湖における重金属汚染の研究は、汚染の実態把握や原因追求を目的とした報告¹³⁾¹⁴⁾、更に、湖沼学的観点から堆積物中の重金属に関する垂直的・水平的な分布を明らかにした研究¹⁵⁾¹⁶⁾等があり、これらの研究を通じて諏訪湖の水中・底泥中重金属の概要は把握されている。しかし、その生物相への循環に関する検討は未だ十分にはされていない点が多い。

本研究は、湖内に流入し底泥に堆積した重金属類が湖内生態系の食物連鎖に乗ってどの様に受け渡されて

いくのかという「湖内における各種重金属循環のメカニズム」を明らかにすることを目的としており、本報告は、その第一の段階として底生動物（とりわけ諏訪湖で現存量の多いユスリカ類と水生貧毛類）並びに、水生植物の体内重金属蓄積濃度の比較検討を試みた。

2. 方法

1986年6月に予備調査を行い、1988年8月に本調査を行った。

1) 試料の採集方法 (図1)

底生動物の採集地点は図1に示す10地点で、Ekman-Birge 採泥器によって一地点三回の採泥を行い、NGG44のサーバーネットでふるい試料とした。また、ユスリカ類の成虫は、吸虫管を用いて休止している個体を捕虫し試料とした。

一方、水生植物は、図1の*印 (St. 1, 4, 10) で採集した。採集は、いかり等を用いて根元から丁寧に採取した。

2) 試料の分析方法 (図2)

1. 採集した試料は種類ごとに分別し、底生動物は一昼夜汲み置き水に入れて消化管内容物を吐き出させた。また、水生植物は付着をきれいに取

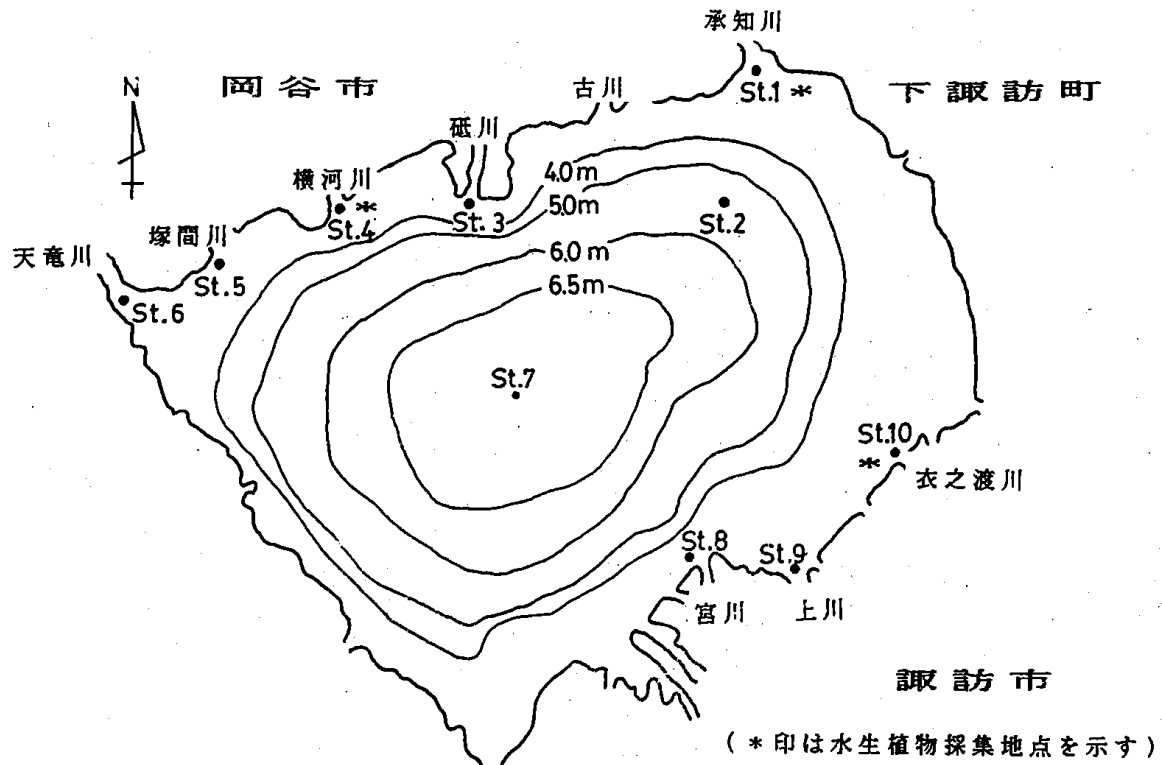


図1 調査・採集地点

1. 試料を枝・葉・茎の各部分に分けた。
2. 試料を試験管に入れ濃硝酸を適宜添加して分解・灰化した。
3. 蒸留水で適宜希釈（試料の重さの10~100倍）して、原子吸光分光光度計 Perkin-Elmer 4000（フレイム型）で重金属濃度を測定した。

3. 結果

各地点毎の環境要因、並びに捕獲・採集された生物相のリストを表1に示した。

1) 調査地点の環境要因（水深・底泥温・底質）

水深： 沿岸域では、St. 9が最も浅く0.49m、St. 8が最も深く4.10mであり、水深の幅が大きかった。

泥温： 豊富な水量を持つ砥川河口のSt. 3は、17.3℃と最も低く、衣之渡川河口のSt. 10は、24.4℃と10地点中最も高かった。

底質： St. 2, 7を除いて概して砂質の地点や植物遺骸の堆積している地点が多く、St. 5においては、小石や礫も目立った。

2) 捕獲・採集された生物

今回の調査では、St. 1, 4, 10で水生植物が採集され、3地点でヒシ (*Trapa japonica*) が、また、St. 4でエビモ (*Potamogeton crispus*)、ササバモ (*P. malaiianus*) が採集できた。

一方、底生動物は、貝類としてタニシ科 (*Viviparidae*)、イシガイ科 (*Unionidae*)、カワナ科 (*Pleuroceridae*)、ドブシジミ科 (*Sphaeriidae*) がSt. 1, 4, 8, 10で採集されたほか、ユスリカ類では、オオユスリカの4齢幼虫 (*Chironomus plumosus*) がSt. 3, 8, 9, 10を除く各地点で、また、グリプトユスリ

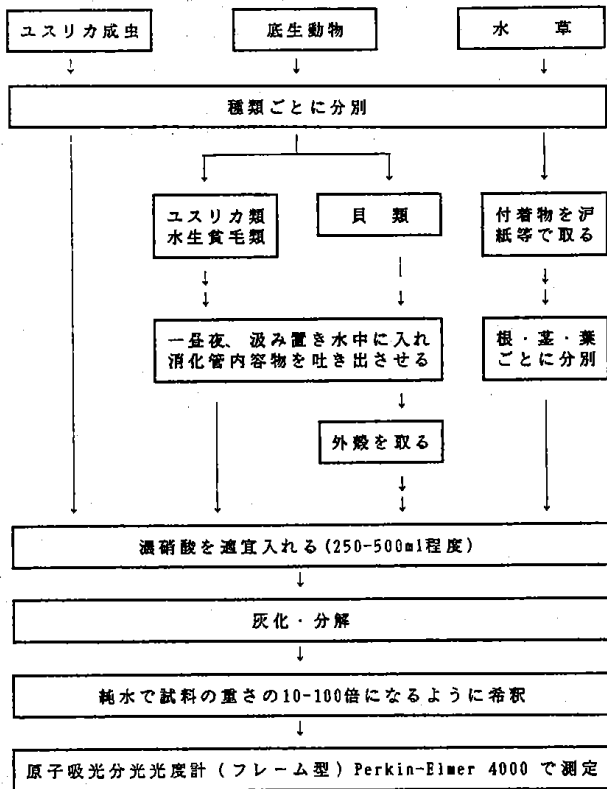


図2 試料の分析方法

諏訪湖水生生物中の生体内重金属濃度の測定

カ (*Glyptotendipes* sp.) の4 齡幼虫が St. 5, 7, 8, 9 で捕獲され、その多くは *Branchiura sowerbyi* であつた。
を除く各地点で捕獲された。水生貧毛類は全調査地点

表1 各地点の環境要因 並びに捕獲・採集された生物相のリスト

地点 (No.)	水深 (m)	泥温 (°C)	底質状況	水草類	貝類	貧毛類	オオユスリカ	グリプトユスリカ
St. 1	1.86	23.8	砂地, 植物遺骸	ヒシ	○	○	○	○
2	3.95	23.0	泥質	-	-	○	○	○
3	0.82	17.3	砂地	-	-	○	-	○
4	2.19	20.1	砂地, 植物遺骸	エビモ, ヒシ, ササハモ	○	○	○	○
5	1.46	21.4	砂地 (小石, 礫)	-	-	○	○	-
6	2.38	24.1	砂地と泥質	-	-	○	○	○
7	6.00	22.0	泥質	-	-	○	○	-
8	4.10	22.0	植物遺骸	-	○	○	-	-
9	0.49	18.3	砂地	-	-	○	-	-
10	1.56	24.4	砂地, 植物遺骸	ヒシ	○	○	-	○

○は捕獲されたことを示し、-は捕獲されなかったことを示す。

1988年8月20日

3) 生物種間における比較

図3に St. 4における Cu, Fe, Zn, Mn, Mg, Cd の各重金属類の生体内濃度を各生物における湿重量当たりの濃度で示した。水生生物に最も高濃度に含まれていたのは、Fe, Mg であり、ついで Mn, Zn, Cu の順で、Cd は、ほとんど検出されなかった。生物間で比較すると、ユスリカ類、水生貧毛類は他の生物に比べ高濃度に Fe が認められ、特に水生貧毛類は604 ppm と高い値を示した。Mn は、Fe とは逆の傾向を示した。即ち、植物・貝類 (タニシ科、ドブシジミ科を除く) は、50-150 ppm の濃度であるのに対し、ユスリカ類、水生貧毛類は10 ppm 以下と少なかった。Mg はどの生物においても100-700 ppm の範囲で多量に検出され、貝類では特にバラツキが大きかった。Zn はわずかではあるがどの生物からも検出され、Cu は貝類 (イシガイ科を除く) で相対的に多く認められた。

4) 同一種の水平分布の比較

底生動物 (ユスリカ2種と水生貧毛類) に注目して、地点間の生物体内重金属濃度の違いを検討した。

1. 水生貧毛類

水生貧毛類の生体内重金属濃度の水平分布を図4に示した。Cu, Mg は地点間でそれほど大きな差違が見られないが、Zn は、St. 9あるいは St. 4 で高い値を示した。また、Mn は St. 6 で、Fe は St. 6 または St. 8 で各々高い値を示した。

2. オオユスリカ (*Chironomus plumosus*) 4 齡幼虫
オオユスリカの4 齡幼虫について図5に示した。なお、10地点中砥川河口の St. 10、並びに南部の3地点 (St. 8, 9, 10) ではオオユスリカ幼虫が捕獲されなかったため図示していない。Cu, Mg, Zn は、地点間で差が大きくないが、Mn は沖帯の St. 2, 7 で顕著に高く、Fe は St. 1 または St. 5 で高い値を示した。

3. グリプトユスリカ (*Glyptotendipes* sp.) 4 齡幼虫
グリプトユスリカの4 齡幼虫について図6に示した。オオユスリカの4 齡幼虫同様、St. 5, 7, 8, 9 については、捕獲されなかったため示していない。Mn は St. 1 で、Zn は St. 3 で各々高い値を示した。

4. 水生植物 (ヒシ: *Trapa japonica*)

植物は動物に比べ移動範囲が小さく、水域の重金属汚染のモニターとして利用できる可能性は大きい。ここでは、ヒシを取りあげ水生植物について地点間の違いを検討した。

St. 1, 4, 10 のヒシ生体内重金属濃度を、根・茎・葉の組織ごとに表2に示した。まず、各々の地点で比較すると、St. 1 で Mg が高い値を示したが、Mn, Cu, Zn は逆に低い値を示した。St. 4 では Mn, Fe が他の地点と比べ有意に高い傾向を示した。St. 10 では Fe, Mg が相対的に少なかった。

また、同一地点でも植物体の組織部分により各種重金属濃度が大きく異なり、根が最も濃度が高く、ついで葉・茎の順となった。

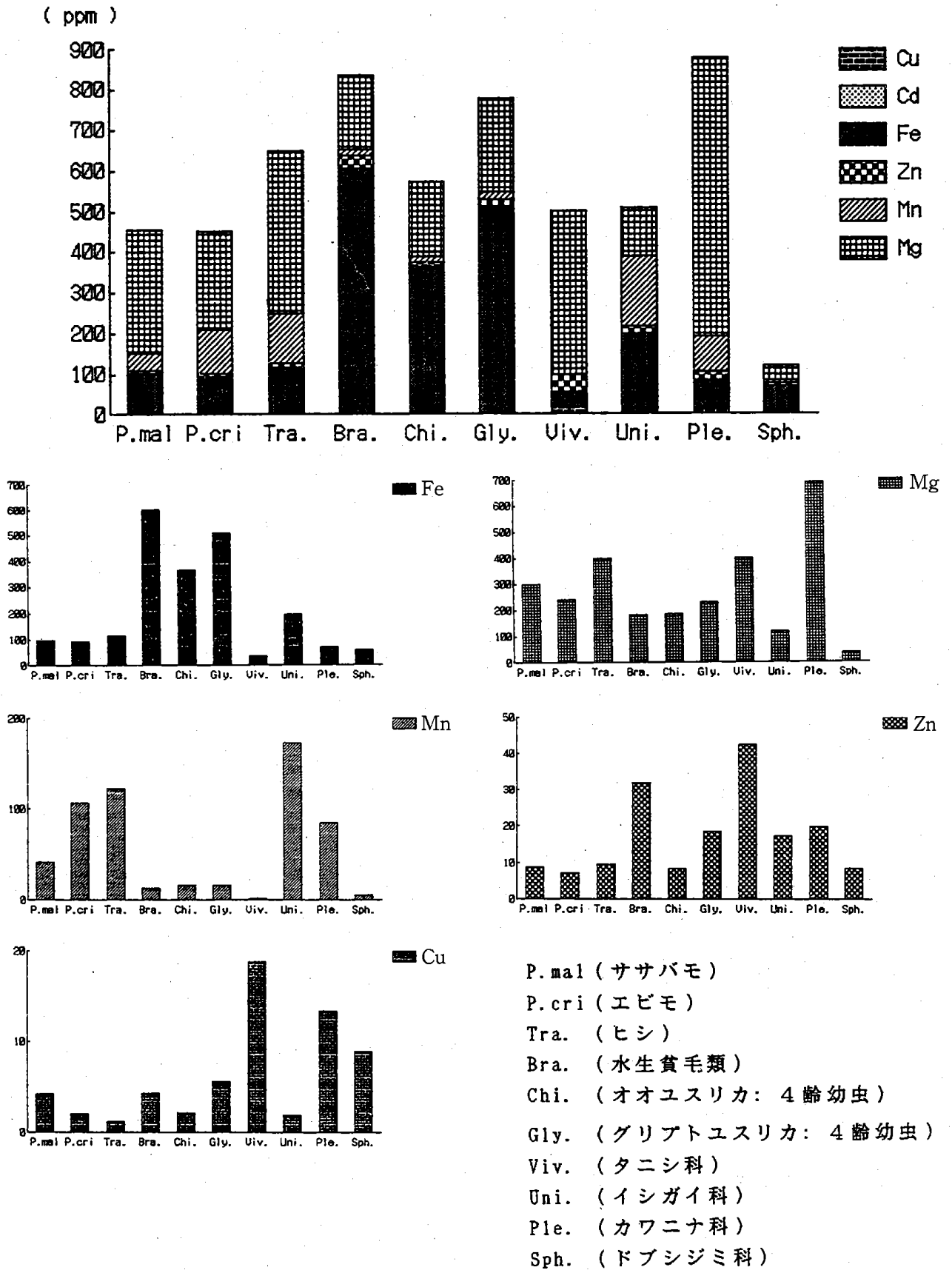


図3 生物種間における生体内重金属濃度の比較

諏訪湖水生生物中の生体内重金属濃度の測定

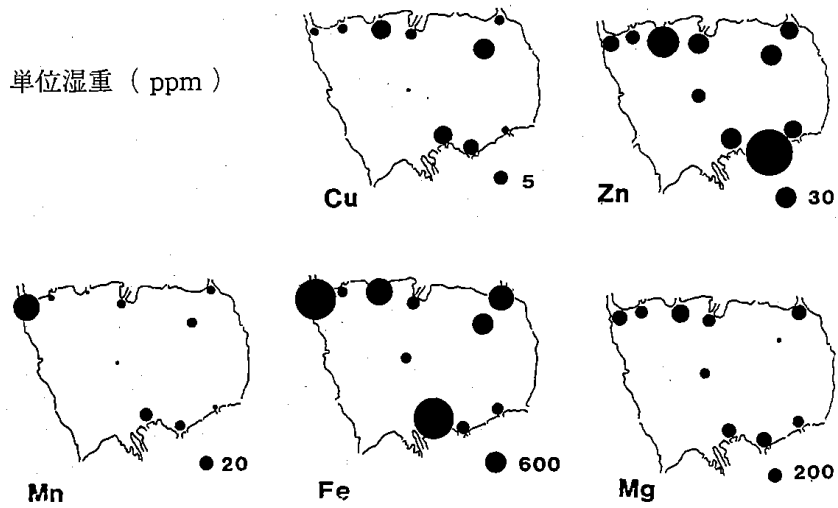


図4 各地点における水生貧毛類の生体内重金属濃度の比較

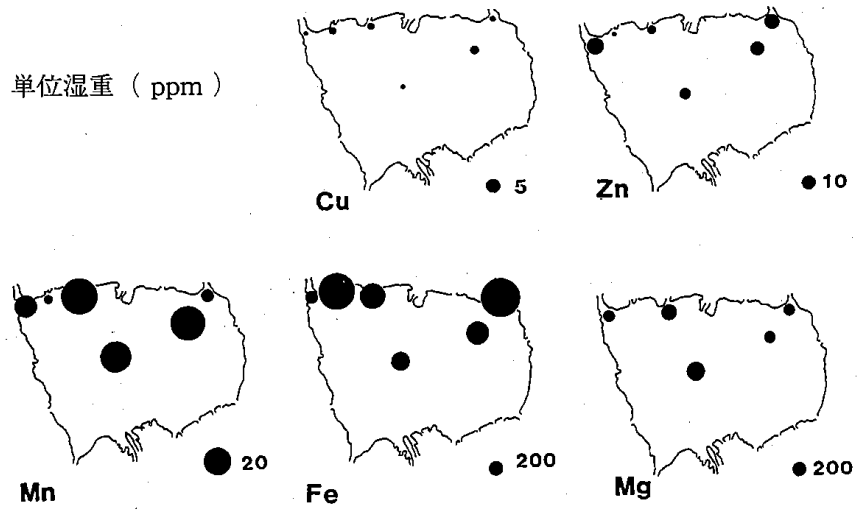


図5 各地点におけるオオユスリカ（4 齢幼虫）の生体内重金属濃度の比較

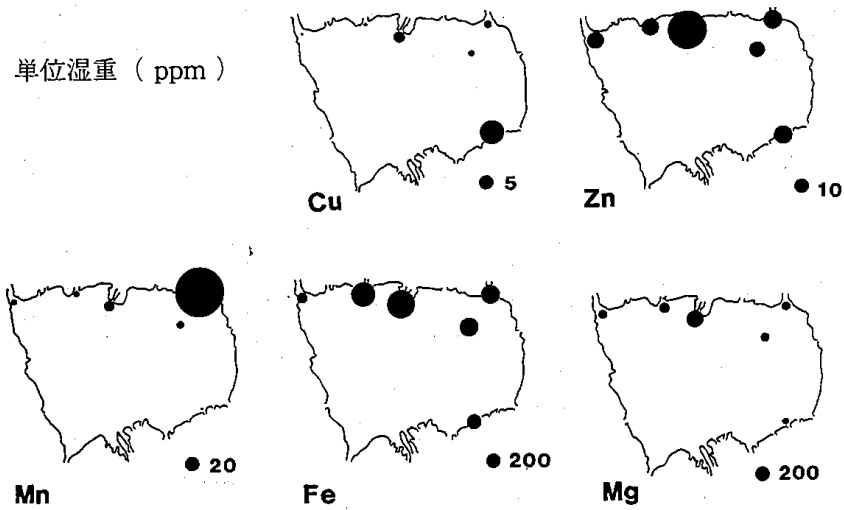


図6 各地点におけるグリプトユスリカ（4 齢幼虫）の生体内重金属濃度の比較

表2 各地点におけるヒシ (*Trapa japonica*) の生体内重金属濃度の比較

(単位: 湿重; ppm)

		Cu	Zn	Mn	Fe	Mg
St. 1	葉	0.7	2.5	10.2	10.1	1147
	根	2.9	5.7	73.8	18.7	1717
	茎	0.5	2.7	9.2	7.9	1494
St. 4	葉	1.1	4.7	120.9	31.2	695
	根	4.8	11.9	217.8	40.5	1203
	茎	1.0	2.5	25.7	9.9	866
St 10	葉	2.8	22.4	99.9	5.7	426
	根	4.3	29.7	258.6	2.3	507
	茎	1.8	13.6	41.1	2.7	345

5) 同一種の経時的変化における比較

同一種でも生活史におけるステージの違いにより、生体内重金属濃度に変化が予想されたので、オオユスリカとグリプトユスリカの成虫と幼虫について生体内重金属濃度の変化を検討した。

結果を表3に示した。両種で幼虫よりも成虫の方が各種生体内重金属濃度が高くなる傾向が認められた。また、どの金属類についても♂が♀に比べ2から3倍高く検出された。オオユスリカの脱皮殻では Mn, Fe が極めて高濃度に検出された。

表3 ユスリカ類における生長過程での生体内重金属濃度の変化

(単位: 湿重; ppm)

		Cu	Zn	Mn	Fe	Mg
<i>Glyptoten-dipes</i> sp.	L	3.1	15.1	18.1	267	131
	♂	23.1	189.6	4.2	1245	1098
	♀	9.9	60.1	7.2	478	535
<i>Chironomus plumosus</i>	L	2.0	29.7	18.8	717	194
	E	22.5	62.0	107.9	4836	576
	♂	28.8	155.1	8.6	934	1103
	♀	10.0	94.2	33.0	452	868

L: 4 齢幼虫 E: 脱皮がら ♂・♀: 成虫雄・雌

4. 考 察

1) 生物種間における生体内重金属濃度の比較

今回の調査から、同一環境に生息する生物種間に各種重金属濃度の違いが見られることが明らかになった。また、高等植物においては組織部位により含有重金属濃度の異なることも示された。

同一地点において生物種間で生体内重金属濃度が大きく異なる理由として、生物体内への重金属類の摂取、蓄積、排出機構が異なるため、並びに各金属元素の生体内での必須量・役割等が異なるためと推測される¹⁷⁾¹⁸⁾¹⁹⁾²⁰⁾²¹⁾。中口らは、琵琶湖及びその周辺河川中の貝類（タニシ科、カワニナ科）の微量必須元素を定量し、Cuのほか8種の金属元素はカワニナよりタニシに高濃度に濃縮されており、タニシがカワニナより汚染の進んだ水域でも生息できるのはこれら微量必須元素の許容量がカワニナのそれよりも大きいことに起因するためであると述べている。また、両種共にCu、Mnが比較的高濃度に存在しており、Mnの場合タニシ、カワニナ両者の間の濃度差はほとんどなく、生息循環の濃度をそのまま反映すること、また、Cuはタニシに特異的に濃縮される傾向があることなども指摘している⁷⁾。

今回の調査では、そのような明確な知見を得ることはできなかったが、水生生物の微量必須元素の特異的取り込みを知るための基礎データになると思われる。

2) 同一生物種による地点間での生体内重金属濃度の比較

同一種生物であっても生息環境の違いにより体内重金属濃度には差異が見られた。生息循環としての水や底泥中の重金属濃度との関連が考えられる。渡辺らは1979年と1980年に諏訪湖湖底泥中重金属濃度を報告しているが¹⁵⁾¹⁶⁾、その後、諏訪湖沿岸域は浚渫され、底泥環境は大きく変化していると思われ、今後あらためて生息環境重金属濃度と生物体内重金属濃度との関連は検討し直さねばならない。それには、諏訪湖とそれ以外の水域とに生息する生物の濃度比較を行なうことが第一に必要で、更に、本調査で見られた同一種における重金属含有濃度のバラツキが環境の違いを反映するものか、それとも元来その種が持つ変異の範囲なのかをも明らかにすることが必要である。

3) 同一生物種（ユスリカ類）の生長過程での変化 ユスリカについて生活史の各段階での体内重金属濃

度を調べたところ、生長が進むに従い重金属が蓄積されていく傾向が認められた。特に、蛹の脱皮殻に最も高濃度に蓄積されていた。ROSSARO et al. の *Ch. riparius* 幼虫への Hg 暴露実験においても、幼虫の段階で体内に一時的に蓄積されるが、脱皮する毎に脱皮殻と共に体外排出することが示されている²²⁾。ただし、今回の調査では、脱皮殻の金属が幼虫由来なのか、環境中の金属が殻に吸着したものなのかは明らかでない。

4) まとめ

生物種により、また同一生物の組織により、重金属濃度は異なることが示された。また、生体内重金属濃度は生息環境の影響を受ける可能性のあること、生物の生長過程で濃度は変化することも明らかとなった。

今後の課題として、各生物にとっての各重金属濃度の正常値の範囲を検討すること、それを用いて各重金属の毒性発現濃度とそのメカニズムを明らかにすることが挙げられる。それと共に、環境中の重金属分布とその濃度、並びにプランクトンなどの水生生物中の生体内重金属濃度について、より多くのデータによる解析を加えることにより、湖沼における重金属循環の実態とメカニズムが明らかになるものと考えられる。

5. 摘 要

1989年8月に、諏訪湖内重金属類の循環のメカニズムを明らかにすることを目的とし、底生動物（諏訪湖で現存量の多いユスリカ類と水生貧毛類）並びに、水生植物の体内重金属蓄積濃度の比較検討を湖内全域にわたる10地点で試みた。測定はCu、Fe、Zn、Mn、Mg、Cdの6種類の金属で、方法は濃硝酸灰化簡便法を採用し、原子吸光分光光度計；Perkin-Elmer4000（フレーム型）で測定した。その結果、次の事柄が明らかとなった。

1. 生物種間において生体内重金属濃度に違いが見られた。
2. 同一種でも生息場所の違いにより生体内重金属濃度が異なることが示された。
3. 植物の場合、組織部位により生体内重金属濃度に違いが見られた。
4. 同一生物種（ユスリカ）の生長過程で生体内重金属濃度が変化した。

今後の課題は以下の通り。

1. 各生物の各重金属濃度の正常値の範囲を検討すること。
2. 各重金属の毒性発現濃度とそのメカニズムを明

らかにすること。

3. 環境（湖水・底泥）中の重金属分布とその濃度、並びに他の水生生物の生体内重金属濃度を測定すること。

6. 謝 辞

本研究を行なうにあたり、信州大学理学部附属諏訪臨湖実験所の沖野外輝夫氏、塩野崎寛氏、並びに、長野県短期大学の高田香氏、信州大学繊維学部 of 渡辺義人氏、信州大学理学部の林秀剛氏、船越真樹氏、吉岡崇仁氏らのお世話になった。心から感謝いたします。

引用文献

- 1) BACCINI, P.: Metal transport and metal / biota interactions in lakes.: *Env. Tech. letters.* 6 : 327-334 1985.
- 2) 畠山成久：食物連鎖を通じた重金属（Cd, Cu, Zn）のワムシ、カゲロウ及びユスリカに対する影響の解析。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 99 : 175-189 1986.
- 3) 河野行雄・石川俵・赤尾秀雄・真山喜登子：付着藻類による河川の汚染判定—河川の重金属汚染と緑藻類の重金属含有量との関係—。 *用水と排水* 20(8) : 945-950 1978.
- 4) 福島悟・畠山成久・安野正之・横山宣雄：重金属汚染河川の生物相の解析 2 付着藻類群落の周年変化。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 99 : 35-47 1986.
- 5) 酒井康彦, 渡辺義人, 堀内慎一：湖沼沈水植物帯における付着物の動態に関する研究(2)付着物の化学的特徴。 *日本陸水学会甲信越支部会講演要旨集*, 15, P16 1989.
- 6) ROESIJADI G. and G.W. FELLINGHAM : Influence of Cu, Cd and Zn pre-exposure on Hg toxicity in the Mussel *Mytilus edulis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 680-684 1987.
- 7) 中口讓・松井昭宏・藤野治・平木敬三：環境指標としての淡水産貝類中の重金属イオンに関する研究。 *近畿大理工学部研究報告* 23 : 85-94 1987.
- 8) 畠山成久・福島悟：重金属のカゲロウ（*Epeorus latifolium*）に対する影響解析。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 62 : 73-98 1984.
- 9) 畠山成久・佐竹潔・福島悟：重金属汚染河川の生物相の解析 1 エルモンヒラタカゲロウの生息密度及びコカゲロウ中の重金属濃度。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 99 : 15-33 1986.
- 10) 菅谷芳雄・安野正之・畠山成久：重金属汚染河川の生物相の解析 3 東北地方の汚染河川に特徴的なユスリカ相。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 99 : 49-59 1986.
- 11) 小山次朗・小林紀男：底生動物と河川水間の重金属の量的関係。 *水質汚濁研究* 9 (12) : 793-797 1986.
- 12) 鹿島健, 城宝秀司, 中沢不二雄, 新沢敦, 新田耕治, 本間正教, 水田雅敏, 山下雅生：重金属汚染とユスリカ（昆虫）。 *富山医科薬科大学医学部 保健医学教室・公衆衛生学教室：社会医学実習報告書* 10 : 1-8 1989.
- 13) 牧幸男・関久人：諏訪湖湖底堆積物中の重金属について。 *水処理技術*, 12(4) : 31-40 1971.
- 14) 小林純・森井ふじ・村本茂樹・中島進：諏訪湖の重金属汚染について。 *用水と排水* 13(7) : 3-8 1971.
- 15) 渡辺義人・山本満寿夫：諏訪湖堆積物中の重金属分布。 *諏訪湖集水域生態系研究報告*, 7 : 38-47 1981.
- 16) 山本満寿夫・渡辺義人：諏訪湖堆積物中の重金属分布。 *用水と排水*, 24(3) : 59-68 1982.
- 17) 鈴木和夫・青木康展・山本充・鷺見和・畠山成久：ユスリカ, ニクバエ, 及びカイコの幼虫のカドミウムに対する耐性機構の違い。 *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, 99 : 237-247 1986.
- 18) ALAN V. NEBEKER, SAMUEL T. ONJUKKA, and MICHAEL A. CAIRNS.: Chronic effects of contaminated sediment on *Daphnia magna* and *Chironomus tentans*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 41 : 574-581 1988.
- 19) KOSALWAT PRAPIMPAN and ALLEN W. KNIGHT : Acute toxicity of aqueous and substrate-bound Copper to the Midge, *Chironomus decorus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 : 275-282 1987.
- 20) KOSALWAT PRAPIMPAN and ALLEN W. KNIGHT: Chronic toxicity of copper to partial life cycle of the Midge, *Chironomus decorus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 : 283-290 1987.

- 21) KRANTZBERG G. and P. M. STOKES : Metal regulation, tolerance, and body burdens in the larvae of the Genus *Chironomus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46 : 398 1989.
- 22) ROSSARO, B., G. F. GAGGINO, and R. MARCHETTI : Accumulation of Mercury in larvae and adults, *Chironomus riparius* (Meigen). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37 : 402-406 1986.