石狩川水系産淡水魚の水銀蓄積に関する研究

Studies on the Mercury Accumulation to the Fishes in the Ishikari River Basin

旭川医科大学公衆衛生学教室

土 井 陸 雄・福 山 裕 三

Rikuo Doi and Yuzo Fukuyama

Department of Public Health, Asahikawa Medical College, Asahikawa

An analysis of mercury levels was carried out on dace of the species *Tribolodon hakonensis* (Günther) and *T. ezoe* Okada et Ikeda, captured in the Ishikari River and its seven tributaries between October 1975 and June 1978.

Results were as follows:

1) Two groups were differentiated, a group with relatively low mercury levels and another with relatively high mercury levels, in samples captured together at the same locations and of about the same size.

2) The authors believe that these different mercury levels are not due to the species or the sex of the fish but due to other factors such as migration, various levels of mercury in feed, and formation of sub-populations, each of which is composed of members of one age-class, to give a few possible cases.

3) Mercury levels of dace from the Peipan River were higher than those from other rivers due to vein of mercury located at the headwaters of the river.

4) The ratio of methyl mercury to total mercury in the fish was approximately 72% on the average, and there was no marked difference in the ratios found in each river.

5) The authors recommend a relatively loose method when comparing of fish mercury levels for various rivers instead of statistically stricter methods, as there is as yet relatively little ecological information on dace populations.

6) Similar results were found among crucian carp, *Carassius carassius*, captured near the mouth of the Ishikari in June 1978.

序

ウグイは河川産魚類のうちでも雑食性で貪食であるためか、水銀汚染がある場合に水銀を蓄積しやすく、また日本全国のほとんどの河川に多数生息していて捕獲しやすいなどの理由から、淡水系の水銀による環境汚染の指標魚として屢々分析に用いられる。また、同じ理由から地域間の水銀汚染度の比較の指標としても最適な魚種と考えられている。ウグイはコイ科ウグイ属の魚で、ウグイ *Tribolodon hakonensis* (Günther) (以下 *T. h.* と略記)、エゾウグイ *Tribolodon ezoe* Okada et Ikeda (以下 *T. e.* と略記)、マルタ (ジュウサンウグイ) *Tribolodon taczanowskii* (Steindachner) (以下 *T. t.* と略記) の3種が一般に知られ、*T. h.* は九州から北海道まで分布し、後2種は本州中央部から北海道にかけて分布して

おり、その他に只見川水系にのみ生息するものとしてウケチウグイ *Tribolodon sp.* を分ける人もある¹⁾。さらに、属名 *Tribolodon* を *Leuciscus* とし、マルタ *L. taczanowskii* (主に太平洋側産) とジュウサンウグイ *L. brandti* superspecies = *L. jusanensis* (主に日本海側産) を分ける研究者もあるが^{2,3)}、ここではウグイ *T. hakonensis*、エゾウグイ *T. ezoe* およびマルタ *T. taczanowskii* の3種としておく。ヤチウグイ *Moroco percnurus sachalinensis* (Berg) は和名が紛らわしいが、同じコイ科のアブラハヤ属の魚種である。北海道では *T. h.*、*T. e.*、*T. t.* の3種が共存する水域があり、しかも *T. h.* は降海型と純淡水型があり、*T. e.* は降海型が未知で上流域に多く分布し、*T. t.* は降海型で4～6月に溯河して中流域の礫底に産卵するなど、生態はかなり複雑である。石狩川水系では、上流域には *T. e.* が多いが、*T. h.* も混棲して

おり、中流域以下には *T. h.* が多く、*T. t.* は溯河期に河口部から中流域で捕獲されることが多い。*T. h.* と *T. e.* は形態的によく似ており、頭部の側線開口部数や側線上横列鱗数などの鑑別点にも重複が多いため分類が困難である¹⁻³⁾。そのため、従来は *T. h.* と *T. e.* は分けず、単にウグイ *Tribolodon* spp. として分析に供されるのが普通であった。

我々は、旭川市内のパルプ工場廃液による水銀汚染問題を契機として、石狩川水系のウグイの水銀蓄積の実態調査をすることになり、1975年以来旭川市周辺を主とする石狩川水系産ウグイの水銀分析を行ってきた。我々も当初は *Tribolodon* spp. として分析していたが、これらのウグイに從來知られていたのとは異なる水銀蓄積パターンがあることを発見し、この現象が *T. h.* と *T. e.* の種差に基くものとも考えられた。そこで両種を確実に鑑別する方法を模索していたところ、浮袋の形態差に着目した加畑⁴⁾の方法によって両種を容易に分類できることが判ったので、1978年からはこの方法で *T. h.* と *T. e.* を分類して分析に供することにした。

また、石狩川河口付近で捕獲したフナ *Carassius carassius* にも、ウグイと似た水銀蓄積パターンがあることが分かった。これらの知見は、ウグイなどの淡水魚をその水域の水銀汚染の指標として、あるいは水域間の水

銀汚染度の比較に用いる場合に重要であると考え、ここに報告する。

材 料 と 方 法

試料：分析に供した魚種は、ウグイ *T. hakonensis*、エゾウグイ *T. ezoe*、フナ *C. carassius* の3種である。採取方法は主に釣漁により、一部網漁によって採取した。採取時期は1975年10月から1978年6月までの期間である。また、採取地点は Fig. 1 に示した通りである。捕獲した魚はできるだけ速やかに分析に供したが、止むを得ず直ちに分析にとりかかれなない場合は、数日以内なら4℃前後の冷蔵庫に、それ以上長期にわたる場合は-20℃以下の冷凍庫に保存した。

試料の処理：個体別に尾叉長(1975, 1976年の個体は全長)、体重を計測し、体表面の粘液を洗滌し、水滴を拭き取った後、肛門部と背ビレの中間の側線附近の皮を剥ぎ、この部分の血合肉を除く筋肉を分析試料とした。1978年の試料については、加畑⁴⁾の方法によって、浮袋の形態から *T. h.* と *T. e.* の鑑別を行った。

分析方法：総水銀の分析には、燃焼気化-KMnO₄液捕集-dithizone-chloroform 抽出-加熱気化法を用いた。魚体から切り取った試料約1gをあらかじめ加熱処理した磁製ボートに載せて精秤し、40℃で3日間以上乾燥さ

Fig. 1 Locations of fishing in the Ishikari river basin

せる。その後再び秤量して、乾燥重量、湿重量／乾燥重量比を求める。磁製ボート上の乾燥試料を石英管（内径 21 mm×長さ 300 mm）中で O_2 , 0.6-1 l/min. を流しながら燃焼させ、発生したガスを硫酸酸性の 0.2% $KMnO_4$ 溶液 40 ml 中に捕集する。この $KMnO_4$ 溶液を 100 ml 分液ロートに移し、20% 塩酸ヒドロキシルアミン液 0.5 ml を加えて過剰の $KMnO_4$ を褪色させ、0.002% dithi-zone-chloroform 溶液 10 ml を加え、振盪機で 100 rpm, 5 分間振盪抽出し、chloroform 層を試料液とした。加熱前処理した新しい磁製ボートに試料液を正確に 1 ml とり、0.1% BAL-chloroform 溶液 0.1 ml を加え、chloroform が揮散するまでドラフト中に室温で放置する。分析は島津製水銀加熱気化装置 MA-610 型に内径 21 mm, 長さ 500 mm の石英管をつけ、chloroform を揮散させた磁製ボートを石英管内で 40 秒間加熱し、気化した水銀蒸気を分析機に導いて測定した。使用機種は日立 AA170-30 型原子吸光度計および東芝ベックマン MV-253 型水銀計の 2 機種である。同様操作で dithi-zone-chloroform 中の最終濃度が 12.5, 25, 50, 100 ng/ml となるように調整した水銀標準液と空試料液を作り、同時に測定して検量線を作製し、定量した。

メチル水銀の分析には魚肉約 5 g を用い、蒸留水約 10 ml を加えてホモジナイズした後、100 ml 分液ロートに洗い込み、濃塩酸を加えて 3N に調整する。これに benzene 20 ml を重層して 1 時間放置した後、振盪機で 100 rpm, 2 分間振盪抽出し、benzene 層の分離が不十分な場合は、50 ml 共栓付遠心管で 4,000 rpm, 10 分間遠心分離した。水層は別の分液ロートに移して、benzene 10 ml で更に 2 回抽出を繰り返す。抽出液全量を合し、その 20 または 30 ml を 100 ml 分液ロートにとり、pH が中性になるまで水洗し、1% cystein-acetate 溶液 10 ml を加え、100 rpm 2 分間振盪抽出し、水層を別の分液ロートに移す。benzene 層に再び 1% cystein-acetate 溶液 5 ml を加えて振盪抽出する操作を 2 回繰返し、水層を合して 20 ml の cystein 転溶液を得る。これに 6N 塩酸 10 ml を加え混和後、benzene 5 ml を重層し、100 rpm 2 分間振盪抽出する。benzene 抽出をもう 1 度繰返し、計 10 ml の試料液を得る。試料液を少量の無水硫酸ナトリウム層を通して脱水し、その 5 μ l をガスクロマトグラフに注入した。検量線は、塩化メチル水銀 100 mg を benzene 10 ml に溶解し、これを標準原液とし、100 μ g/ml, 1 μ g/ml の中間希釈段階を経て、0.2, 0.1, 0.05 μ g/ml の標準液を調整し、それらの適量をガスクロマトグラフで測定して作製した。分析は島津 GC-4CMIE を用い、

5% DEGS 充填ガラスカラム（内径 3 mm×長さ 1.5 m）で、カラム温度 165°C, 検出器温度 195°C, キャリアガス (N_2) 流量 60 ml/min, 感度 $10^2 \times 8$ で行った。メチル水銀量の読み取りはピーク高さで行い、濃度は水銀濃度 (μ gHg/g) に変換して表記した。

結 果

A) 米飯川、倉沼川、オサラッペ川 (1975-1976年): 1975年10月から1976年10月にかけてこれら 3 河川で採取したウグイについて、体長を横軸に、総水銀値を縦軸にとってプロットしたのが Fig. 2(A), (B) である。これらのウグイの水銀値の分布には次のような特長がみられた。(1)米飯川と倉沼川のウグイの水銀値は体長の増大に伴って比較的狭い変動幅で急角度に上昇し、分布はほぼ重複していた。(2)米飯川の個体には、同程度大で水銀値に 2 ~ 3 倍の差があるものがあり、オサラッペ川では体長の増大に伴って急角度に水銀値が上昇する群と、水銀値上昇の角度が緩やかな群の 2 群に分かれるかに思われた。(3)米飯川、倉沼川の個体の水銀値はオサラッペ川の水銀値急上昇群にほぼ一致したが、オサラッペ川の大部分の個体の水銀値は米飯・倉沼川の個体より低値であり、前 2 河川とオサラッペ川の間には水銀汚染形態の差があるものと思われた。

Fig. 2(A) Total mercury levels
Osarappe river (a, a'), 1975-1976.

(1), (3)の問題については、米飯川上流の水源地付近に水銀廃鉱があることが知られており、水銀鉱脈による自然汚染が原因と考えられたので、米飯川、倉沼川の底質、藻などを調査した。その結果、米飯川流域の底質、藻から高濃度の水銀を検出し、自然汚染の存在を確認した⁵⁾。

(2)の問題については、これが米飯川とオサラッペ川以外の河川にも共通の現象なのか、また何故このような水銀値の分布形態が生ずるのか、ウグイを河川の水銀汚染の指標魚とする場合にこれをどのように配慮すべきかなどの事項について検討する必要がある。そこで、1977年度は美瑛川、江丹別川、米飯川の3河川で、6月19日早

朝、同時内にそれぞれ約100個体のウグイを採取し、この日のうちに全個体を計測、処理して、検体を磁製ボートに秤量した後、逐次分析を行った。

B) 美瑛川、江丹別川、米飯川 (1977年) : 河川別に尾叉長を横軸に、総水銀値を縦軸にとってプロットした

Fig. 2(B) Total mercury levels
Peipan (b) and Kuranuma (c) river, 1976

Fig. 2(C) Total mercury levels
Biei river (d), 1977

Fig. 2(D) Total mercury levels
Etanbetsu river (e), 1977

Fig. 2(E) Total mercury levels
Peipan river (b), 1977

Fig. 3(A) Relationship between mercury level and fish size
Biei river (d), 1977

Fig. 3(B) Relationship between mercury level and fish size
Etanbetsu river (e), 1977

Fig. 3(C) Relationship between mercury level and fish size
Peipai river (b), 1977

のが Fig. 2(C), (D), (E)である。美瑛川と江丹別川では、尾叉長 10-20 cm の個体の中に水銀値の比較的低い群 (L) と高い群 (H) が共存していた。また米飯川では、尾叉長の増大に伴う急激な水銀値の増加が全体に狭い変動幅で認められ、1976年迄の分析例にみられた水銀高値群は 1 個体だけ確認できた。これらの図の横軸に体重をとって水銀値をプロットしても、この関係は殆ど変らなかった。ただし、この H 群を L 群の連続と見るか、あるいは不連続な別群と見るかは問題のあるところである。そこで、各河川のウグイを尾叉長 2 cm 毎の階級に区分し、横軸に総水銀値をとって、0.05 $\mu\text{g/g}$ 間隔の個体数分布のヒストグラムを作ると Fig. 3(A), (B), (C) の通りであった。江丹別川では (i) 尾叉長 10-11.9 cm, (ii) 12-13.9 cm, (iii) 14-15.9 cm の部分に、水銀値 0.1-0.15 $\mu\text{g/g}$ にピークをもつ左方の群とは異なる一群が明らかに認められ、全体を集計した最下段のヒストグラムでも、この一群が左方の L 群とは別のピークを形成していることが明らかになった。美瑛川では江丹別川ほど明瞭ではないが、やはり H 群が L 群と異なる一群を形成していることが認められた。また、美瑛川、江丹別川の L 群は尾叉長 18 cm 以下では水銀値が殆ど動いていないが、

江丹別川の H 群と米飯川の個体群は尾叉長 12 cm 以上になると既に水銀値の高い右方への移動が始まっていた。

このように同一水域の同程度大の個体群中に水銀値の異なる個体群が共存する現象は、旭川市周辺の石狩川水系の特定河川に限定されるものではなく、この水系にか

Fig. 4(A) Total mercury levels
Ishikari river (f), 1978

Fig. 4(B) Total mercury levels
Etanbetsu river (g), 1978

Fig. 4(C) Total mercury levels
Chubetsu river (h), 1978

Fig. 4(D) Total mercury levels
Ishikari river (i), 1978

Fig. 4(E) Total mercury levels
Ishikari river (j), 1978

Fig. 4(F) Total mercury levels
Peipan river (b), 1978

Fig. 4(G) Total mercury levels
Ushubetsu river (k), 1978

なり普遍的に認められることが判ったので、この現象をウグイの生態との関係で更に詳細に解明するために、1978年度は魚種と性別を鑑別した上で水銀分析を行うこ

Fig. 4(H) Total mercury levels
Ushubetsu river (I), 1978

Fig. 5(A) Relationship between mercury level
and fish size
Ishikari river (f), 1978

Fig. 5(B) Relationship between mercury level
and fish size
Chubetsu river (h), 1978

Fig. 5(C) Relationship between mercury level
and fish size
Peipan river (b), 1978

Table 1 Mercury levels in dace by the class of body length: Chubetsu river (h), 1978

Species	Sex	Mercury level by body length (mean/mean $\pm$ 1 S.D., μ g/g) *, **, ***, ****		
		14. 0-18. 0 cm	15. 0-18. 0 cm	16. 0-18. 0 cm
<i>T. hakonensis</i>	♂	A) 0.164/0.123-0.220 (29)	E) 0.168/0.126-0.224 (27)	I) 0.183/0.132-0.253 (15)
〃	♀	B) 0.207/0.124-0.345 (7)	F) 0.222/0.132-0.374 (6)	J) 0.222/0.132-0.374 (6)
<i>T. ezoe</i>	♂	C) 0.183/0.138-0.240 (36)	G) 0.179/0.134-0.241 (25)	K) 0.179/0.134-0.239 (17)
〃	♀	D) 0.172/0.127-0.234 (10)	H) 0.172/0.127-0.234 (10)	L) 0.182/0.136-0.244 (7)

*: mean=geometrical mean

**: A<B, A<C, B>C, E<F, E<G, F>G, F>H: statistically significant at the level of 0.01

***: B>D, C>D: statistically significant at the level of 0.05

****: (): Numbers in parentheses are the number of specimens examined

とにした。

C) 石狩川, 江丹別川, 忠別川, 牛朱別川, 米飯川 (1978年): 1978年度の検体は, 5月6日石狩川河口附近の旧渡船場 (Fig. 1-f), 5月13日江丹別川の石狩川本流への合流点 (Fig. 1-g), 6月18日忠別川 (Fig. 1-h), 石狩川本流2地点 (Fig. 1-i, j), 米飯川 (Fig. 1-b), 牛朱別川2地点 (Fig. 1-k, l) の計8地点で捕獲した。このうち石狩川河口の魚は, 地元漁民に依頼して漁網で捕獲したものである。これらのウグイの尾叉長と水銀値との関係は Fig. 4 (A)-(H), 水銀値別の個体数分布は Fig. 5 (A), (B), (C) の通りであった。

石狩川河口附近で捕獲したウグイは, 大部分が *T. h.* であり, *T. e.* は2匹が混獲されたに過ぎなかった。この大部分が *T. h.* から成る個体群の中にも, 水銀値が高く H 群に属すると思われるものが数個体あった。このときは雌雄鑑別を行わなかったので水銀値分布の性差は明らかに出来なかったが, 同一個体群中に水銀値の異なる個体が混在することは明らかになった (Fig. 4 (A), 5 (A))。

江丹別川合流点のウグイは, 個体数が少ないため明確な傾向をつかみ難いが, 尾叉長の増大に伴う水銀値の増加は認められず, *T. e.* の水銀値は *T. h.* より高い傾向があった (Fig. 4(B))。

忠別川のウグイの水銀値分布は Fig. 4(C) の通りであり, これらについて種間, 雌雄間の差の有意性検定を行ってみると, 尾叉長の区間のとり方によってまちまちな結果が得られた (Table 1)。尾叉長が一致する 14-18cm のもので平均水銀値の差をみると, *T. e.* ♂ は *T. e.* ♀ (危険率5%), *T. h.* ♂ (同1%) より高値で, その差は有意であった。また, *T. h.* ♀ は *T. e.* ♂ (同1%), *T. e.* ♀ (同5%), *T. h.* ♂ (同1%) より高値であり, *T. e.* ♀ と *T. h.* ♂ の間には有意差はみられなかった。とこ

ろが, 15-18 cm の個体に限って有意性検定を行うと, *T. e.* ♂ と *T. e.* ♀ の間に有意差はなく, また 16-18 cm の個体に限って *T. e.* ♂ と *T. h.* ♂ の差をみると, これも有意差がないという結果が得られた。このように尾叉長に対する水銀値の分布が一樣でない場合には, どの大きさの範囲の魚の水銀値を比較の対象にするかによって平均値, 標準偏差が異なること, 従って単純に一定区間の魚の水銀値を平均して比較すると誤った結論を導く危険性があることが判った。このような場合, むしろ横軸に尾叉長, 体重などをとり, 縦軸に水銀値をとって各地点別の魚の水銀値を同一スケールでプロットし, その図を重ね合わせて水銀値の分布域を比較する方が, 数学的精緻さに欠けるとしても, 結論の妥当性に関してはより良い方法と思われた。

そこで, この方法で各河川産ウグイの水銀値を比較してみると, 米飯川, 倉沼川のウグイの水銀値は明らかに他河川産ウグイのそれより高く, 尾叉長の増大に伴う水銀値の上昇角度は急であった。この傾向は水銀値の個体数分布のヒストグラム (Fig. 3, 5) で比較しても同様であった。ただし, オサラッベ川 (1975, 1976年), 江丹別川, 美瑛川 (1977年) などでは, 米飯川の同程度大のウグイに近い水銀値を有する個体 (H 群) が相当数混在していた。また, 同一水域にこのように L, H 2 群が混在する現象を種差あるいは雌雄差に基いて説明するだけの明確な差は認められなかった。

次に, 石狩川本流2地点, 牛朱別川2地点, 米飯川の計5地点のウグイは, 各地点の分析検体数が少なかったため, 魚種別, 雌雄別に分けると明確な傾向をつかむことは困難であった (Fig. 4(D)-(H))。なお, これら5地点のウグイは大部分が *T. e.* であり, しかもその 53-86% は雌であったが, 忠別川の検体は *T. e.*: ♂=60, ♀=18; *T. h.*: ♂=35, ♀=7 から成り, *T. h.* の混入率が高いこ

と、雄が検体の大部分を構成する点で極めて特異であった。また、1976年から1978年まで3年間の分析値が得られた米飯川産ウグイの水銀値について、上述の重ね合わせ法で比較してみると、殆ど変動は認められなかった。1977年と1978年の米飯川産ウグイの水銀値を全体の平均値と比較すると1978年の方が高いが、これは1978年の検体が尾叉長の大きい方に偏って、小さい魚が採取されなかったためであることも Fig. 2(E), 3(C), 4(F), 5(C) から判定できた。

D) メチル水銀／総水銀濃度比 (1978年): 1978年に捕獲した各河川のウグイのメチル水銀値と総水銀値の関係は Fig. 6 の通りである。水銀値が大きくなると回帰直線に対するバラツキが大きくなるが、各点ともほぼ回帰直線の近辺に分布しており、相関係数も0.98と高い相関

Fig. 6 Correlation between total mercury and methyl-mercury concentration

Fig. 7 Total mercury levels in crucian carp Ishikari river (f), 1978

を示している。また、全体のメチル水銀／総水銀濃度比は71.9%で、河川別にみても著しい差は認められない。米飯川の汚染は無機水銀による自然汚染であるが、他の鉍脈汚染例（北海道・無加川、奈良県・芳野川など）と同様ウグイ体内にある水銀の大部分はメチル水銀であり、鉍脈からウグイに至るいずれかの過程で無機水銀のメチル化が起きているものと考えられる。

E) 石狩川河口のフナ (1978年): 1978年5月6日、ウグイと同時に捕獲したフナ *C. carassius* の水銀分析結果は Fig. 7 の通りである。検体数が少ないため今後の検討が必要だが、ウグイにみられたL群、H群に類似した水銀値分布を示していることは興味深い。

考 察

我々は、1975年以来4年間にわたって旭川市周辺を主とする石狩川水系産ウグイの水銀蓄積の態様を調査した結果、同一水域産の同程度大の魚の水銀値がL、H2群に分かれる現象がこの水系に屢々認められることを見出した。またその原因は、本水系に生息するウグイとエゾウグイの種差や雌雄差では説明し切れないことを明らかにした。

旭川市周辺における水銀汚染源として明らかにされているのは、米飯川上流の水銀鉍脈による自然汚染と牛朱別川下流（石狩川本流との合流点より約2.5 km 上流）のパルプ工場による人為汚染である。米飯川上流の自然汚染に関しては第47回日本衛生学会総会で報告したが⁵⁾、更にその後の調査結果も加えて別に報告する積りである。人為汚染に関しては、1976年3月に実施された旭川市衛生部公害課の調査によって、これが主としてパルプ原木に由来する汚染であり、当時の汚染負荷量は総水銀量で約70-200 g/日（廃水排出量約240,000 t/日）と推計されている⁶⁾。また、大雪山系周辺には「環大雪水銀鉍床群」の存在が知られており⁷⁾、米飯川上流の水銀鉍脈もその1つである。そのため、未知の自然汚染源の存在を完全に否定することは出来ないが、旭川市衛生部公害課による市内河川流域の底質中水銀分析結果⁸⁾ から、上記以外の大きな汚染源はないものと思われる。

ウグイは淡水系の水銀汚染の指標として、屢々水銀分析の対象とされてきたが、ウグイの水銀蓄積の態様と水銀汚染の形態との関係について論じた報告は少ない。山中ら⁹⁾ は、エチル水銀による人為汚染があった富山県熊野川と水銀鉍脈による自然汚染のある北海道無加川などのウグイの水銀値を比較して、人為汚染の場合には水銀値の変動係数（標準偏差／平均値）が大きく、自然汚染

では変動係数が小さいと述べている。しかし、我々は旭川市周辺の自然汚染も人為汚染も存在しない河川のウグイにも変動係数の大きいものがあることを知った。従って、変動係数の大小だけでは一概に自然汚染と人為汚染を区別する指標にはなり得ないと考えられる。そこで、石狩川水系のウグイにみられた特異な水銀蓄積パターンの成因を考察すると、(1)汚染度の高い水域からの回游、(2)同一河川内に局地的に汚染度の異なる地点が存在する、(3)摂取する餌の種類あるいは量の異なる個体群がある、(4)水銀の生物学的半減期を異にする個体群がある、などが挙げられよう。

我々が調査した河川のうち、倉沼川のウグイの水銀高値は自然汚染がある米飯川からの回游で説明できる。しかし、倉沼川は米飯川と合流して牛朱別川へ注ぐ川であり、川幅、水深、水量などに大きな差がない。一方、美瑛川、江丹別川、オサラッペ川などは牛朱別川と石狩川本流合流点から数 km 以上、米飯川と牛朱別川との合流点からは 10 km 以上の距離があり、自然汚染あるいは人為汚染を受けた魚がこれらの河川へ回游して行くという実証的データがない。また、回游だけでは最も汚染度が高い米飯川のウグイにも L, H 2 群が存在する理由を説明できない。そこで(2)(3)(4)などの理由を考えたが、いずれも現時点で決め手になるデータを持っている訳ではない。なお、石狩川河口部付近のウグイにも L, H 2 群が検出されたのは融雪水が石狩水系を満たしている時期であり、上流から流されてきた個体が混獲された可能性がないではない。

さらに興味あるのは、倉沼川 (1976)、米飯川 (1977)、忠別川 (1978) のウグイの水銀値を対数スケールでプロットし直すと、Fig. 8(A)-(C) のようになり、いくつかの小群 (点線) に分かれるかに見えることである。ウグイの魚群は孵化直後の稚魚から大きい成魚までが混棲する訳ではなく、孵化時期の揃った個体が集合して群を形成しているように見える。そして、これらの魚群が群を形成したまま年と共に成長してゆき、異なる小群の魚を同時に捕獲して分析に供したとすれば、Fig. 8 は十分説明が可能である。これまでの我々の検体採取方法は、釣人に依頼して多数の河川で同時刻内に釣れるだけの魚を釣り上げるようにしているが、1 地点を数人の釣人が担当し、釣場の状況によって上下 1 km 程度の幅をもたせて採取しているため、いくつかの小群の魚を混獲した可能性はある。しかし、これもより精密な生態学的観察と合わせなければ、実証的論拠にはなり得ない。

次に、河川間あるいは同一河川の 2 地点間のウグイの

Total mercury levels were plotted on a logarithmic scale.

Fig. 8(A) Total mercury levels
Kuranuma river (c), 1976

Total mercury levels were plotted on a logarithmic scale.

Fig. 8(B) Total mercury levels
Peipan river (b), 1977

Total mercury levels were plotted on a logarithmic scale.

Fig. 8(C) Total mercury levels
Chubetsu river (h), 1978

水銀値や同一河川産ウグイの水銀値の経年変動などの比較方法であるが、通例捕獲時期、捕獲場所、捕獲方法などがまちまちであり、またたとえこれらを限定しても採

取検体と河川中のウグイ個体群の関係を生態学的に明確に把握し難い現状では、厳密な意味での統計的比較は不可能である。坂井ら¹⁰⁾は阿賀野川産のニゴイとウグイの水銀値の経年変動について、捕獲年度別に魚の体長と水銀値の回帰直線を計算し、その勾配の変化で阿賀野川の水銀汚染の低下が判るとしている。また白井ら¹¹⁾は、阿賀野川のウグイの体長、体重、魚齡と水銀値の関係を調べ、いずれもよく水銀値と相関することを示し、水銀値の比較方法として、(a)魚体の大きさが一定区間にある魚についてだけ水銀値を比較する、(b)大きさと水銀値との回帰直線の傾きや、(c)水銀値の散点の位置関係によって比較する、などの方法を提案している。しかし、先にも述べた通りウグイ個体群の生態が十分明らかでない現時点では、数学的に正確な計算よりも実態に対する結論の妥当性に重点を置くべきであり、白井らの提案(c)のようにゆとりのある方法を採用しておくべきであろう。

魚種の鑑別については、ウグイ *T. hakonensis* のみが分布する本州中部地方以西では留意する必要がないが、エゾウグイ *T. ezoe*、マルタ *T. taczanowskii* が共存する地域では確実に同定する必要がある。上田による洞爺湖、天塩川などのウグイの水銀分析結果¹²⁾では、魚体の大きさが20~30 cm とかなり大きな魚でも総水銀値が0.076~0.292 ppm と低く、しかも成長に伴う水銀値の増加傾向が認められない。我々の試料はすべてウグイ *T. h.* とエゾウグイ *T. e.* であったが、成長に伴う水銀値の増加傾向があり、上田の試料は恐らくマルタ *T. t.* だったのではないと思われる。産卵期以外の期間を内湾や河口付近で過ごす *T. t.* は、淡水域での生息期間が長い前2種と区別して考えるべきであろう。また、*T. h.* には純淡水型と降海型があるとされるので、溯河期の魚群では両者が混在して、同程度大の魚の水銀値がL、H 2群に分かれる可能性があるかも知れない。

我々の水銀分析は魚体の大小にかかわらずすべて個体別に行ったが、いわゆる水産庁方式¹³⁾では、小さい魚は数匹を混合して可食部130 g 以上にして分析することになっているため、それ以下の小さい魚の個体値を出すことが出来ない。我々の試料で水銀値のL、H 2群への分離が認められたのは、体長15 cm、体重50 g 前後の個体であるから、水産庁方式ではこのような差を検出できないことになる。魚を食品としてのみ取扱う場合にはこれでも差はつかえないが、そのようなデータを汚染機構の生態学的研究に利用することはできないから、魚の水銀分析は原則として個体別に行う方がデータの利用価値を

高めるという意味でも望ましいと思われる。

結 論

旭川市を中心に石狩川本流とその支流計7河川で1975~1978年の4年間にわたってウグイを採取し、魚肉中の水銀分析を行い、水銀蓄積の態様について河川間の比較検討をした。その結果、

(1)同一地点で採取し、魚体の大きさが同程度の魚の中に、水銀値の低い群(L)と高い群(H)があることが判った。

(2)水銀値がL、H 2群に分かれるのは、魚種の差や雌雄差によるものでないことを明らかにし、その他の考えられる理由として回游、餌の水銀濃度の差、魚の水銀に対する生物学的半減期の差、魚齡の異なる魚群形成などを挙げた。

(3)上流に水銀鉱脈がある米飯川では、ウグイの水銀濃度が他河川に比して高いことを示した。

(4)ウグイの水銀値におけるメチル水銀の比率は約72%で、河川間の著しい差はみられなかった。

(5)河川間のウグイ水銀値の比較方法としては、数学的に厳密な方法より、魚体の大きさに対する水銀値の分布状態の比較のようにゆとりある方法を採用すべきであることを述べた。

(6)石狩川河口付近で採取したフナの水銀値にも、ウグイと同様L、H 2群があることを示した。

謝 辞

本研究の実施に当り、試料採取・処理に多大の御協力を頂いた旭川市衛生部公害課の諸氏、魚種の鑑別、生態の比較に関して貴重な御教示を賜った国立科学博物館・中村守純博士、北海道指導漁業協同組合連合会・加畑雅章氏、旭川医科大学寄生虫学教室・宮本健司助教授、ならびに分析に協力して頂いた宗万裕子氏に深甚の謝意を表します。また、本研究はトヨタ財団研究助成(No. 75-0214, 76-0242, 77-1-086)および旭川市衛生部公害課よりの助成によって行ったものであることを記し、謝意を表します。

文 献

- 1) 中村守純：原色淡水魚類検索図鑑，p. 127-129，北隆館，東京 (1975)
- 2) 小野寺隆，本間義治：東北日本におけるウグイ属魚類の種族分化，動物分類学会誌，12，65-77 (1976)
- 3) 宮地伝三郎，川那部浩哉，水野信彦：原色日本淡水魚類図鑑，p. 120-127，保育社，大阪 (1976)。

- 4) 加畑雅章: 北海道産ウグイ *Tribolodon hakonensis* (Günther) とエゾウグイ *T. exoe* Okada et Ikeda にみられる形態的差異について, 北海道大学水産学部卒業論文 (未発表)
- 5) 土井陸雄, 福山裕三: 地質性水銀汚染とその生物影響について, 日衛誌, **32**, 87 (1977).
- 6) 旭川市衛生部公害課: 山陽国策パルプ (株) 旭川工場に係る水銀調査結果 (1976).
- 7) 喜田村正次, 近藤雅臣, 滝沢行雄, 藤井正美, 藤木素士: 水銀, p. 8, 講談社, 東京 (1976).
- 8) 旭川市衛生部公害課: 昭和53年度, 旭川市周辺河川の水質, 底質及び魚類の水銀調査結果 (1979).
- 9) 山中すみへ, 上田喜一: 魚類における水銀の動向について, 第1報, 河川の水銀汚染と魚類中水銀濃度, 日衛誌, **28**, 571-581 (1974).
- 10) 坂井正昭, 白井文雄, 坂井一明, 田村良三, 斉藤真一, 上村 桂, 篠川 至: 新潟県内産淡水魚の重金属量について(3), 阿賀野川生息魚ニゴイ, ウグイの水銀量の推移, 日本公衛誌, **25** (特別附録), 303 (1978).
- 11) 白井文雄, 坂井正昭, 坂井一明, 田村良三, 斉藤真一, 上村 桂, 篠川 至: 新潟県内産淡水魚の重金属量について(2), ウグイの体長, 体重および魚齡と総水銀量, 日本公衛誌, **25** (特別附録), 304 (1978).
- 12) 日本公衆衛生協会: 環境保健レポート, No. 23: 7-19 (1973).
- 13) 水産庁: 水産庁全国総点検調査 (水銀等) 実施要領 (1974).

(受付 1979年4月16日)