さけ・ますふ研報, Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery, (43) : 39-51 (1989)

温泉廃水による環境破壊—II
川湯温泉の廃水汚染が釧路川水系の魚類に及ぼす影響

橋本　進*

Environmental Disruption by Waste Water from a Hot Spring—II
Effect of Waste Water Pollution of the "Kawayu-Onsen" on Fish in the "Kusirogawa-River Systems"

Susumu HASHIMOTO*

Abstract

In the previus report, it became clear that the death accident of chum figerling in the Kusirogawa-river was occurred by the toxicity of mononuclear Al-ion under acidic conditions resulted from flowing hot spring waste water of the Kawayu-onsen which flows into Lake Kussharoko.

In this study, the writer examined when waste water of the Kawayu-onsen acidified Lake Kussharoko and the Kusirogawa-river and affected the ecosystem of the Kusirogawa-river, and also where it reached in the Kushirogawa-river system.

1. It is known from the literature that many animals and plants had lived in Lake Kussharoko at least till the end of WW II although its productivity was very poor.
2. The pH of the Yukawa-river was almost equal to the caluculated value of the $[H^+]$-ion produced from the hydrosysis of the salufate of the iron and aluminum in the river. It was calculated that it would not be able to decrease the density of the $[H^+]$-ion to the saftey level by dilution with inflow of the calutivating river of Lake Kussharoko. Therefore, the acidification of Lake Kussharoko was resulted from the salufate of the iron and aluminume originated in hot spring waste water of the Kawayu-onsen.
3. The halt of the bio-productivity of the Lake Kussharoko was caused by the large-scale development of the hot spring conducted together with three times of the Japan's economic development after WW II. The halt contrarily occured at the same time of first development in 1954.
4. The remarkable acidification in the upper part of the Kusirogawa-river and simultaneous

北海道さけ・ますふ化場研究業績第317号

* 水産庁北海道さけ・ますふ化場 (Hokkaido Salmon Hatchery, Fisheries Agency of Japan, 2-2 Nakanoshima, Toyohira-ku, Sapporo, 062 JAPAN)

outflow of the toxicic mononuclear Al-ion into the river began after the third exploitation of the hot spring in 1965.

5. The quantity of mononuclear Al-ion in river water rapidly decreased as the time goes after the water sumpling. Acordingly, the quantitative analysis of mononuclear Al-ion must be separetely done immediately after the water sample is colected.
6. The density of mononuclear Al-ion in the river seems to change by the year. And the fluctuation of density may relate not only to the amount of rainfall but also to the amount of use of hot spring Water in a year.
7. For these reasons, the chum fingerlings to be stocked from Kusiro Hatchery were transported to the safety area determined by the pH measurement to avoid the toxicity of Al-ion. That place was 25km downstream from the outlet of lake and 14km downstream from the Kusiro Hatchery.
8. Also, it is considered that the biggest cause of the inanimation of Lake Kussharoko and the fish death accident in the Kusirogawa-river is waste water from the Kawayu-onsen. Therefore, if the acidity of Kawayu-onsen's waste water can be neutralized, it would be possible that not only the environment of the upper part of the Kusirogawa-river is improved but also Lake Kussharoko revives and new sight-seeing resouces are developed.

川湯温泉の廃水については，古くは五十嵐彦仁[1]により，〝河川を汚濁する天然廃水〟として，屈斜路湖の増養殖価値を低下させていることに憂えられていたものである。かつてこの湖では，田中[2]によると，昭和3年の漁業組合の設立と共に，ウグイを主体に，アメマス・オベライベなどの漁業生産があり，昭和4年よりは主要魚属としてオベライベの人工ふ化が進められると共に，ワカサギ，ニジマス，ベニマスの移植が計られていたと報告されている。

この屈斜路湖は，わが国の淡水湖としては第4位という大きな湖である。もしこの湖に，漁業が営まれるほど魚が棲むなら，明媚な風光と相まって，自然の大きな恵みを子々孫々まで享受することができよう。

しかしながら，この湖では，酸性化が進んで栄養源もほとんどなくなり，[1,3-6]近時には1968年にウグイの放流が行われたものの，[脚注1]時過ぎて，漁業はおろかいつしか魚の姿すら見ることができなくなった。

そして1968年3月にはこの湖を起源にする釧路川において放流サケ稚魚の大量死亡が発見され，道立衛生研究所及び北海道大学工学部などへの依頼調査の結果，[脚注2]河川水の酸性化或は高アルミニュウム含量のいずれかに起因したものと推論された。図1は死亡魚が発見された付近の釧路川の景観を1972年に写したものであるが，川水はアルミニュウム化合物の析出により薄緑色を呈し，極めて凄惨な様相を呈していた。

この事件は，川湯温泉の汚染が今では湖水のみにとどまらず流出河川にまで及んでいることを示唆する。とともに，この川を母川にしているさけ・ます資源に対してまで影響しかねないことを示唆するものである。

この釧路川起源のさけ資源は，北海道にとどまらず日本のさけ・ます資源にとって，質・量ともに最も重要なものの一つである。

したがって，その毒性を調べたところ先の報告[7]のとおり，モノマー態アルミニュウムイオンにきわめて強い毒性のあることが明らかになり，これを契機に河川水中のアルミニュウム(以下 Al)の濃度を継続して調べた。

これらの結果については，既報の結果を参考に，この釧路川での Al 汚染の影響が，いつごろからサケ稚魚を死亡させるほどになったか，また生物試験の結果を基にどの地点にまで及んできたか，またその将来は，

脚注1）昭和43年度事業成績書（1969）：北海道立水産孵化場，62P，28-29。

脚注2）後藤克巳，田村紘基，岩瀬政吉（1968）：釧路川上流部水質調査報告（プリント），北海道大学工学部。

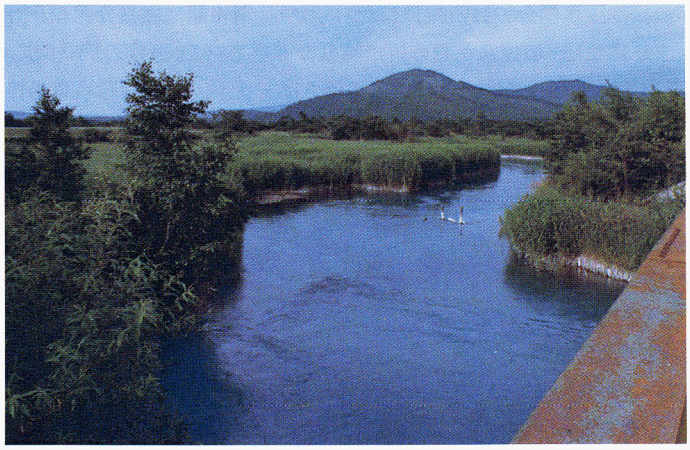

図 1　サケ稚魚が死んでいた付近の釧路川の景観．美濃里橋（Lt. 7）から美留和川の合流点を臨んだ所．川水の色はアルミニュウム化合物の析出のために，薄緑色を帯びて濁り，極めて凄惨な景観を呈していた．

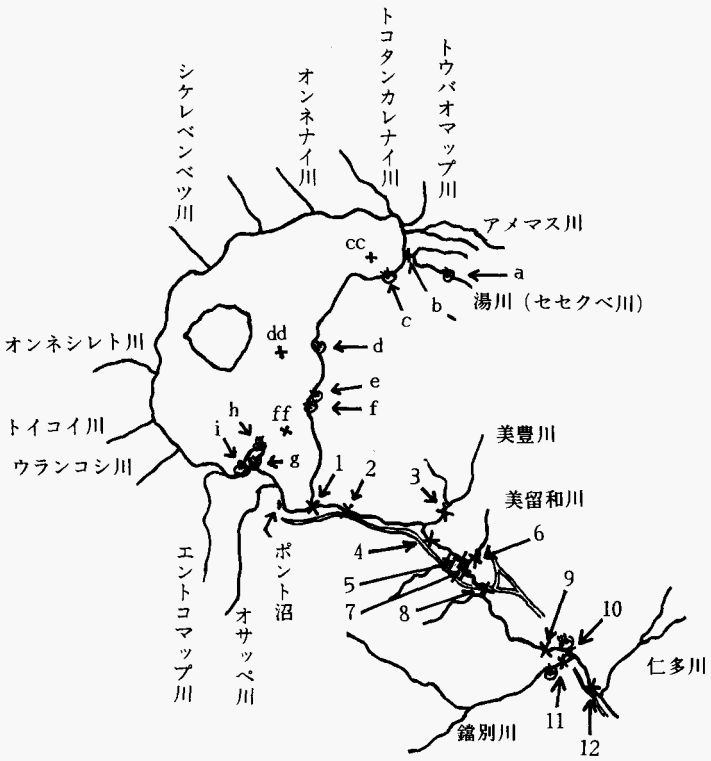

図 2　観測点並びに資料を引用した場所．
観測点：1，湖水出口；2，美豊川合流前；3，美豊川；4，美留和橋；5，美留和川合流前；6，美留和川；7，美濃里橋；8，札友内橋；9，弟子屈病院前；10，弟子屈駅前；11，鐺別川；12，放流点
引用個所：a，川湯温泉；b，湯川川口；c，仁伏温泉；d，砂湯；e，赤湯；f，池の湯；g，和琴温泉；h，和琴火山前；i，和琴温泉cc，仁伏沖；dd，砂湯沖；ff，湖心

などを検討し，1972年の日本陸水学会で口頭報告した。しかし，別報同様に報分記載が行われていなかったため，湖水の酸性化原因及び毒性 Al の湖水からの流出時期など再考察し，再度の調査前に報告するものである。

なお，この調査を進めるに当たっては，当時の北海道さけ・ますふ化場釧路事業場鴨川肇場長はじめ，辻弘技官（現渡島支場長）及び山谷邦夫技官（現北見支場次長）らに多大な協力を得た。ここに記して感謝の意を表します。

調　査　方　法

湖水の化学的及び生物学的な変遷状況については，過去の資料として高安・近藤[6]の屈斜路湖調査（1933），五十嵐他[3,4]の屈斜路湖震災調査概要（1938）を，近時のものとして北川[8]およびその他の資料[脚注1-3]を比較検討した。また湖水流出後の状況及び予測については，1968年から1972年にかけて行った調査結果から検討した。図2はこの報告で引用並びに観測した場所を示したものである。

Al の定量はオキシン塩の抽出比色法[9]によったが，濃度が著しく低くなるところでは検水量を多くすると共に，波長を385nm にして検出感度を上げた。また1972年には，毒性の強い Al イオンが採水から定量までの間に消失する恐れがあったので，採水地点で抽出分離したものも定量し，定量法を検討した。鉄(以下 Fe)の定量は，o-フェナンスロリン比色法を，pH の測定には主に日立堀場製のD-5 pH メータを用い，時には比色紙を併用した。

結果及び考察

1．屈斜路湖への温泉廃水の影響

1）屈斜路湖の水質

表1～表3は，過去に行われた湖水及び湖水の環境に関係する諸条件の調査資料の結果を示したものである。すなわち強酸性の水を湖水に排出していた湯川の pH は，1929年と1938年とでは，同じか下降傾向が見

表1　湖水の主な水質の変遷状況

年		1929		1938	1968	
月　日		8, 23-26	10, 3-10	7, 23-31	7, 28	9, 6
pH	湯川川口* (b)	2.1	2.1	2.0	1.8	2.0
	仁伏沖 (cc)	4.6	5.0, 4.3	5.2	3.3	
	砂湯沖 (dd)		5.5		4.0	
	湖心 (ff)	5.1	5.5	5.4	4.0	
	湖水出口 (1)	4.8				4.1
P	湯川川口 (b)		0.048	0.112	5.9	
	仁伏沖 (cc)	0.004	0.002	0.004		
	湖心 (ff)	<0.002	0.002	0.003		
	湖水出口 (1)	0.031				
Fe	湯川川口 (b)		12.94	25.2		47
	仁伏沖 (cc)			1.75		
	湖心 (ff)			3.08		
	湖水出口 (1)					0.16

*図2の観測地点参照

脚注3）北海道に於ける湖沼人工湖の陸水学的性状調査資料（1970）：北海道立水産孵化場，155 P，46。

られるのに，湖水の pH はむしろ高くなる傾向が見られる。しかしながら，この湖水の pH は，1968年にはそれ以前の値に比べて著しく低い(表1)。すなわち1938年以後に，急激な pH の下降が生じたことがうかがわれる。

この湖の pH が著しく低い原因については，この川湯温泉の温泉水には，Fe 及び Al の硫酸塩が多量に含まれ，これが加水分解して生じる多量の水素イオンを，湯川を介して湖水に流出するためと言われている。[4] ちなみに，1968年9月6日の湯川の鉄及び Al の硫酸塩(表5)が加水分解したとして pH を算出すると，鉄イオンの47ppm は $[H^+]=2.525\times10^{-3}$g イオン，Al イオンの77ppm は $[H^+]=8.562\times10^{-3}$g イオンの水素イオン濃度に各々相当する。これらの水素イオンに相当する pH は $-\log[(2.525+8.562)\times10^{-3)}]=1.96$ すなわち計算された pH は観測値 pH2.0と一致する（表1)。

表2　涵養河川の性質及び流量（m^3/sec）

Al 及び強酸水	河川名	1929年[註1] 月　日	流　量	pH	1968年[註2] 月　日	流　量	pH
排出河川(A)	セセクベ川(湯川)	8, 4	0.807	2.2	7,28	0.86	1.8
非排出河川(B)	オサッペ川	8,22	tr	5.6	7,28	0.21	7.6
	エントコマップ川	8,22	tr	5.8	7,28	0.21	7.6
	オランコシ川	8,22	0.070	6.9	7,28	0.085	7.2
	トイコイ川				7,28	0.07	7.2
	オンネシレト川	8,22	0.220	7.0	7,28	0.058	7.0
	シケレベンベツ川	8,22	0.240	7.0			
	オンネナイ川				7,28	0.13	7.2
	トコタンカレナイ川				7,28	0.07	6.9
	ポントウ沼川口	8,23	0.028	6.7			
	アメマス川	8,24	0.773	6.6	7,28	0.65	6.8
	トオバオマップ川	10, 7	0.063	6.2			
	小計(B)		1.394			1.495	
(C)	釧路川	8,22	11.545	4.8	9, 6	6.71	
希釈倍数	(A+B)/(A)		2.728			2.738	
	(C)/(A)		14.311			7.80	

註1及び註2：それぞれ高安，近藤[6]，及び長内・田中[10]より転記；註1では個を m^3/sec に換算

表3　屈斜路湖岸の温泉群の主な性質

年 / 温泉群[註5]	1938[註1] 川湯温泉	仁伏温泉 〈c〉	砂湯温泉 〈d〉	1938[註2] 赤湯温泉 〈e〉	和琴火山前 〈h〉	1938[註3] 和琴温泉 〈i〉	和琴温泉 〈i〉	1968[註4] 砂湯温泉 〈d〉
月　日	6.8	7.30	7.30	7.31	7.31	3.14	9.6	9.6
水　温　℃	40	44.0	52.5～60.5	48.5	90.0	44.5	>50	50
pH	1.7	7.6	5.6, 6.6	5.8, 6.6	5.6	5.2, 5.8	6.8	6.6
珪酸塩(SiO_2)ppm	528.6	52.0	47.16	49.66	41.75	44.0		
燐酸塩(P_2O_5)ppm	0.27	0.296	0.457	0.175	0.0067			
硫化物(SO_3)ppm	2850				91.9			97
塩化物(Cl)ppm	1256.7				64.3			
酸度					0.362*1		0.37*2	0.97*2
鉄塩(Fe_2O_3)ppm					1.2	0.03	tr	7.15*3
バン土(Al_2O_3)ppm					10.2	0.0	tr	2.71*3

註1－4は出典元を表す；註1，高安・近藤[6]；註2，五十嵐，木村，川内[4]；註3，五十嵐[5]，註4，後藤・田村・岩瀬[脚注2]；註5，図2参照。＊1，単位＝MVal；＊2，単位＝m.eqivaret；＊3，それぞれ塩に換算

いずれにしても，この湖の酸性化の最大原因は，湯川には硫酸塩の加水分解に生じている pH1.7（表２）という強酸性の川湯温泉の廃水が流入するため，湯川の pH が1.8～2.1と極めて低く（表１），この湯川の水が湖水に流入することが原因と推測される。

そこで，pH2.0の水素イオン濃度の湯川の水が，湖水を出るまで単純に希釈されたとして湖水出口での水素イオン濃度，pH を計算してみた。すなわち，湯川の水が湖水を出るまでの希釈倍数は，表３のデータを用いると1/14.3～1/7.8倍である。したがって，

湖水出口の pH＝湯川の pH×希釈倍数＝pH2.0÷(14.3～7.8)

$pH2.0 = -\log\ [H^+] = 10^{-2}$g 水素イオン／ℓ

∴湖水出口の $[H^+] = 10^{-2}/(14.3 \sim 7.8) = 6.99 \times 10^{-4} \sim 1.282 \times 10^{-3}$

湖水出口の $pH = -\log\ [6.99 \times 10^{-4} \sim 1.282 \times 10^{-3}] = 3.2 \sim 2.9$

が得られる。すなわち，湯川から流入する水素イオン量は，涵養水やその他の水による希釈からでは pH の改善が不可能なほどに多いことが知られる。なお湖水出口の pH は計算値より実測値の方が少し高いため，当然ながら湖水内でいくらか中和されていることがうかがわれる。

また，表３に示したように湖水の涵養水量に占める湯川の流量の割合は，1929年36.7%，1968年36.5%とほとんど変わらない。このことは降水などによって川湯の温泉水の希釈率が一時的に変わっても，経年的な変化への影響は少ないものと考えられる。

したがって近時における湖水の pH 減少は，湯川の水に含まれる川湯温泉の廃水量か，温泉の成分に変化のあったためと推察される。

昭和初期の屈斜路湖では，湯川の水と湖岸に見られるようなアルカリ性の温泉水等と微妙なバランスがあって，魚が棲める最低の条件が維持されていたものと推察される。

なお，栄養塩として重要な燐酸塩は生成した水酸化鉄に吸着されて沈澱する。このため屈斜路湖は，表１に示したように酸栄養化が著しく進んで今では生産性をほとんど失い，そのうえ酸性化によりあらわれるアルミニュウムイオンの強い毒性[7]との相乗作用から，ほとんど無機化の状態にあるものと推察される。

２）屈斜路湖の生物生産

生物相については底土には1931年に12種類の底棲動物が見られたのに，1973年には99.2%が *Spaniotoma* sp. で占められ，測定箇所14のうちの三箇所で僅かに *Chironomus halophilus* が見られたに過ぎないという極めて単純な生物相になっていることが報告されている。[9]

またプランクトンについても1929年に多数の *Daphnia* や *Bosmina*, *Cyclops* 等もかなり棲息していたのに，[6] 1968年７月には，動物性のものとしては酸性湖特有と思われる輪虫類の *Brachionus*，枝角類の

表４　昭和初期の屈斜路湖に於ける代表的生物生産*

年	漁獲 ウグイ 買日（kg）	アメマス 尾	イトウ 尾	増殖（人工孵化放流） イトウ 尾	ヒメマス 粒	ワカサギ 千粒
1928	2,800(10,500)	200	250			
1929	2,200(8,350)	170	118	180,000		
1930	2,400(9,000)	200	204	160,000		15,000
1931	2,700(10,125)	180	170	97,000	50,000	
1932	2,500(9,375)	150	138	28,000		30,000
1933	2,000(7,500)	180	202	55,800	250,000	28,000
1934	2,000(7,500)	200	155	160,000	200,000	
1935	2,300(8,859)	250	280			
平均	2,368(8,859)	191	197			

＊　田中[2]より転記

表５　湯川より屈斜路湖に流入する Fe と Al の推移

年		1929	1938	1968
月　日		10,7	7,31	9,6
流量	m^3/sec	0.807		0.65
Fe 濃度	mg/ℓ	129.4	25.2	47
流出量	g/sec	104.4	19.5-16.4*	30.6
Al 濃度	mg/ℓ		44.1	77
流出量	g/sec		35.6-28.7*	50.1
流出量の比	Fe	1	0.19-0.16*	0.29
			1	1.6-1.9*
	Al		1	1.4-1.7*

＊1929年及び1968年の流量を用いて算出

Chydorus phaericus が見られる以外は極めて希であると言われている。[10] なお植物性のものは1929年の調査時から極めて希で,[6] 1968年においても珪藻の *Melosira*, *Surirella* を検出したに過ぎないと報告されている。[10]

しかしながらこの湖では，かつては種々の動植物が生存し,[6] 1928年から1935年の間には漁業生産の記録もあり，表4に示したとおりウグイのみでも7,500kg から10,500kg もの漁業生産を支えるほどの生産力があった。[2] また現在幻の魚となってしまったイトウも捕れ，再生産のために人工孵化もなされ，またヒメマスやベニマスの人工増殖も行われて,[2,6] 1937年には1,500尾ものヒメマスがとれたという記述も見られる。[3]

すなわち，1938年までの湖水の環境は，前述のとおり少なくとも涵養河川からの流入水（表3）及び湖水周辺にある仁伏温泉に代表されるアルカリ性泉源及びその他の非酸性泉源の湧出水（表2）などと平衡が保たれて，生産性は著しく劣ってはいるものの魚の棲める状態であったことがうかがわれる。

また，五十嵐[5] も試みているように，もし川湯温泉からのアルミニュウム排出がいくらかでも少なくなれば，その分だけ湖水の生産性は増すものと推測され，ベニマス遡上の夢も夢ではなくなるであろう。

すなわち魚がまったく棲めなくなるほどの，毒性の強いアルミニュウムを伴ったこの湖の酸性化は，地球科学的テンポでの自然現象とは考えにくく，極めて近時に起きた現象と推測される。

3）近時における酸性化促進の原因並びに1938年4月29日に起きた大断層地震との関係について

前述の通り，湖水の著しい酸性化は近時における温泉廃水のなんらかの変化によるところと推察されるが，その原因については，魚のいなくなったことをも含めて，1938年4月29日に発生した屈斜路湖地域での大断層地震による誘因説から，なお現在も時々発生している地震に至るまで，地震との関係説が聞かれる。

しかしながら，表5に示したように，湯川より湖水に流入し pH に影響するとされている Fe 分は，地震前の1929年に比べて1938年の地震後に著しく減少している。したがって，川湯温泉からの影響は，この断層地震によってむしろ緩和された可能性すらみられる。

なお，地震時激しい噴湯が見られたという和琴温泉地区の地震後の調査では，火山前の噴湯に Fe，Al の存在が見られるが，湯川での濃度及び流量を考えると，この噴湯の湖水への影響はそれほど大きくはなかったものと推測される（表2）。

またこの温泉群の pH にいたっては地震以前の湖水の pH と同じかむしろ高い(表2)。従って，この地震の影響が湖岸の温泉群及び湖盆の噴湯にあったとしても極めて一時的なものであったろうと推察される。

しかるに，1968年に湯川から湖水に流入する Fe および Al の量は，表5に示したように1938に比べて前者が1.6～1.9倍，後者で1.4～1.7倍も増加している。

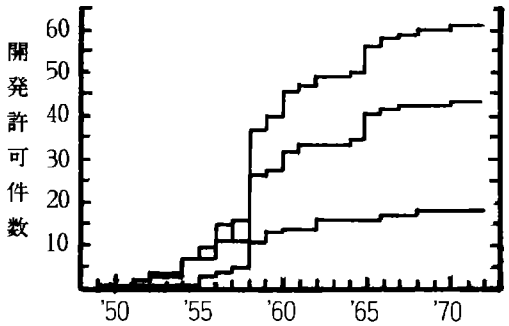

図3　川湯温泉の温泉開発許可件数の推移.
上段，全許可件数；中段，自噴或いは動力等により人工的に湧出；下段，天然泉

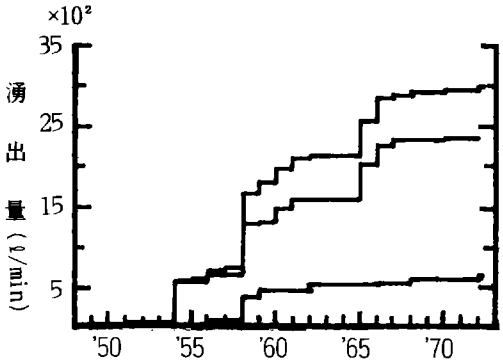

図4　川湯温泉で開発許可された温泉湧出量の推移.
上段，全湧出量；中段，自噴或いは動力等により人工的に湧出；下段，天然泉

以上のことから，湖水の著しい酸性化は，1938年以後に起きた湯川からのFe及びAlの硫酸塩，その他の溶存物を含む温泉水の流出量の増加と推察され，湖水に魚が見られなくなった原因は，前述のとおり主にモノマー態Alイオンの毒性によるものと推察される。

4）湯川からのFeイオン及びAlイオンが増えた理由及び湖外への流出時期

図3は温泉法の施行により新しい温泉の開発使用の願いが出されて許可された件数の推移を，また図4は1970年に測定された温泉水量を許可年次毎にまとめてその推移を，浦上[11]らの調査結果をもとにそれぞれ示したものである。

すなわち，図から知られるように1954年，1958年及び1965年の3度大きな温泉開発があり，これによる湧出量の増加は，1972年時の全湧出量のそれぞれ15%，19%及び12%，両3年を合わせると46.4%にも達している（図4）。そこで，何時頃から湖水の外にまでpHを低下させたか，またAlを流出させるようになったかを以下のように推算してみた。

すなわち，釧路川まで影響がおよんだ時期はその時期に温泉が排出する$[H^+]$（AA）が，湖水で沈澱したFe及びAlに見合う$[H^+]$（BB）より多くなったと考えられる。なお天然温泉の湧出量については，開発利用の年次に関係なく湧出していたものと考えられるため，全湧出量を計算の基礎とし，また泉質は変わらないものと仮定して計算することにする。

そこで，湯川の流量をｖ１（ℓ/min），湖水出口の流量をｖ２（ℓ/min），温泉の全湧出量をｖ３（min），ある年次（X）までに開発された温泉湧出量のなかで人工的に湧出するものの累計と開発されたすべての天然泉の湧出量の合計をｖ３（X），湯川および湖水出口の河水に含まれるAlとFeのそれぞれの塩に起源する$[H^+]$濃度（g/ℓ）を各々ａおよびｂ，その$[H^+]$排出量を各々A＝a×v1およびB＝b×v2，１ℓの温泉水が毎分排出する$[H^+]$量をＣとし，AA＝BBの時の温泉湧出量vXを以下のとおり試算した。

湯川から湖水に流入する$[H^+]$量および温泉水１ℓが排出する$[H^+]$量Ｃは

$$\text{Al の77ppm} = 8.5619\times10^{-3}\ [H^+]\ g/\ell,\ \text{Fe の47ppm} = 2.6246\times10^{-3}\ [H^+]\ g/\ell$$

$$\therefore A(g/min) = (8.5619+2.5246)\times10^{-3}\times v1,\ C(g/min) = A/v3 = 12.556\times10^{-2}$$

湖水出口から流出する$[H^+]$量Ｂは

$$\text{Al の2.93ppm} = 0.3258\times10^{-3}\ [H^+]\ g/\ell,\ \text{Fe の0.159ppm} = 8.5467\times10^{-6}\ [H^+]\ g/\ell$$

$$\therefore B(g/min) = (0.3258+8.5407\times10^{-3})\times10^{-3}\ [H^+]\times V2$$

湖水で中和される$[H^+]$量BBは

$$BB(g/min) = A-B = (11.0865\times10^{-3}\times v1)-(0.3343\times10^{-3}\times v2) = 297.8$$

$$AA = BB,\ AA = C\times vX,\ \therefore vX = BB/C = 297.8/12.556\times10^{-2} = 2372(\ell/min)$$

なお，1964年のv3は2349.4ℓ，開発年次不明のものを含めると2693.2ℓ，また1965年のv3は2765.1ℓ，同じく不明を含めると3108.9ℓである。

したがって，このv3がvxと等しいかあるいは少なくなるような年次Ｘは，1964年となる。

すなわち釧路川上流部における河川水の酸性化と死亡事件は，1965年に行われた第3次の開発とも言える温泉源の最後の大開発（図3，4）により，湖水での緩衝能力を越えた川温泉起源の$[H^+]$及び毒性の強いAlイオンが，湖水から釧路川へと流出するようになったためと推察される。

このようにして，温泉の開発は酸性水の排出量を増加させて湖水の酸性化を促進し，Fe塩やAl塩の排出量をも増加させて湖水の生産性をそこなわせるとともに，Alイオンの毒性により直接的に湖水の魚を死滅させ，ついには毒性の強いモノマー態Alイオンを釧路川に流出させるまでになったものと推察される。

この開発はちょうどくしくも戦後経済の高度成長期に現れた神武，岩戸，イザナギの3大景気に一致して行われたことが知られる。すなわち公害はいつに工場からの汚染のみならず，自然開発からも，環境の巨大破壊が起こり得ることを示唆する事例になるものと思われる。

2．釧路川上流部での温泉廃水の影響

1）釧路川への鉄イオンおよび Al イオンの排出

表6は1968年9月湯川の水に含まれた Fe および Al が，湖水を経て釧路川にどれだけ排出されているかを示したものである。すなわち，湯川から湖水に流入する Fe は，湖水の中でほとんど沈澱する(96.5%)が，Al イオンは39.4%も湖水から釧路川へ排出される。そしてそのうちの88.6%が毒性の強いモノマー態 Al イオンであることが計算される。

また上記のモノマー態 Al イオンの湖水出口での溶存可能量を後藤らの溶解度の式[9]から推算すると，1929年(pH4.8)に3.65ppm であったものが，1968年(pH4.1)には91.8ppm と著しく増加していることが知られる。

すなわち，Fe イオンは水酸化鉄となって燐酸を吸着し，湖水の栄養を奪いながらほとんど沈澱する。同様に Al イオンも，湖水中の非酸性の湧出水などと反応して湖底に沈澱する。

しかし1968年の湖水出口での酸性度は，湯川からのすべての Al をモノマーの状態で湖水の外へ排出することが可能なほどにまで進んでいることを示唆するものである。

2）湖水から釧路川に排出された Fe イオン及び Al イオンのその後の動向

表6は湖水で沈澱しないで釧路川へ出てきた Fe および Al のその後の動向をも示したものである。すなわち，Fe 分及び Al 分は流下につれて流下量が増減するため，これらは時々の河川の状況に応じて，支流から流入するもの，あるいは河床に沈澱しているものを巻き上げるなどして流下することがうかがわれる。

このため，1968年の9月には，湖水出口より約11km 下流のさけ・ますふ化場釧路事業場のサケ稚魚が当時放流されていた美留和川が，合流した直後の美濃里橋において，なお大量の Fe 分及び Al 分が流下し，特に毒性の強いモノマー態 Al イオンは，この美濃里橋において湖水出口の通過量のなお19.2%(表6)も含まれるという結果になったものと推察される。

表6　湯川から流入する Al，Fe の量と湖水から流出する量との関係及び河川流下中における変化量

観測年月日　1968．9．5

観測場所(No.)	湖水出口からの距離 (km)	流量 (m³/sec)	Total Fe 流入量 g/sec	Total Fe 流下量 g/sec	Total Fe 残存率* (%)	Total Al 流入量 g/sec	Total Al 流下量 g/sec	Total Al 残存率* (%)	Mononuclear Al 流入量 g/sec	Mononuclear Al 流下量 g/sec	Mononuclear Al 残存率* (%)
湯　川　(b)		0.65	30.6			50.1			50.1		
湖水出口　(1)	0	6.71		1.07	3.5		19.7	39.4		17.45	34.9
美豊川　(3)	6.6	0.46	tr				0.14				
美留和橋　(4)	7.2	10.40		1.57	147		20.9	105.5		9.92	56.8
美濃里川　(5)	10.1	1.96	0.2				0.16				
美濃里橋　(7)	10.9	12.36		1.61	127		19.2	96.3		3.35	19.2
弟子屈駅前(10)	22.2	9.0		0.72	57		7.2	36.1		tr	0

＊残存率：湖水出口の値は湯川排出量に対して，他は湖水出口での流下量及び湖水出口通過後それぞれの観測地点までの間に支川から流入するものの合計量に対しての値である。観測地点は図2参照

3）釧路川上流部における河水中の Al イオンの毒性と pH

河水中のモノマー態 Al は，河川を流下中に pH など時時刻刻に変化する河水条件に規制されて溶存量が変わる。同様にその変化の速度も諸条件によって影響される。すなわち，河水中では共存する物質の影響を受け，採水から測定までの間にモノマー態の濃度が変化することも予想される。このため測定方法の如何によっては，その場所での正確な溶存量のデータが得られず，また安全地点の選定も困難と考えられる。

以上の理由から，図5はモノマー態 Al の採水から抽出までの時間と濃度との関係を調べ図示したものである。この結果によると，河水中のモノマー態 Al は，採集時にあたかも過飽和の状態にあったかのように，採水後直ちに重合し，濃度を減じることが判った。またこの減少の度合は，濃度の高い上流部の水ほど大き

いことが知られた。

表7は河川に流出してきたAlイオンがどの辺りまで流下したとき毒性を失うか，また濃度がどのように変化するかを示したものである。同様に表8はpHの状況から安全を確認するため，河川流下によってpHがどのように変わるか，また毒性がなくなった時点でのpH値を示したものである。

これらの結果，モノマー態Alイオンの濃度は，河床に沈澱しているものからの影響はないはずなのに年によって変化し，またいくらか増加する傾向にあることも認められる。なおここに示した1972年以外のモノマー態Alイオンの濃度は，採水後に生じる濃度変化が考慮されていないため，前述の理由によりもう少し多いものと思われる。

したがって，美濃里橋(Lt.7)で行った簡易生物試験[脚注4]において，モノマー態Alイオンの濃度が0.04 ppmという極めて低い濃度なのに，1/3が死亡する

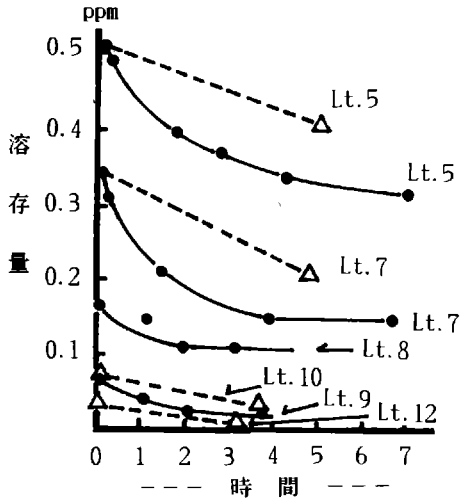

図5　モノマー態Alイオンの採水から測定までの経過時間と溶存量との関係
実線は4月27日，破線は4月28日にそれぞれ測定し，図中の番号は測定場所を示す（図2を参照）

表7　アルミニュウムイオン濃度の流下にともなう変化

観測場所 (No)	湖水出口からの距離 (km)	1968 4.19	1968 9.5	1969 3.25	1969 4.11	1969 5.7	1970 4.20	1971 5.7	1972 4.27 / 28
湖水出口(1)	0		2.93 (2.60)						
(2)	2.1		2.62						
美豊川(3)	6.6		tr						
美留和橋(4)	7.2		2.0 (0.95)						
美留和川合流前(5)	10.7	1.6		1.89	1.54	1.75	1.90 (0.17)	2.32 (0.30)	1.98(0.51→0.34) / 2.04(→0.41)
美留和川(6)	10.7	0.11	0.08						
美濃里橋合流後(7)	10.9	1.6	1.55 (0.27)	1.89	1.66	1.58	1.25 (0.04)	1.82 (0.11)	2.04(0.34→0.15) / 2.10(→0.21)
札友内橋(8)	13.2						1.17 (0.05)	1.65 (0.06)	1.96(0.16→0.11) / 1.84(→0.17)
病院前(9)	20.8	1.5	1.16 (tr)				0.60 (tr)	1.50 (0.02)	1.84(0.06→0.02) / 1.83(→0.02)
弟子屈駅前(10)	22.2		0.80 (tr)				1.01 (0.01)	1.52 (0.02)	1.84(0.07→0.03)
鐺別川(11)			0.36 (tr)						
放流点(12)	24.7 ~24.9	0.4	0.37 (tr)				1.02 (0.08)	1.02 (0)	2.03(0.03→tr)
美濃里橋に於ける簡易試験での死亡率註		5月 5時間 52.2% 24時間 100%		5月 16時間 76.3% 24時間 100%			24時間 1/3		24時間 60.9%

註：釧路事業場の放流用排水が釧路川に導かれた地点近くの下流部に，うなぎ用の合成樹脂製の〝びく〟に，数百尾の放流用稚魚を収容して得た値である。表中（ ）内はmononuclear ionの濃度を表し，1972年以外の値は全ての観測と採水を終了した後，事業場に運んで抽出定量した値である。1972年の値は採水直後と運搬後にそれぞれ抽出定量し，採水直後のものには右に→印を付けて運搬後に抽出したものと区別し，全ての観測点での採水を終了してからの定量値との関係を示した。観測地点は図2参照

脚注4）表7の註を参照。

表 8　pH の流下にともなう変化

観測場所 (No)	湖水出口からの距離 (km)	1968 4.13 / 19	1968 9.5	1969 4.11	1969 5.7	1970 4.20	1971 5.7	1972 4.27 / 28
湖水出口(1)	0		4.1					
(2)	2.1		4.4					
美豊川(3)	6.6		7.2 (7.0-7.2)					
美留和橋(4)	7.2		4.9 (4.6-4.9)					
美留和川合流前(5)	10.7	(4.8) / (4.9)		(5.0)	(4.6)	5.6 (4.9)	5.35	4.7(5.1) / 5.0
美留和川(6)	10.7	(7.2)*	7.5 (7.2-)					
美濃里橋合流後(7)	10.9	(5.5) / (5.4)	5.2	(5.6)	(5.2)	5.85 MR5.3	5.62	4.9 / 5.2(5.5)
札友内橋(8)	13.2					5.90 MR5.3	5.74	5.1(5.5) / 5.3(5.6)
病院前(9)	20.8	(5.6) / 6.15	5.4			6.25 MR5.5	6.20	5.3(5.8) / 5.7(5.9)
弟子屈駅前(10)	22.2		5.9 (5.4-5.3)			6.80 BTB6.7	6.28	5.7(5.9)
鐺別川(11)			7.2			6.36 MR6.3, BTB5.7		
放流点(12)	24.7 ～24.9	(6.7)	6.3 (6.2-6.5)				6.7	6.6(6.4)

(　)内及び文字を添えた値は比色法による。観測地点は図 2 参照。＊，孵化用水

という結果には，前記理由により見かけ上モノマー態 Al イオンの濃度が少し低くなっていることも考えられる。すなわち，先の毒性試験の結果[7]によれば，0.049ppm の濃度において，20%ものサケ稚魚が死亡したことをも考慮すると，ほぼ妥当な結果と言えそうである。

次に，河水中のモノマー態 Al 濃度の年変動の原因については，河水量の多かった1970年に低く，河水量が少なかった1971年に多くなったことから，河水量の増加によって pH が上昇しポリマーに変化したり，直接希釈されたりするためと考えられる。

しかし，1972年の結果では，この年の河水量は前 2 年に比べて極めて多かったにもかかわらずモノマー態 Al イオンの濃度が高く，湖水出口から24km ほど下流の鐺別川が合流したのち，ようやく安全濃度にまで減少した。したがって，Al イオンの川湯からの排出量はなお年によって変動する可能性のあることが考えられる。

その変動原因については，川湯温泉における湯の使用量が，年によって変わることも考えられ，そのため湖水よりのモノマー態 Al の流出量に変動の生じていることも考えられる。

いずれにしても，このモノマー態 Al－イオンの毒性は，年によって湖水出口より22km の弟子屈市街において，なお安全な状況にないことが推察される。

このため前述のさけ・ますふ化場では，稚魚の放流を鐺別川の合流点以降までトラック輸送によって行い，また放流前に Al の濃度を測定したり，pH と Al の溶存量が一定の関係にあるため，pH の測定によって安全地点の確認を行っている。

なお pH からみた安全地点については，モノマー態 Al イオンの溶存量が比較的正確に定量できたと思われる1972年のデータから推定すると，少なくとも放流点で得られた値である pH6.6 近くまで中和されているところと言えそうである。

4）1970年頃の釧路川上流部（さけ・ますふ化場釧路事業場周辺）の魚類

ふ化場から放流されたさけ稚魚の死亡事件が発生したのは1968年 3 月であるが，ちょうどこの事件の起き

る前から赴任していた孵化場職員辻弘氏（現渡島支場長）より当時有力な釣情報を得ていたので，温泉廃水が釧路川のその他の魚類への影響として以下に記録する。

すなわち，1969年にはふ化場構内の小川で1年魚と思われるヤマベを1,000尾以上，同じく2年魚を200～300尾，ニジマス200～300尾，その他イワナ，アメマスなども多数釣った。しかしヤマベの釣獲は1970年には40～50尾，同じく1971年20尾位と，年と共に極端に少なくなった。しかし美留和川より上流にあるイシカリベツ川では1971年になおニジマス及びヤマベを込みにして100尾位釣った。

これらの釣獲魚はほとんどが天然産卵により再生産されていたと思われるものである。したがって前述の情報は，支川によって多少生き残り時期に差があるにしても，1968年には多数のサクラマスが美留和川など支川で天然産卵し，1969年以後それが激減したことを示唆する。

すなわち，1968年に放流サケ稚魚を死亡させた温泉廃水による河川への汚染は，1969年には，支川で天然産卵しようとしたヤマベ，ニジマス，イワナなどにも著しい障害を与える程のものであったことが推察される。

以上のことから，川湯温泉起源の Al イオンの影響は，釧路川の魚類相を含む生態系へも生じており，その影響は最近の温泉開発により急速に進んだものと推察される。

要　　約

1．前報から，釧路川でのサケ稚魚の死亡事件は，川湯温泉の廃水が原因による河川水の酸性化と，そのために起きる Al イオンの毒性により発生したことが明らかになった。

この報告は，川湯温泉の廃水が，何時頃から屈斜路湖及び流出河川である釧路川の水を酸性化させ，生態系にまで影響を及ぼすようになったか，またその影響は釧路川水系のどの辺りまで及んできたかを調べたものである。

2．屈斜路湖には，少なくとも第2次世界大戦の終わりまで，生産性が著しく劣っていたものの，種々の動植物が棲息していたことが文献からも知られた。

3．湯川の pH についてはその河川水に含まれる Fe 及び Al の硫酸塩が加水分解して生じる［H^+］イオン濃度にほぼ等しく，この［H^+］量は湖水の涵養河川の流入水量では希釈不可能な程に多いことが推算された。このため湖水の酸性化は，湯川より流入する温泉廃水中の Fe 及び Al の硫酸塩に起因するものと思われた。

4．屈斜路湖における生物生産の停止は，川湯温泉の大開発が，第二次大戦後の経済発展に連動して3次にわたって行われたことに起因し，その時期は1954年の第1次の開発に始まったものと推測された。

5．釧路川上流の著しい酸性化，それに伴う湖水から河川への毒性 Al イオン（モノマー態 Al イオン：mononuclear aluminum ion）の流出は，1965年の第3次の温泉開発以降に発生したことが推測された。

6．河水中のモノマー態 Al イオン量は採水後時間の経過につれて急激に減少する。このため当該物質の河水中における溶存量の測定には，試料の採取時に抽出しなければならないことが知られた。

7．河川における前記 Al イオンの濃度は年によって違うため，降水量のみならず温泉使用量等湧出量が，年によって変動することも推察された。

8．このため釧路事業場のさけ稚魚の放流は，湖水出口から25km（釧路事業場から14km）下流の毒性がまったくなくなる鐺別川合流後の地点まで輸送し，pH の測定によって安全性を確認しながら行われることになった。

9．屈斜路湖の無機質化及び釧路川での魚の死亡事件は，川湯温泉の温泉廃水が最大の原因と考えられる。このため温泉廃水を中和処理することができれば，釧路川上流部の河川環境の改善はもとより，屈斜路湖の蘇生と新たな観光資源の開発をも可能にするものと考えられる。

文　　献

1）五十嵐彦仁（1949）：河川を汚濁する天然廃水，鮭鱒彙報，**48・49**，11-15.

2）田中林蔵（1937）：塘路湖屈斜路湖の養殖事業，鮭鱒彙報，**31**，19-24.

3）五十嵐彦仁・木村鎚郎・川内　滋（1938）：屈斜路湖震災調査（其一），北水試旬報，第399号.

4）五十嵐彦仁・木村鎚郎・川内　滋（1938）：屈斜路湖震災調査（其二），北水試旬報，第400号.

5）五十嵐彦仁(1956)：北海道に於ける鉱工業廃水と水産被害，421 P．229-237，北海道鮭鱒保護協会連合会.

6）高安三次・近藤賢蔵（1933）：屈斜路湖調査，北海道水産試験場水産調査報告第28冊，1．

7）橋本　進(1989)：温泉廃水による環境破壊－I．川湯温泉に起源するアルミニュウムイオンの魚毒性について，さけ・ますふ研報，(43)，29-38.

8）北川礼澄（1976）：北海道東部4湖－屈斜路湖，阿寒湖，塘路湖，然別湖－の底生動物相の研究，日本陸水学雑誌，**37**（1），37-41.

9）Goto, K., H. Ochi, and T. Okura (1958) : Determination of the aluminum in true solution in the presence of colloidal hydrated alumina, Bull. Chem. Soc. Jap., **31** (6), 783-784.

10）長内　稔・田中寿雄（1969）：湖沼環境調査及びヒメマス移植並びに屈斜路湖魚類棲息状況調査復命書，北海道立水産孵化場.

11）浦上晃一・大槻　栄・田上竜一・小泊重能・瀬川良明・高倉裕一・市川泰男・内田和隆・浦野慎一・太井子宏和（1971）：川湯温泉・仁伏温泉の調査，北海道大学地球物理学研究報告，(26)，33-60.