

八郎潟調整池の富栄養化について

第6報 代かき時における田面水質の挙動について

三浦竹治郎 湯川 幸郎 片野 登
大友 久利 大橋 猛 小玉 幹生¹⁾

I 緒言

八郎潟調整池の富栄養化機構解明調査の一環として、大潟村干拓農地からの排出水の水質について調査を行い、予報¹⁾で代かき時の落水について、SSの量が非常に多くそれに附随して、肥料成分の流出量も多い事を報じた。本報では56年の調査結果について、代かき時の田面水の水質と、暗渠排水の水質について報告する。

56年度は代かき時の田面水について、現地調査を行うと共に、当センター内に現地土壌を供試した模擬水田を作り、モデル実験を行った。また暗渠排水について現地圃場で、中干し時と秋季落水時の排水についての水質を調査した。

II 調査圃場および調査方法

田面水の調査は、昨年と同様大潟村農地の代表的な3圃場について行い、対照として秋田市内の一圃場を調査した。調査圃場の耕種条件を表一に示した。モデル調査はセンターのガラス室内で行い、ポリ製箱型(61×41×32cm)に、大潟村現地調査田の2圃場風乾水田土壌を10cm厚さに入れ、2圃場とも同量の施肥量とし、水深を10cm、減水深10mm/日を目標に底から排水しながら、代かき作業に準じて土壌攪拌を行った。なお採水および減水分は採水毎に補充した。供試土壌のおもな理化学的性質を表二に示した。現地水田の暗渠調査は、大潟村A圃場の暗渠について、7月、8月の2回暗渠の放水口で排出水の調査を行った。

表一 調査圃場の耕種条件

圃場	項目 土 性	入植時期	元 肥 量 (kg/10a)	代かき日	田植日
A	灰褐色系砂壤土	S 45	硫加磷安(11号) 40kg N:5.20 P:2.27 K:4.32	5/2	5/11
B	強グライ土壌重粘土	S 46	硫加磷安(121号) 60kg N:6.00 P:5.24 K:4.98	5/8	5/14
C	強グライ土壌重粘土	S 55	硫加磷安(121号) 40kg 重過石 30kg N:4.00 P:7.96 K:3.32	5/2	5/11
D	強グライ土壌埴壤土	—	硫加磷安(12号) 50kg N:6.50 P:3.70 K:5.00	5/5	5/10

1) 現在秋田県湯沢保健所

表-2 供試土壌の理化学性

圃場 項目	pH	T-N (%)	NH ₄ ⁺ -N (mg/100g)	T-P (mg/100g)	塩基置換 容量 (CEC) (me/100g)	粒 度 分 布 (%)			
						砂		シルト	粘 土
						2.0mm ~0.42mm	0.42mm ~0.074mm	0.074mm ~0.005mm	0.005mm 以下
A	7.8	0.14	0.5	14	18.0	6.7	56.5	15.8	21.0
B	6.4	0.27	2.4	48	39.5	11.5	26.9	51.6	10.0
C	7.6	0.30	2.9	21	42.0	17.4	23.6	29.0	30.0
D	4.9	0.22	6.1	35	15.2	16.6	33.0	29.4	21.0

Ⅲ 調査項目および分析方法

pH、導電率、SS、COD、T-N、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、T-P、PO₄³⁻-Pの分析は前報と同じ方法で行った。また、COD、T-N、T-Pは、試料をガラスファイバー紙(0.5~0.6μm、径4.7cm)でろ過し、可溶性成分も分析した。土壌分析は土壌養分分析法、また粒度分布はJIS A 1204で行った。

水質分析は、原則として試料採水日に行い、出来ない場合は0°C冷蔵庫に保存し、なるべく早く分析を行った。

Ⅳ 調査結果

1. 表面排出調査

i) 代かき水排出調査

56年度の調査結果を表3~6、代かき時における田面水のSS、Nの動向を図1~3に示した。

大瀧村農地のかんがい水は予報で報告したように、循環方式になっており、代かき、田植の時期には、通常時のかんがい水より混濁しSS15~50mg/l、T-N0.5~1.8mg/l、T-P0.04~0.19mg/lで推移している。

代かき直前の田面水は、SS濃度は用水よりも減少する傾向であるが、施肥並びに土壤からの溶出でT-N1.0~7.4mg/l、T-P0.18~0.30mg/lとかんがい水に比較して数倍の濃度になる。

表-3よりA圃場では、代かき直後にSS濃度は12,000mg/lと急上昇するが、作業後急激に沈降する。しかし、55年度と同様に6日後で、230mg/l、9日後で150mg/lと異常に高い濃度で安定しA圃場の特徴となっている。COD、T-Pは、代かき後5~6日で55年度と同様に18mg/l前後、0.18mg/l前後で安定、T-Nは2mg/l前後でかんがい水の数倍の濃度で安定している。

B圃場では、代かき直後の水は十分把握出来なかった。代かき4~5日後にCOD15mg/l前後、T-P0.23mg/lまたT-Nで2.0mg/l前後と55年度とほぼ同様の値であった。SS濃度は、3日後160mg/l、6日後270mg/lと55年度に比較して高い濃度で安定している。

C圃場では、代かき6日後でSS濃度92mg/l、7日後で67mg/lになり55年度と同様にかんがい

水よりやや高い値で安定している。COD、T-N、T-Pも同様である。pH、導電率は、3圃場共55年度と同様の傾向を示しており、pHは代かき直後に低下し、その後上昇する。導電率は、代かきの影響を受けないで一定している。

D圃場では、昨年と同様SSが速かに沈降し、大瀧村圃場とは強い対照をなしている。また、N成分動向に大瀧村圃場と異なる面があり、SSろ過後の田面水中のN成分の量が多い。

表-3 A圃場の用水・田面水の分析結果

試料	項目	採水月日	pH	導電率 μV/cm	COD mg/l	COD (ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N (ろ過) mg/l	T-P mg/l	T-P (ろ過) mg/l	SS mg/l
用水 代かき 直前 直後 1日後 3日後 6日後	水	5.2	7.9	330	5.3	3.8	0.24	<0.007	0.02	0.74	0.69	0.047	<0.006	14
	直前	5.2	6.7	596	8.5	7.0	6.24	0.015	1.05	7.36	7.03	0.282	<0.006	11
	直後	5.2	5.6	471	554	5.8	9.29	0.034	3.09	59.7	4.47	1.290	0.386	12,370
	1日後	5.3	7.0	410	49	15	1.84	0.069	0.47	7.46	2.69	0.853	0.134	1,390
	3日後	5.5	6.9	369	11	8.1	1.38	0.081	0.50	9.17	2.36	0.120	0.046	1,400
	6日後	5.8	7.6	452	18	10	0.23	0.034	0.41	2.79	1.63	0.167	0.068	232
落水	直前	5.11	6.8	411	18	9.9	0.18	0.028	0.14	1.66	0.69	0.341	0.037	151

表-4 B圃場の用水・田面水の分析結果

試料	項目	採水月日	pH	導電率 μV/cm	COD mg/l	COD (ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N (ろ過) mg/l	T-P mg/l	T-P (ろ過) mg/l	SS mg/l
用水 代かき 直前 直後 1日後 3日後	水	5.7	9.2	690	8.9	5.4	0.16	0.033	0.58	1.83	0.87	0.189	0.143	50
	直前	5.8	9.3	730	9.7	7.0	0.09	0.029	0.67	1.90	0.91	0.189	0.138	34
	直後	5.8	7.1	1,520	22	11	6.19	0.060	0.63	8.82	7.36	1.205	0.154	634
	1日後	5.9	7.6	761	28	5.5	1.26	0.048	0.75	5.70	1.75	0.458	0.049	670
	3日後	5.11	8.7	642	11	6.6	0.13	0.027	0.63	2.68	0.82	0.168	0.033	166
	落水	直前	5.13	8.6	544	13	5.5	0.15	0.020	0.16	2.42	0.66	0.235	0.077

表-5 C圃場の用水・田面水の分析結果

試料	項目	採水月日	pH	導電率 μV/cm	COD mg/l	COD (ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N (ろ過) mg/l	T-P mg/l	T-P (ろ過) mg/l	SS mg/l
用水		5.2	9.1	454	5.8	3.4	0.01	<0.007	<0.01	0.48	0.31	0.126	0.066	15
代かき	直前	5.2	9.0	608	10.0	7.4	0.05	0.019	0.32	1.00	0.73	0.306	0.120	13
	直後	5.2	7.5	629	2,142	16	4.43	0.026	13.0	229	4.19	11.06	1.738	54,700
	1日後	5.3	8.0	683	20	9.8	0.17	0.143	1.66	3.65	1.26	2.080	0.221	159
	6日後	5.8	8.6	627	16	10.0	0.02	0.022	0.17	1.83	0.65	0.167	0.088	92
落水	直前	5.9	7.5	612	11	8.6	0.02	0.014	0.12	1.40	0.76	0.181	0.036	67

表-6 D圃場の用水・田面水の分析結果

試料	項目	採水月日	pH	導電率 μV/cm	COD mg/l	COD (ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N (ろ過) mg/l	T-P mg/l	T-P (ろ過) mg/l	SS mg/l
用水		5.4	6.0	179	7.7	4.2	1.95	0.021	0.77	3.74	3.91	0.301	0.110	76
代かき	直前	5.5	5.1	329	6.7	5.7	7.82	0.009	2.12	11.3	9.81	0.548	0.440	27
	直後	5.5	4.7	370	105	5.6	8.23	0.034	3.45	19.7	11.7	3.239	0.091	2,240
	3時間後	5.5	5.0	245	29	5.6	3.83	<0.007	1.71	8.17	5.72	0.568	0.075	440
	6時間後	5.5	4.9	266	13	5.0	4.66	0.007	2.60	8.76	6.82	0.265	0.067	219
	12時間後	5.5	4.9	292	12	6.1	5.48	0.014	3.12	8.88	7.85	0.281	0.097	116
	24時間後	5.6	—	—	8.0	5.5	4.58	0.013	2.54	7.99	7.49	0.303	0.123	60
落水	直前	5.10	—	—	8.4	4.7	1.18	<0.007	0.71	2.56	2.00	—	0.031	21

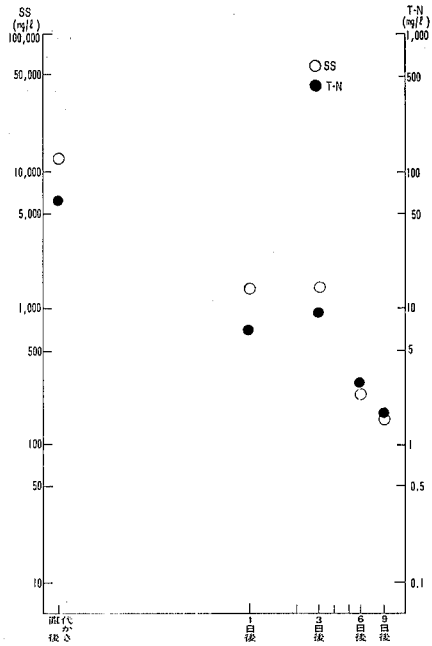


図-1 A圃場の代かき時における田面水のSS・T-Nの動向

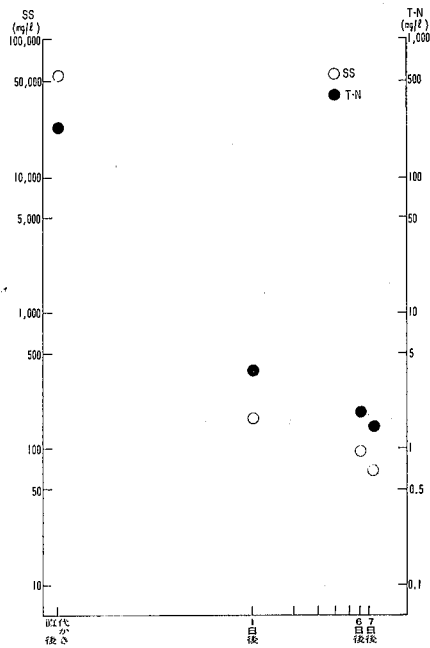
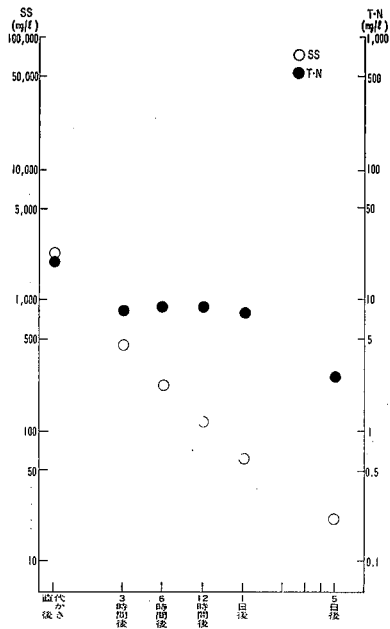


図-2 C圃場の代かき時における田面水のSS・T-Nの動向



図一3 D圃場の代かき時における田面水のSS・T-Nの動向

ii) 容器試験調査

代かき直後からのSSの推移と肥料成分の推移の間に、強い整合性が見られた。また、SS量の安定量が、大潟村圃場で異常に多いことなどについて、圃場条件を排除するためにガラス室内でモデル調査を行った。表7～8および図4～7にその調査結果を示した。SS量は代かき直後から急速に沈降し、A、C圃場共現場と相似た型を示し、安定値は50～100mg/lである。N量の推移は、T-N（未ろ過）ではSS量の推移に附随している。それに対してろ過水中のT-N量は、量的変化が少ない。これに対してP量は、約半日後には安定量に達し、その後の変化もゆるやかであり、特にろ過水のP量の変化は非常に少ない。CODの消長はNの消長と極めて良く整合している。形態別Nの推移は、代かき直後は有機態Nが80%前後であり、N量がやや安定する2日後には40%まで急速に少なくなるが、その後はゆるやかに推移する。Pについては、A圃場土壌とC圃場土壌で $PO_4^{3-}-P$ とT-Pの比率が著しく異なる。

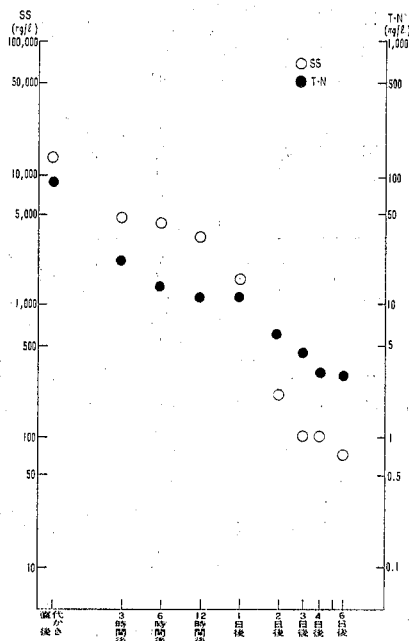
$PO_4^{3-}-P$ とろ過水のT-Pの推移の整合性が高い。

表一7 A圃場土壌の代かき時の分析結果(容器試験)

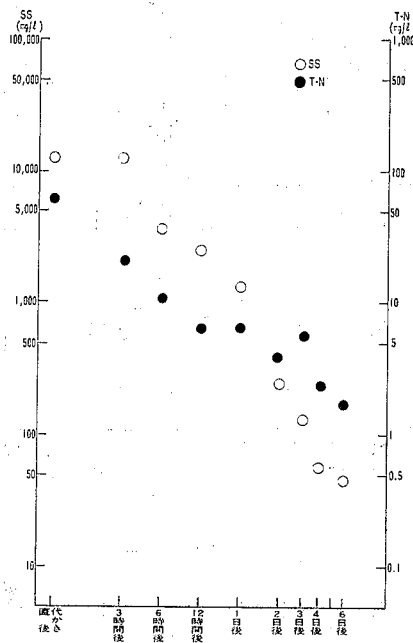
時間	項目	SS mg/l	COD mg/l	COD(ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N(ろ過) mg/l	PO ₄ ³⁻ -P mg/l	T-P mg/l	T-P(ろ過) mg/l
代かき直前		262	23	—	0.57	0.056	0.89	3.32	—	0.223	0.898	—
直後		13,850	1,416	42	6.99	1.262	7.34	87.62	3.35	0.398	5.456	1.540
3時間後		4,680	201	22	2.25	0.921	2.98	22.02	6.53	0.160	4.225	0.406
6 "		4,260	127	23	1.80	0.900	2.99	14.70	6.18	0.144	1.347	0.503
12 "		3,360	72	20	1.48	0.851	2.27	11.24	5.08	0.189	1.425	0.514
1日後		1,580	72	23	1.47	0.844	2.95	11.15	5.48	0.181	0.762	0.430
2日後		204	57	11	1.37	0.780	1.62	6.25	4.34	0.212	0.710	0.420
3日後		100	21	11	1.02	0.586	0.96	4.44	2.93	0.187	0.678	0.305
4日後		98	13	8.6	0.71	0.347	0.94	3.09	2.22	0.193	0.456	0.297
6日後		72	11	8.0	0.56	0.186	0.75	2.98	1.99	0.176	0.412	0.266

表一8 C圃場土壌の代かき時の分析結果(容器試験)

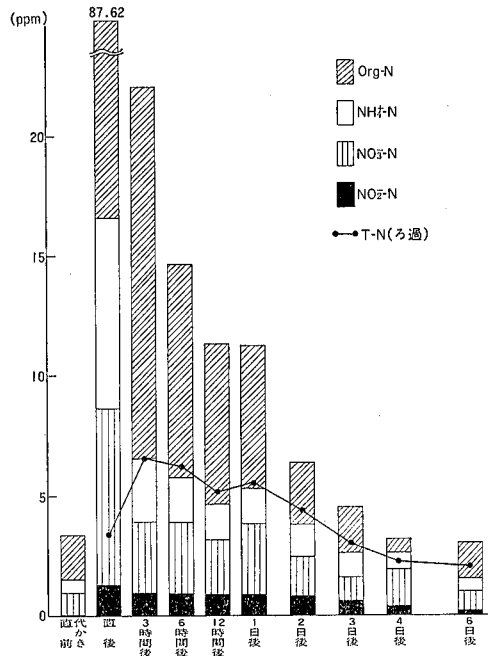
時間	項目	SS mg/l	COD mg/l	COD(ろ過) mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	T-N(ろ過) mg/l	PO ₄ ³⁻ -P mg/l	T-P mg/l	T-P(ろ過) mg/l
代かき直前		234	23	—	0.54	0.161	0.68	3.00	—	0.274	0.908	—
直後		12,900	1,044	34	6.41	0.735	7.15	61.8	2.41	0.515	3.980	1.148
3時間後		12,550	115	28	1.70	0.893	0.66	21.8	3.93	0.333	3.178	0.535
6 "		3,740	67	28	1.32	0.900	1.03	10.4	5.66	0.555	2.016	0.543
12 "		2,520	47	28	1.20	0.773	0.43	6.23	3.99	0.555	0.913	0.607
1日後		1,310	43	25	1.13	0.816	0.39	6.29	3.81	0.466	0.929	0.467
2日後		246	30	16	1.11	0.668	0.39	4.18	3.41	0.458	0.729	0.482
3日後		129	18	14	0.97	0.530	0.21	6.09	2.65	0.391	0.587	0.451
4日後		57	13	10	0.75	0.321	0.26	2.47	2.11	0.246	0.396	0.321
6日後		45	11	9.0	0.58	0.157	0.24	1.86	1.60	0.195	0.370	0.302



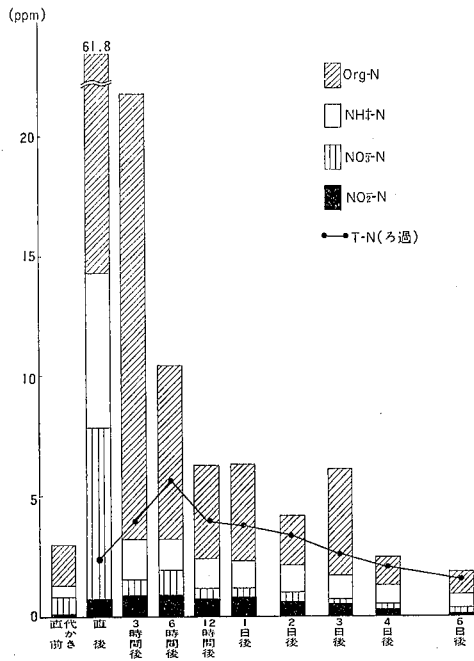
図一 4 A圃場土壌の代かき時におけるSS・T-Nの動向 (容器試験)



図一 5 C圃場土壌の代かき時におけるSS・T-Nの動向 (容器試験)



図一6 A圃場土壌の代かき時における形態別N（容器試験）



図一7 C圃場土壌の代かき時における形態別N（容器試験）

2. 暗渠排水調査

A圃場における暗渠排水調査結果を表9～10に示した。

A圃場では、7月上旬に中干しを行っている。暗渠の排水口は1圃場で8排水口あるが、排水口を同時に開き、その1排水口の調査を行った。中干し時の落水直後は塩ビ集水管内のSSを含んだ黒灰色の水が流出するが、数時間後には暗渠内のもみがら中の水、次に表面残留水が暗渠を通過し緑灰色～黄色に変化する。pHは一定で、導電率の高い溶解物質の多く含んだ排水である。COD、T-N、およびT-Pは落水直後がやや高く、その後ほぼ一定の値を示す。施肥成分である NH_4^+ -Nと、 PO_4^{3-} -Pの割合がT-N、T-Pに対して非常に高いのが田面水と異なっている。

収穫期田面乾燥のために、8月下旬に落水する。7月中干し時と同様に落水直後は黒灰色の水が流出し、黄色に変化した。7月中干し時に比較してpHは、ほぼ同様であるが、導電率、COD、T-NおよびT-P共減少している。

表-9 中干し時における暗渠排水の分析結果

試料	項目	採水 月・日・時	色相	pH	導電率 μC/cm	COD mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	PO ₄ ³⁻ -P mg/l	T-P mg/l	SS mg/l
暗渠落水	直後	7.8 10:10	黒灰	6.8	5.210	129	0.50	0.008	0.35	8.98	0.982	2.122	560
	20分後	7.8 10:30	黒灰	6.9	8.020	88	0.88	<0.007	0.12	2.24	0.850	1.447	260
	40分後	7.8 10:50	暗緑	6.8	5.190	67	0.55	0.010	0.04	0.99	1.041	1.141	28
	1時間後	7.8 11:10	暗緑	6.8	5.610	70	0.86	<0.007	0.09	1.04	1.151	1.238	3
	2時間後	7.8 12:10	緑灰	6.8	4.470	85	0.51	<0.007	0.10	2.12	1.217	1.399	3

表-10 落水時における暗渠排水の分析結果

試料	項目	採水 月・日・時	色相	pH	導電率 μC/cm	COD mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	T-N mg/l	PO ₄ ³⁻ -P mg/l	T-P mg/l	SS mg/l
暗渠落水	直後	8.20 10:10	黒灰	6.5	638	36	0.07	<0.007	0.06	1.03	0.264	0.295	23
	20分後	8.20 10:30	黒灰	6.5	722	15	0.07	<0.007	<0.01	0.56	0.074	0.283	1
	40分後	8.20 10:50	黄	6.4	663	17	0.05	<0.007	0.01	0.62	0.074	0.185	3
	1時間後	8.20 11:10	黄	6.4	807	18	0.04	<0.007	0.03	0.64	0.086	0.303	2
	2時間後	8.20 12:10	黄	6.4	742	17	0.06	<0.007	0.04	0.67	0.092	0.299	2

V 考 察

水質環境の富栄養化に寄与する農地排水中の栄養塩類、特に施用肥料成分の流出は世界的に関心を呼んでいる問題である。²⁾

特に、世界有数の多施肥国である日本の水田では無視し得ない問題であり、これまで多くの調査研究が行なわれて、農地排水中の肥料成分が水質汚濁原因の重要な要因であることが指摘され、一部で非常に高率の流亡率が報告されている。^{3) 4)}

八郎潟干拓農地は、ヘドロ土壌であり、元来すこぶる潜在地力の高い土壌であるが、干陸後の年数経過と共に熟田化が進み、それに伴って塩基類の急速な洗滌脱が起り、地力の減耗が激しく、^{5) 6)}現在は化学肥料の施用量も増加し、一部では標準施用量に倍する施用量もあると現地で見聞している。かかる現状から我々が実施している干拓地内の幹線排水路の水質の推移は、かんがい期に負荷の増加を示している。農地排水の中で、一時的ではあるが大きな負荷源として代かき、田植時の落水の問題が広く提起されて、^{3) 4)}我々も代かき作業後、田植時の落水を取り上げ、代かき作業後の肥料成分の消長とSS量の消長との関連を調査した。前報で大潟村農地の代かき後の田面水について、SS量が高濃度で安定することを指摘した。今回の調査でもその事が確認され、大潟村の水田は対照水田に対してかなり高い濃度のSS量を示している。この事は室内実験でも同様であるので大潟村土壌の特性を示すものと考えられ土壌学的検討を必要とするものである。肥料成分については、田面水の未ろ過とろ過とで、¹⁾T-Nの消長が明らかに異なり水溶成分に対して、粒子態成分の比率が非常に高いことを示している。また田面水の形態別Nの消長から、大潟村農地ではヘドロ土壌の豊富な潜在N量を反映して、有機態Nの比率が非常に高く、代かき時の田面水の粒子態N成分の大半を、有機態N即ち、土壌Nからなっている事を示している。

NH_4^+ 態と NO_3^- 態の比率は前年とやや異なり、また既往の⁴⁾調査結果とも整合しないので、今後検討を要する。PについてはP自体が土壌吸着性の強い成分であるので、溶存態としてはもちろん、粒子態としても、田面水に存在する量は少なく、その消長はゆるやかである。また溶存態の大半を PO_4^{3-} 態でしめている。

以上の調査結果から排水路に代かき、田植時に出現する高濃度のSS量とCODは共に水田からの土壌粒子の流出に由来する面が大きく、そして大潟村農地は土壌的に、またその一圃場の面積が大きい大型圃場である等の条件から、代かき時に土壌粒子の沈降がおそく、高濃度で安定維持されるので、田植直前の落水時には、土壌粒子の流亡が大きい特徴を持つものである。現在の調査段階では、現象面での解析のみであり、排水量など基礎的數字を把握していないので、負荷量計算は不可能であるが、今後これらの点について調査を行う予定である。

八郎潟干拓農地は、既述のように、海抜下にあるヘドロからなる低質重粘な土壌であるので、耕地化には土壌の排水、乾燥を促進し、土壌物理性の向上をはかることが急務であり、特に大型圃場での大型機械化体系の技術確立には前提として、圃場の排水、透水性の賦与、地耐力の向上は必須条件であった。この為に八郎潟干拓地では干拓後の圃場造成の第一工事として、暗渠の埋

設が行われた、渠間、渠深は $10\text{m} \times 0.5\text{m}$ である。しかし現実にはその効果は以外に少ないものであった。⁶⁾

その後、米の生産調整が行なわれるにあたって、大瀧村ではその所有農地の約半分を畑地化することが義務付けられ、結果的に田畑輪換経営となった。その為には水田土壌から畑作も可能な、汎用化が要求され、その対策の一環として暗渠の埋設が再度行なわれている。その渠間、渠深は $5\sim 10\text{m} \times 0.5\sim 1.0\text{m}$ であり埋設溝の土壌深は 0.2m でその下はもみがらであり、かなり無理な施行である。その結果、すでにかかなり発達している酸化層および亀裂深度と合いまって、排水効果は非常に高くなった。暗渠からの排水については、すでに多くの研究報告があり、⁴⁾農地からの肥料成分の排出にしめる比率の大きさが指摘されている。

我々は、大瀧村農地について初めてその水質の一端を明らかにしたものであるが、その結果は既往の知見に見られるように、栽培前期には肥料流出量が多く、収穫期落水では少ない。またN成分の大半が土壌Nに由来する有機態Nであることなどが確認された。しかしPについては、その量が以外に多い事、および PO_4^{3-} 態の比率が高いことなど、今後検討すべき問題は多くある。この問題は、大瀧村農地が既述のように特殊な条件下で造成されている点との関連で解析されなければならない、今後土壌学的調査をあわせて行なう必要がある。また、このような現象面の解析のみでなく流量の推定等を行なって負荷量の算定を行ないたい。

VI 摘要

- 1) 大瀧村農地について、55年度と同様に代かき時の田面水水質の推移を調査し、また一部現地水田土壌を用いて室内実験を行なった。さらに暗渠排水についても調査した。
- 2) 大瀧村農地のかんがい水は循環方式になっており、代かき時には通常より混濁する。
- 3) 代かき直後の田面水のSS濃度は急上昇するが、対照圃場では約24時間で用水とほぼ同程度まで低下した。しかし大瀧村3圃場では代かき5～9日経ても用水の4～10倍の濃度で、55年同様である。室内実験でも同様であった。
- 4) 代かき直後は、現地3圃場での田面水中の窒素成分は土壌窒素に由来する有機態窒素が60～80%、容器試験でも80%前後で、施肥量とT-N濃度とは相関がない。
- 5) 代かき時の田面水中のSS濃度と、T-N、T-PおよびCODとは、現地、容器試験とも強い相関関係が認められた。
- 6) 可溶性成分(ろ過したCOD、T-N、T-P)、導電率は代かきの影響が少なく、容器試験ではT-Pを除いて特に影響が少なかった。pHは代かき直後にやや低下するものの、ほぼ一定である。
- 7) 落水直前の田面水は、3圃場とも施肥成分の比率は代かき直前より下ったが、かんがい水より数倍の濃度であり、特にA土壌でやや高値を示した。
- 8) 中干し時(7月上旬)における暗渠排水は、T-N、T-P濃度が割合高く、かつ NH_4^+-N 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ の占める率が高いのが田面水と異なる。

謝 辞

本調査にあたり、試料採取などご配慮いただいた秋田農試大瀧支場長ほか関係職員に感謝いたします。

〔参 考 文 献〕

- 1) 秋田県環境技術センター年報 八郎瀧調整池の富栄養化について
第8号 第4報 代かき時における田面水質の挙動について
- 2) K. S、ポーター 環境保全と窒素・リン 農林統計協会
- 3) 有光 一登 他 人間環境としての農林生態系 農林水産技術情報協会
- 4) 米田 茂男 農地排水による肥料成分の排出機構
農業および園芸 第55巻第10号～第56巻第12号
- 5) 秋田県農業試験場 八郎瀧干拓地土壌の特性と耕地化
過程に関する土壌学的研究 昭和47年
- 6) 八郎瀧新農村建設事業団 八郎瀧新農村建設事業誌 1976

県内酸性河川水の調査

第1報 八幡平熊沢川水系について

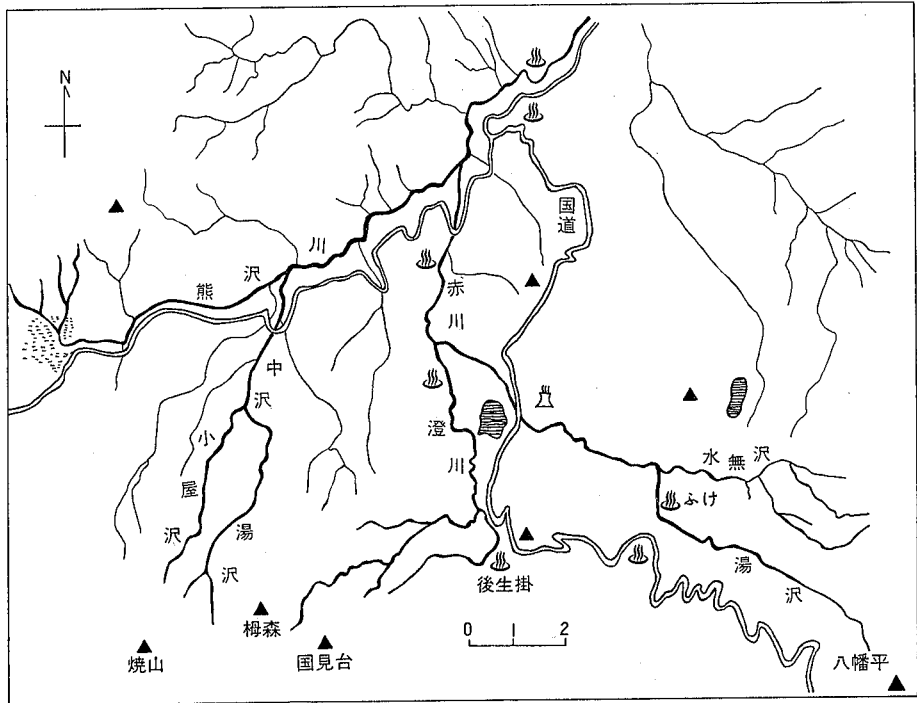
三浦 竹治郎

本県には、強酸性の温泉または鉱泉に由来する酸性河川が数水系ある。奥羽山脈八幡平の北麓を流れる熊沢川の上流もその一つである。八幡平は那須火山帯に属する奥羽山脈上に噴出した火山群であり、主体は雄大なアスピーテをなすが、南端にコントロイデをなす焼山がある。その接点は多くの断層を含む花輪構造線の南端に当り、その一部をなす南北に走る地溝帯と、それに斜交する多くの断層^{2) 3) 8)}からなる。この地帯に八幡平温泉群を代表するふけの湯、後生掛温泉等多くの温泉が点在する。これらの温泉が熊沢川酸性の負荷源¹⁾とされている。

昭和55年2月・10月に、環境庁の委託で、同水系の一部の水質調査を実施したが⁴⁾、その折、酸性を示す川が意外に多い事と、調査地点によっては2回の調査時のpH測定値に大きな差が見られた事から、昭和56年・57年に熊沢川水系の八幡平山麓のほぼ全域にわたって補足調査を実施したので、熊沢川水系のpH値の変化をとりまとめて報告する。

I 熊沢川水系の概要

熊沢川は八幡平西端中腹の大場谷地で、三叉森南斜面から4本の沢水を合わせて川となり、谷地を貫流し、山麓を北東に流れ、支流を合流しながら、切留平地内で北に向を変え、山峽を流下し、夏井で平地に出て、小豆沢で米代川に合流する米代川上流水系の一部をなす川である。流路延長約21km、標高差約800mである。流況は大小多くの支流を合せ、川床は巨石、礫で、急流で流量の変化が激しい。熊沢川は八幡平字老沢地内で、折島沢川から取水したうえ、下流6kmにある八幡平発電所用水の一部として取水されており、渇水期にはほぼ全量を分流するので、老沢、熊沢間の流量はごく少い。熊沢から下流では発電所排水、榎内川、夏井川等を逐次合流するので、末端では流量もかなり豊富である。熊沢川は、上流で、八幡平焼山および八幡平温泉群を源とする中の沢川、赤川等の酸性河川を合流するので酸性を呈するが、下流では多くの支流を合流するので、末端の環境基準測定点の長峰橋では過去5年間 pH6.7~7.2であり、常に環境基準を満足¹⁾している。



第1図 熊沢川上流河川概要図

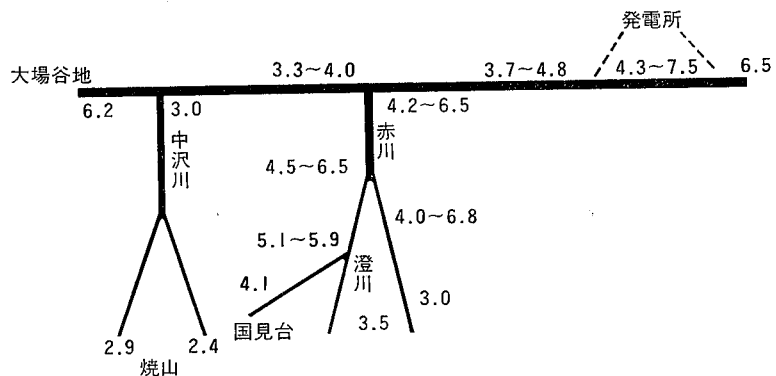
Ⅱ 調査時期および調査項目

調査は昭和55年2月・10月・56年秋季4回および57年夏秋季に3回実施した。また県⁷⁾ 鉱務課で昭和50年から毎年6月・10月に同水系の一部について水質調査を実施しているの、その結果をも参考にした。

調査項目はpHおよび電気伝導度とし、必要に応じて他の項目をも調査した。

Ⅲ 調査結果

pH値の調査結果を第1表に示し、それに基づいて、同水系内pH値の変化の模式図を第2図に示した。



第2図 熊沢川水系模式図

第1表 各河川の測定値

河川名	地点名	pH (回数)	電気伝導率	pH (回数) ※
	大場谷地	5.0~7.5 (6)	55~75	
熊沢川	最上流	6.2 (3)	40	6.0~6.4 (4)
	中の沢合流前	6.4 (1)	50	
中の沢川	湯の沢	2.0~2.4 (2)	1640~3010	2.1~2.4 (4)
	小屋沢	2.7~2.9 (2)	1063~1570	2.6~2.9 (4)
	末端	2.9~3.1 (3)	669~1053	2.8~3.2 (2)
熊沢川	赤川合流前	3.3~4.0 (5)	149~217	3.7~4.0 (8)
	赤川合流後	3.7~4.8 (5)	114~151	4.0~4.3 (4)
	坂比平	4.3~7.5 (5)	85~160	4.3~6.9(12)
	熊沢	6.4~6.5 (2)	100	
赤川	ふけの湯下	2.7~3.0 (4)	738~1420	
	大沼	4.0~6.8 (6)	88~180	3.7~5.1(12)
	末端	4.2~6.5 (5)	104~180	4.6~6.5 (8)
澄川	後生掛	5.1~5.9 (5)	60~68	3.6~6.1 (6)
	末端	4.5~6.3 (4)	89~160	4.5~6.6(11)
	後生掛温泉下	3.4~3.7 (4)	185~320	4.2~5.7 (6)

※ 鉱務課調査資料より

この調査結果から、熊沢川水系の酸性化は温泉だけでなく、八幡平焼山からの中の沢川と後生掛温泉、ふけの湯温泉を含む赤川に由来することがわかる。

各水系毎に詳述すれば次のようである。

- 1) 熊沢川の源流は大場谷地北端の沢水と谷地内の湧水であり、水量はかなりあり、pH7.0前後である。しかし、大場谷地の南側には旧宮川硫黄鉱山の鉱石集積所跡が2箇所あり、これから流量は極く少ないが、pH1.7~4.8の浸透水や沢水が出ており、谷地内にはpH4台の流れもある。さらに谷地から約700m下流にpH5.0~5.3のかなりの水量を持つ沢水が流入しているので、熊沢川上流はpH6.2前後である。その後、谷地沢川その他の沢水が合流して、中の沢合流前の熊沢川はpH6.4、K=50程度の普通の河川水である。
- 2) 中の沢川は上流で湯の沢川と小屋沢川に分れるが、源流はともに焼山火口附近の湧水に発しており、強酸性の温泉を含み、また旧宮川硫黄鉱山露天堀跡を流れているので、上流はpH2~3の強酸性で、溶存物質も多い。同川の末端はpH2.8~3.0で熊沢川に合流し、流量は熊沢川より多い。中の沢川合流後の熊沢川はpH3.4~4.0である。
- 3) 赤川水系は八幡平国見台の北面から発する澄川と、澄川の右岸上方に沿って流れ、後生掛温泉内を通る川が、温泉直下で合流し、盲目沢を流下し、澄川温泉下流で、八幡平山頂北西斜面

の湯の沢から発し、ふけの湯温泉内を流下する赤川と合流し、切留平地内で熊沢川に合流する。後生掛温泉より上流の澄川およびそれに沿う川は pH4 台であるが、大沼地熱発電所および鉱務課の調査では変動が大きい。これに後生掛温泉水が pH3 台で合流し、赤川合流直前では pH5～6 台である。

赤川はふけの湯温泉を通るので、温泉直下で pH 3 台であるが、約 2 km 下流の大沼では pH 4～7 と変化が大きい。赤川は pH4.5～6.5 で熊沢川に合流する。

- 4) 赤川合流後の熊沢川は pH 4 を中心に上下し、中の沢川の影響の大きさを示している。合流点から約 1.5 km 下流の老沢で発電所用水として大部分を取水され、坂比平地内では流量も少なく、pH は 4.3～7.5 と変動する。発電所用水は、熊沢川、折島沢川、東又沢川から取水し、熊沢で熊沢川に放水され、その pH 値は pH 6 台で安定しており、熊沢川下流の pH 値を代表する。

IV 各河川の水質

- 1) 中の沢川の源流は焼山鬼ヶ城、中央火口丘附近の湧水、温泉から発しているが、附近一帯は硫黄露天掘跡であり、多くの硫気噴孔が見られる所である。したがって、湧水、温泉、滲透水は $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ 型の酸性水である。

第 3 表 中の沢川上流部の水質

	pH	K	Na	Ca	Mg	Fe	Al	Cl	SO ₄	HBO ₂
湯の沢上流	50—7	2.4	6.9	14.0	1.7	8.5	4.8	51.4	635	
	50—10	2.2	7.1	11.7	2.1	8.2	6.4	17.0	834	
小屋沢上流	50—7	2.8	1.7	3.7	0.5	1.5	3.3	3.5	630	
	50—10	2.7	1.9	3.6	0.6	1.7	4.6	8.5	193	
温泉(又—)	47—10	1.7	8.2	10.1	18.4	7.2	10.5	68.0	1049	5.7

(注) 衛研、鉱務課資料

- 2) 赤川上流の源流は、平常時は、ふけの湯温泉の約 200 m 上流にある川床内の小さな湧水 (pH 7.4) とその直下の温泉 (pH 4.2) であり、それより上流の湯の沢は溜沢である。大部分の川水は左岸の二箇所の温泉変質帯にある多数の温泉と川床内の大きな温泉から流出する。ふけの湯温泉の大半は酸性硫化水素泉、単純酸性泉であり、川水は温泉直下で pH 2 台で $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ 型の酸性水である。温泉と川水の分析例を第 3 表に示す。

第 3 表 赤川上流部の水質

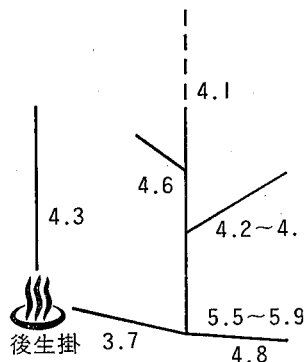
	pH	K	Na	Ca	Mg	Fe	Al	Cl	SO ₄	CO ₂	HBO ₂	H ₂ SiO ₃	H ₂ S
※ ふけの湯(川原の湯) ※	2.35	1.21	3.70	23.4	6.10	26.6	21.1	3.9	429.6	275.5	13.2	198.9	10.8
赤川上流温泉下	2.66	3.26	9.00	17.1	3.77	10.0	25.8	9.9	346.8				
後生掛温泉 (オナメモトメ) ※	2.7	1.8	5.35	10.6	6.90	14.0	10.6	0.14	227.5		37.8	98.8	2.8
後生掛温泉直下 57—10 ※	3.2	2.7	9.5	6.6	3.1	10.9		11.0	157.0				
" 56—10 ※	3.6	1.8	6.9	4.7	2.0	2.7		7.4	68.0				

(注) ※衛研、鉱務課資料

- 3) 後生掛温泉も、その温泉変質帯は様々の火山現象³⁾が見られ、また硫黄、褐鉄鉱の露天掘跡地⁶⁾であるので、そこに湧出する多くの温泉も酸性硫化水素泉、単純硫化水素泉であり、温泉直下の川水は $\text{SO}_4^- > \text{Cl}^-$ 型の酸性水である。
- 4) 澄川上流には温泉、火口、変質帯露頭等は見当らない。澄川上流の遡行調査は本流のみで、支流の詳細は不明である。澄川は八幡平国見台と梅森との間の沢から発しているが、平常時は標高1100~1150m附近より上流は涸沢であり、この地点の川床および川岸の崖に数箇の酸性の湧水があり、これが源流となっている。その水質は第4表に示した。流下途中に左右2本の支流が合流しており、共に似た水質であるので、地形、流量等から判断して、支流も隣沢の同標高地点の湧水を源とするものと見られる。また澄川右岸上方に沿って流れ、後生掛温泉に入る川も似た水質であるので、これも隣沢の同標高地点の湧水に発するものと見られる。

第4表 澄川上流部水質

	pH	EC	K	Na	Ca	Mg	Fe	Al	Cl	SO ₄
湧水	4.1	138	1.0	3.3	4.00	1.45	0.84	3.10	6.5	42.4
支流合流前	4.6	66	1.0	3.1	2.30	1.06	0.1	0.86	6.5	22.1
支流	4.2	101	1.8	3.3	3.84	1.06	0.12	1.55	3.1	23.9
末端	5.5	69	1.1	3.3	3.84	1.41	0.10	0.30	6.5	17.0
右岸上方の川	4.3	108	1.4	4.2	4.61	1.10	0.10	7.93	9.3	64.0



第3図 澄川上流概要図

八幡平西側中腹部の温泉群は花輪構造線南端にある南北に伸びる2本の断層の間の陥没帯に沿って散在しているが、数箇の例外を除いて、ふけの湯から赤川温泉までの高地が、 $\text{SO}_4^- > \text{Cl}^-$ 型の強酸性で、切留平以下の低地で中性ないしアルカリ泉に移行している。焼山周辺は全て $\text{SO}_4^- > \text{Cl}^-$ 型の強酸性泉で、玉川温泉の中の大噴のみ $\text{SO}_4^- < \text{Cl}^-$ 型で唯一の例外である。^{3) 5)} 澄川上流の湧水はこれら第4紀火山性温泉とは全く異質の冷泉であり、梅森溶岩(両輝石安山岩)⁸⁾の南北4.5kmの断層とこれに斜交する1kmの断層の交点附近に湧出した冷泉群である。焼山北斜

面中腹でpH5 台の小流水に数回出会っているので、湧水はほかにも在ると思われる。

V pH値の変動について

熊沢川では赤川、澄川、熊沢川中流などでpH値が変動している。川水のpH値変動の主因は流量の変化である。高山地帯の川は流量の変化が激しく、5万分の地形図に明示されている大きな沢でさえ、平常時は全く涸沢となり、融雪時や豪雨時には大出水を起すなど、流量に極端な増減を示す沢が見受けられる。

赤川について、ふけの湯から大沼までの2kmを遡行調査した結果、2本の沢と大きな湧水(130t/時、60t/時)が2箇所合流するほか、ごく少量の沢水が数本流入している。これらの中には強酸性の小沢水1本と弱アルカリ性の小湧水が2箇所ある。しかし、この間のpH測定値は2.98～5.18で距離と共に漸増し、躍増値は見られない。したがって大きな変動は平常時は涸沢になっているが、延長約2.5kmの急斜面の広い集水域を持つ水無沢の出水によると見られる。

澄川上流も沢の上部は大きな涸沢になっている。また左岸の支流の合流後は川床に白色沈澱物が沈着し始め、後生掛温泉付近では川床が一面に白色沈着物でおおわれている。

これは後生掛温泉からの水が合流してpH値が下ると消失する。pH値変動による沈澱現象の一例である。白色沈澱物の組成は第5表の様である。

第5表 沈澱物成分表 (%)

水分	18.28	CaO	0.09
強熱減量	18.85	MuO	0.009
SiO ₂	37.42	MgO	0.066
SO ₄	6.12	Na	0.020
Al ₂ O ₃	13.46	K	0.013
Fl ₂ O ₃	2.25	Cu	0.004

熊沢川中流のpH値の変動は折島沢川、江戸川水、水沢川、志張沢川等流入河川の流量変動と発電所用水の取水との関係で、時には支川の水だけになる事に原因している。

VI 鉱山、温泉変質帯

本調査を通じて、もう一つの負荷源として無視できないものは本調査地域内にある鉱山露天堀跡地や温泉変質帯である。中の沢川流域で確認しただけでも、宮川鉱山跡、又一鉱山跡、トキワ褐鉄鉱露天堀跡等がある。また随所に硫黄鉱石の集積所跡がある。赤川澄川流域でも赤川鉱山跡、同製錬所跡、伝左衛門鉱山跡、同製錬所跡、澄川製錬所跡、宮川製錬所跡などがある。後生掛温泉、ふけの湯温泉、澄川温泉には大きな温泉変質帯がある。宮川鉱山跡の滲透水はpH2.8、宮川製錬所跡の滲透水や沢水はpH3.6～4.6、ふけの湯変質帯の滲透水はpH3.0である。本調査地域が県内最多降水地域であることを考慮すれば、融雪時や豪雨時には、これらからの負荷が無視できない量となると思われる。

本地域には大沼地熱発電所が操業しているが、用水は湧水を利用している⁴⁾ので、放流水の水質に異常は認められない。

VII ま と め

熊沢川の川水酸性化の範囲は発電所用水を取水している老沢までである。酸性化の主因は焼山、ふけの湯、後生掛温泉等の火山性温泉水で、従来言われている赤川¹⁾より中の沢が安定しており、焼山の影響が大きい。今回明らかにした澄川上流の湧水群は火山現象とは別個の異質な水質であり、今後地質学的な解明を必要とする。

酸性の程度は高山地帯の小河川であるので流量の変化が激しく、pH値の変動も激しい。

このような地域では、色々の状況下で、数多くの測定を重ねなければ、実態を正確に掌握することは困難である。

八幡平には数多くの温泉があり、その泉質も様々であるが、水質データのない未利用の温泉変質帯や川床中の温泉、湧水についても詳細な調査を行い、また温泉直下の川床沈澱物の調査も行い、環境水域への影響程度を確かめる必要がある。また八幡平には数多くの硫気噴気帯があるので、これらの環境への影響も合わせて調査する必要がある。

今回の調査は八幡平の北側斜面のみであるが、八幡平、焼山の東および南側斜面には、玉川温泉を始め叫沢、赤沢、石仮戸沢、湯沢等多くの強酸性湧水や硫気噴孔群があり、今後環境への影響と言う見地から総合的な調査が必要であろう。

謝 辞

この調査を実施するに当り、三菱金属大沼地熱発電所から山中の案内等多くの御援助をいただいたので記して謝意を表す。また55年度2回の調査は鹿角保健所、環境保全課の技師諸君の協力によるものであり、記してその労を謝する。なお、本調査の分析は当センターの水質科、土質科の職員によるものである。

参 考 文 献

- 1) 秋田県：環境白書 昭和55年度
- 2) 日本自然保護協会：十和田八幡平国立公園後生掛地区地熱発電所計画に伴う学術調査報告 昭和47年
- 3) 椎川誠：十和田・八幡平の地学 昭和53年
- 4) 秋田県：地熱発電による水質汚濁防止基礎調査 昭和55年
- 5) 秋田県衛生科学研究所：温泉分析表
- 6) 秋田県：秋田県における休廃止鉱山 昭和55年
- 7) 秋田県：地熱地帯開発事前調査報告 昭和51年以降
- 8) 三菱金属株式会社：Geological map of the north-Hachimantai geothermal area. 昭和51年

男鹿半島近海の魚介類の重金属含有量調査について

三浦竹治郎 瓜生 信彦 湯川 幸郎 片野 登
大橋 猛 小沢喬志郎¹⁾ 小林 裕²⁾ 加藤 潤³⁾
三浦 平則⁴⁾ 北島 哲彦⁵⁾ 高橋 昇⁶⁾

I はじめに

男鹿半島は、日本海に突出した半島で海岸は、半島の南側および北側で砂浜、半島の西側、頂部は磯浜である。水深は、海岸線に平行して規則的に沖へ向って深度を増し、約4 km沖で平均水深は30 m前後となっている。本海域の水産物相は、対島暖流の影響を反映し一般に温帯性の魚類等が多いが、夏と冬とでの水温差が大きく日本海沿岸の水産物相を特徴づけるうえで大きな要因となっている。また、半島沿岸は比較的塩分濃度が低く、南側で内湾性水産物が目立つのも一つの特徴となっている。これら多種多様の水産物については、これまで幾度かの生態調査及び生物汚染調査等が実施されているが、概して散発的であった。

本報告では、昭和53年から55年までの3ケ年、男鹿半島近海から産する魚介類中の重金属含有量について調査を行ったのでその結果を報告する。

II 調査方法

1 調査時期

昭和53年から55年までの3ケ年

2 試料

男鹿市北浦、五里合、戸賀、門前、船川、脇本、船越及び天王町上出戸で水揚げされたマダイ30例、ヒラメ32例、イシガレイ22例、ガザミ23例である。初年度、半島周辺の分布を調査する意図から半島に分布する各漁港から試料を収集したが、その後の調査で漁場がほぼ共通していることから各漁港を一括して処理することにした。

3 魚介類の前処理

昭和50年度環境庁有害物質による環境汚染(生物汚染)調査分析方法の試料の調整による。なお、マダイ、ヒラメ、イシガレイ及びガザミはいずれも可食部(肉のみ)を試料とした。

4 分析方法

試料の分析は、昭和50年度環境庁有害物質による環境汚染(生物汚染)調査分析方法に準じた。
T-Hg: 石英管燃焼、原子吸光光度法(金アマルガム法)

-
- 1) 現在秋田県衛生科学研究所 2) 現在秋田県大曲保健所 3) 現在秋田県本荘保健所
4) 現在秋田県福祉保健部医務薬事課 5) 現在秋田県生活環境部環境保全課
6) 現在秋田県工業技術センター

Me-Hg：直接抽出、ガスクロマトグラフ法

Cu・Pb・Zn・Cd：湿式分解、DDTC-MIBK抽出、原子吸光光度法

Cr・As・Fe・Mn：湿式分解、原子吸光光度法

5 表示方法

分析結果は、すべて湿重量当りの濃度とし、検出限界は表-1に示すとおりである。

表-1 各項目における検出限界

分析項目	検出限界(ppm)	分析項目	検出限界(ppm)
T-Hg	0.01	Cd	0.01
Me-Hg	0.005	Cr	0.01
Cu	0.05	As	0.02
Pb	0.05	Fe	0.1
Zn	0.1	Mn	0.01

Ⅲ 調査結果

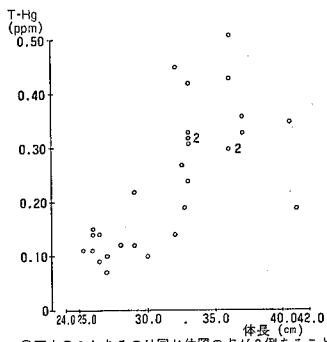
3ヶ年の魚介類の重金属濃度分析結果を表-2に示す。これによると、魚介類の重金属については一般的に水銀類は大形魚及び回遊魚に多く、銅、鉛、亜鉛、カドミウム等は底棲の魚介類に多い傾向にあるとされているが、本調査においても同様の傾向にある。マダイでは総水銀の平均値が0.24ppm、メチル水銀で0.14ppmと他の魚介類に比較して高く既往のデータよりも高い傾向にある。これは本調査における魚体が大型であることにも一因があるものと考えられる。

ガザミは底棲性の特性を示し、水銀類は総水銀で平均0.05ppm、メチル水銀で平均0.02ppmと最も少ない。しかし、銅、亜鉛等の重金属類は他の魚介類と比較し高い傾向にある。一方、魚介類の体長・体重と各種重金属類との関係を示す分布を図-1から図-20に示す。喜田村¹⁾らによると水銀は体長・体重と正の相関があるといわれているが、筆者らの調査でもマダイ、ヒラメ、イシガレイがよく正の相関を示している。また、ガザミの体重とメチル水銀、クロムが、ヒラメの体長とヒ素がそれぞれ正の相関関係にあり、逆にタイの体長と鉛、ヒラメの体長と鉄、マンガ、イシガレイの体長・体重と亜鉛に負の相関がみられた。

表一2 魚介類の重金属濃度分析結果

魚介名	例数	統計量	体長 cm	体重 g	水分率 %	T-Hg ppm	Me-Hg ppm	Cu ppm	Pb ppm	Zn ppm	Cd ppm	Cr ppm	As ppm	Fe ppm	Mn ppm		
																\bar{x}	S. D.
マダイ	30	\bar{x}	31.7	1,007	67.9	0.24	0.14	0.22	0.04	3.6	0.02	0.14	4.0	1.6	0.10		
		S. D.	4.4	459	3.7	0.12	0.08	0.07	0.05	0.5	0.09	0.16	1.5	1.4	0.04		
		min	25.3	467	60.7	0.07	0.042	0.10	<0.05	2.2	<0.01	0.03	0.93	<0.1	0.02		
		max	41.0	2,426	79.1	0.51	0.320	0.43	0.27	5.2	0.50	0.98	8.30	7.1	0.26		
ヒラメ	32	\bar{x}	35.4	838	67.9	0.08	0.04	0.18	0.02	3.9	<0.01	0.12	1.6	0.8	0.16		
		S. D.	5.1	423	3.6	0.04	0.02	0.06	0.02	0.6	—	0.05	0.5	0.4	0.07		
		min	27.0	392	59.6	0.01	0.009	0.10	<0.05	3.1	<0.01	0.03	0.79	<0.1	0.09		
		max	52.0	2,583	75.6	0.18	0.120	0.36	0.17	6.4	0.04	0.28	2.90	1.9	0.50		
イシガレイ	22	\bar{x}	22.2	266	64.1	0.06	0.03	0.24	0.06	7.4	<0.01	0.22	1.8	1.9	0.10		
		S. D.	4.2	155	8.6	0.05	0.02	0.09	0.09	1.5	—	0.51	0.7	3.4	0.05		
		min	16.8	108	45.4	0.03	0.014	0.09	<0.05	4.5	<0.01	0.03	0.54	<0.1	0.03		
		max	31.0	621	75.4	0.27	0.150	0.53	0.45	10.0	<0.01	2.5	3.5	17.0	0.28		
ガザミ	23	\bar{x}	/			64.0	0.05	0.02	10.9	0.07	28.5	0.07	0.13	3.8	2.4	0.40	
		S. D.				88	13.0	0.02	0.01	4.3	0.11	5.0	0.06	0.10	2.7	1.3	0.36
		min				163.1	43.5	0.02	0.009	4.0	<0.05	19.0	0.01	<0.01	1.2	0.2	0.04
		max				437.4	81.7	0.11	0.083	17.3	0.49	38.0	0.30	0.39	12.0	4.6	1.5

(注) \bar{x} : 平均 S, D, : 標準偏差 min: 最低 max: 最高



③ 図中○2とあるのは同じ位置の点が2例あることを示す

図-1 タイの体長に対する T-Hgの関係を示す分布図

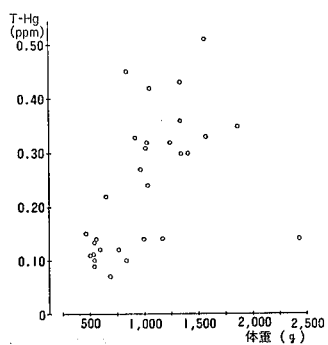


図-2 タイの体重に対する T-Hgの関係を示す分布図

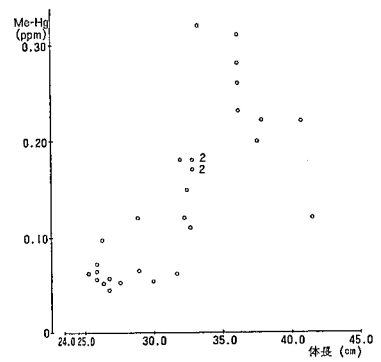


図-3 タイの体長に対する Me-Hgの関係を示す分布図

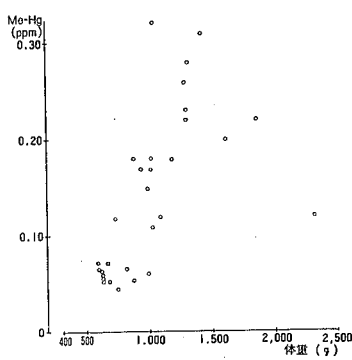


図-4 タイの体重に対する Me-Hgの関係を示す分布図

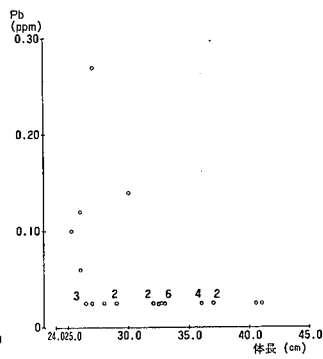


図-5 タイの体長に対する Pbの関係を示す分布図

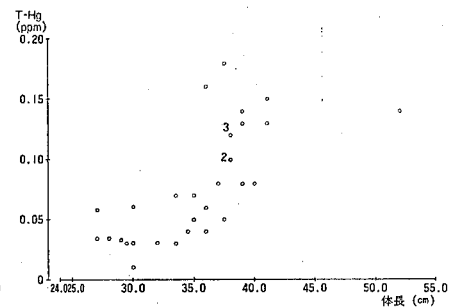


図-6 ヒラメの体長に対する T-Hgの関係を示す分布図

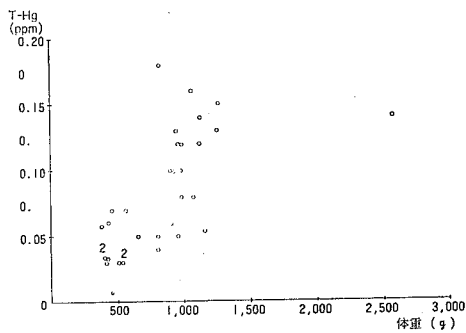


図-7 ヒラメの体重に対する T-Hgの関係を示す分布図

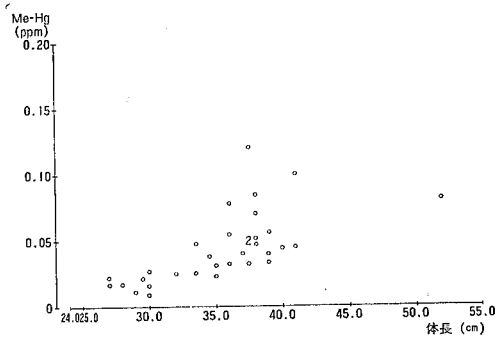


図-8 ヒラメの体長に対する Me-Hgの関係を示す分布図

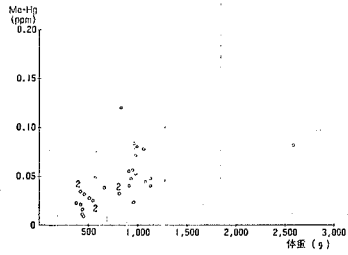


図-9 ヒラメの体重に対する Me-Hg の関係を示す分布図

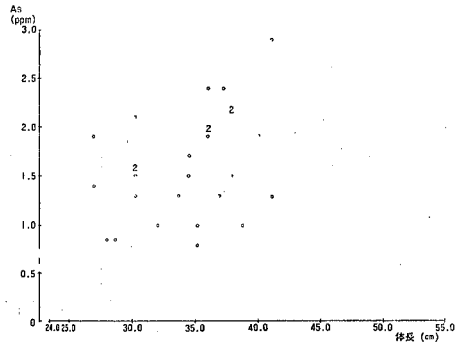


図-10 ヒラメの体長に対する As の関係を示す分布図

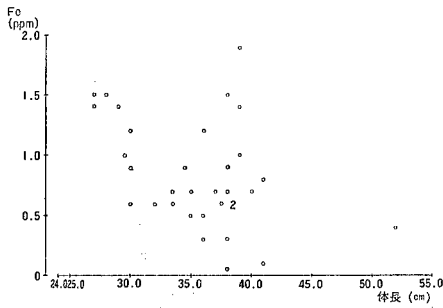


図-11 ヒラメの体長に対する Fe の関係を示す分布図

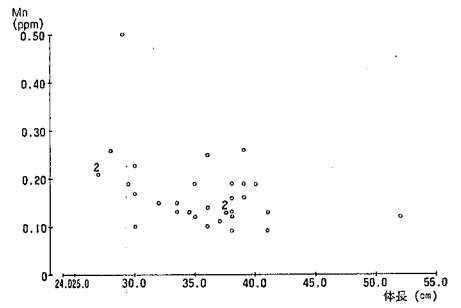


図-12 ヒラメの体長に対する Mn の関係を示す分布図

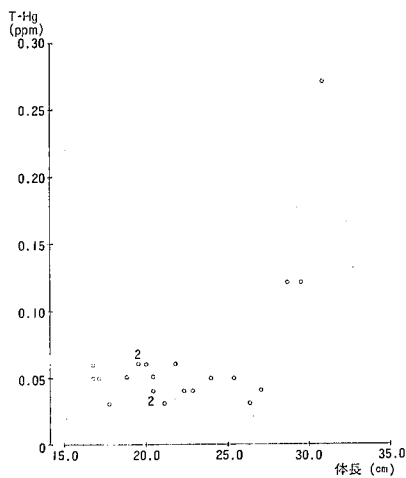


図-13 イシガレイの体長に対する T-Hg の関係を示す分布図

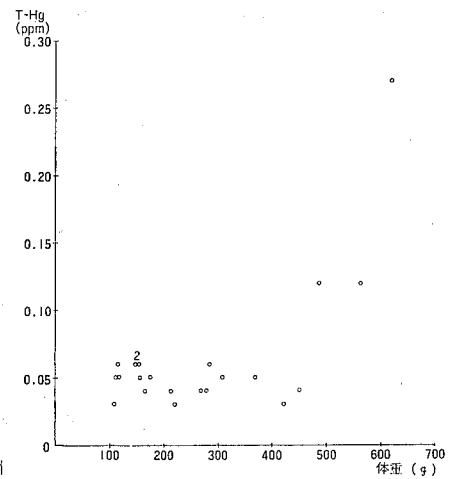


図-14 イシガレイの体重に対する T-Hg の関係を示す分布図

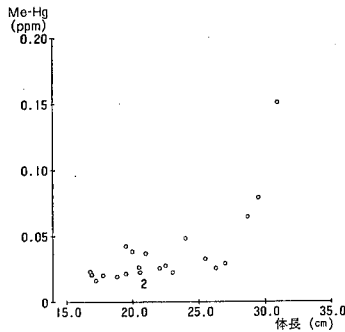


図-15 イシガレイの体長に対する Me-Hg の関係を示す分布図

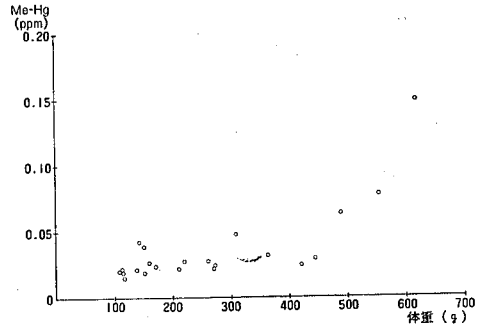


図-16 イシガレイの体重に対する Me-Hg の関係を示す分布図

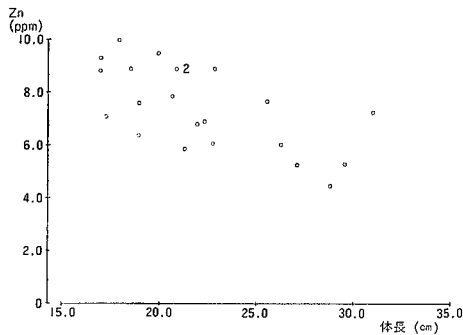


図-17 イシガレイの体長に対する Zn の関係を示す分布図

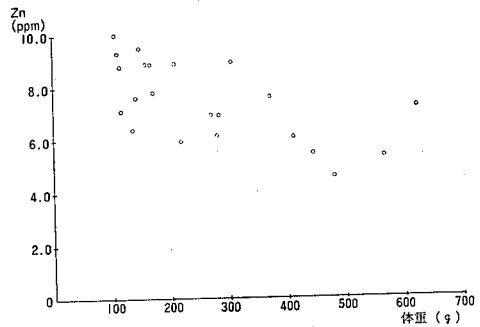


図-18 イシガレイの体重に対する Zn の関係を示す分布図

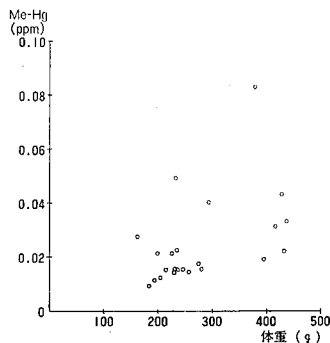


図-19 ガザミの体重に対する Me-Hg の関係を示す分布図

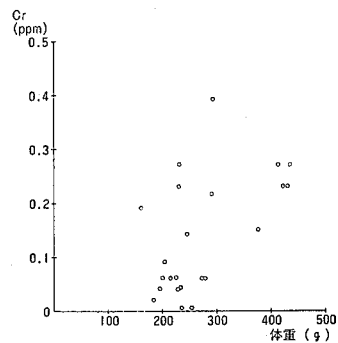


図-20 ガザミの体重に対する Cr の関係を示す分布図

また、一方で魚介類の総水銀とメチル水銀の割合が問題とされているが、喜田村ら¹⁾の調査によれば日本の淡水魚、沿海魚の魚種を問わずその比は30~90%と見積もられており、魚種別に集めて平均化してしまえばすなわち中央値的、平均値的にいえば50~70%にほとんどはいる。そこで図-21~24に筆者らが分析したマダイ、ヒラメ、イシガレイ、ガザミの総水銀とメチル水銀との相関を示した。

これによると、メチル水銀と総水銀との比は平均値でマダイ85%、ヒラメ58%、イシガレイ59%、ガザミ51%であった。

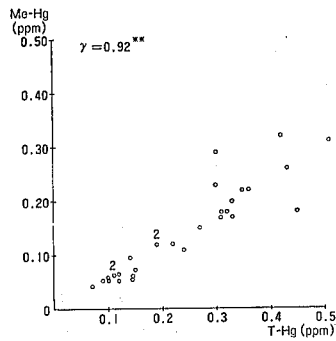


図-21 タイのT-HgとMe-Hgの
関係を示す分布図

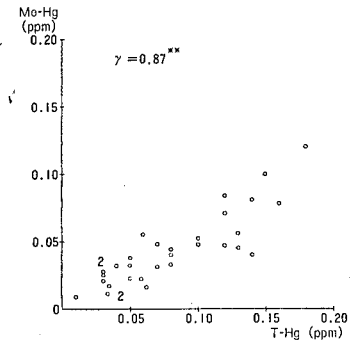


図-22 ヒラメのT-HgとMe-Hgの
関係を示す分布図

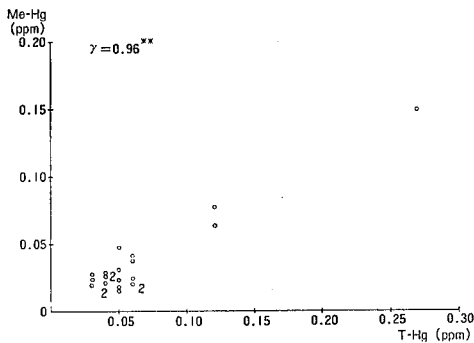


図-23 イシガレイのT-HgとMe-Hg
の関係を示す分布図

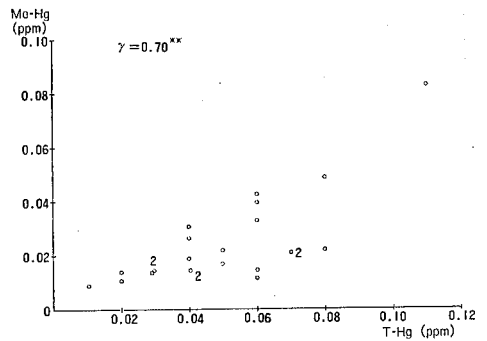


図-24 ガザミのT-HgとMe-Hg
の関係を示す分布図

IV ま と め

総水銀、メチル水銀濃度は、体長・体重と正の相関があるといわれているが、本調査においてもマダイ、ヒラメ、イシガレイがこれによく適合し、ガザミについても体重とメチル水銀に正の相関が認められた。魚介類の大きさと重金属濃度との間では、タイの体長と鉛、ヒラメの体長と鉄・マンガン、イシガレイの体長及び体重と亜鉛にそれぞれ負の相関が認められる。なお、今回の調査に用いた試料はあくまで抽出された小標本であり、今後比較検討する場合は、サンプリング条件等に十分な配慮が必要とされ、さらに詳細な調査研究が望まれる。

参 考 文 献

- 1) 「水銀」喜田村、近藤、滝沢、藤井、藤木 共著 講談社刊