

3. 底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究

研究予算：運営費交付金（河川勘定）

研究期間：平 14～平 17

担当チーム：材料地盤研究グループ

（リサイクル）

研究担当者：尾崎正明，山下洋正

【要旨】

近年、有機性有害物質による環境汚染が懸念されている。閉鎖性水域には、その流域内で発生・使用された有機性有害物質が河川等を経由して集まることが予想されるため、それらの物質による汚染が懸念されている。特に、多環芳香族炭化水素類（PAHs）による底泥の汚染が指摘されている。文献調査によると、PAHsは水試料での検出頻度は低い一方で底泥試料からの検出頻度が高い。また、PAHsの中には閉鎖性水域の河川流入部近傍での局所的な高濃度域の存在が報告されている物質もある。これらのことから、本研究は、閉鎖性水域内の底泥におけるPAHsの分布状況の把握等、存在実態を明らかにすることを目的としている。16年度は、閉鎖性水域の底泥中のPAHs等の有機性有害物質の存在実態に関する研究を継続して行うとともに、閉鎖性水域の底泥中の有機性有害物質の挙動に関する研究を行った。その結果、河川等の流入とは別に、道路橋などから局所的なPAHs負荷がもたらされている可能性が示唆されるとともに、汚染の由来として排ガスおよび道路堆積物が推定された。また、水域に関するベンゾ[a]ピレンの物質収支の試算結果によると、河川等の流入がベンゾ[a]ピレンの主要な負荷源であること、ベンゾ[a]ピレンの年間堆積量を上回る量が底泥の浚渫により水系外へ搬出されていることが推定された。

キーワード：多環芳香族炭化水素類，底泥，実態調査

1. はじめに

近年、有機性有害物質による環境汚染が懸念されている。閉鎖性水域には、その流域内で発生・使用された有機性有害物質が河川等を経由して集まることが予想されるため、それらの物質による汚染が懸念されている。特に、多環芳香族炭化水素類（Polycyclic aromatic hydrocarbons, 以下、PAHs）による底泥の汚染が我が国の湖沼においても指摘されており^{1, 2)}、底泥中でのPAHsの存在実態の解明が必要である。2～6環の主なPAHsの構造を図-1に示す。16年度は、達成目標①「底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明」のうち、閉鎖性水域の近傍における道路交通の直接的影響について検討した。また、達成目標②「底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明」のうち、ベンゾ[a]ピレン

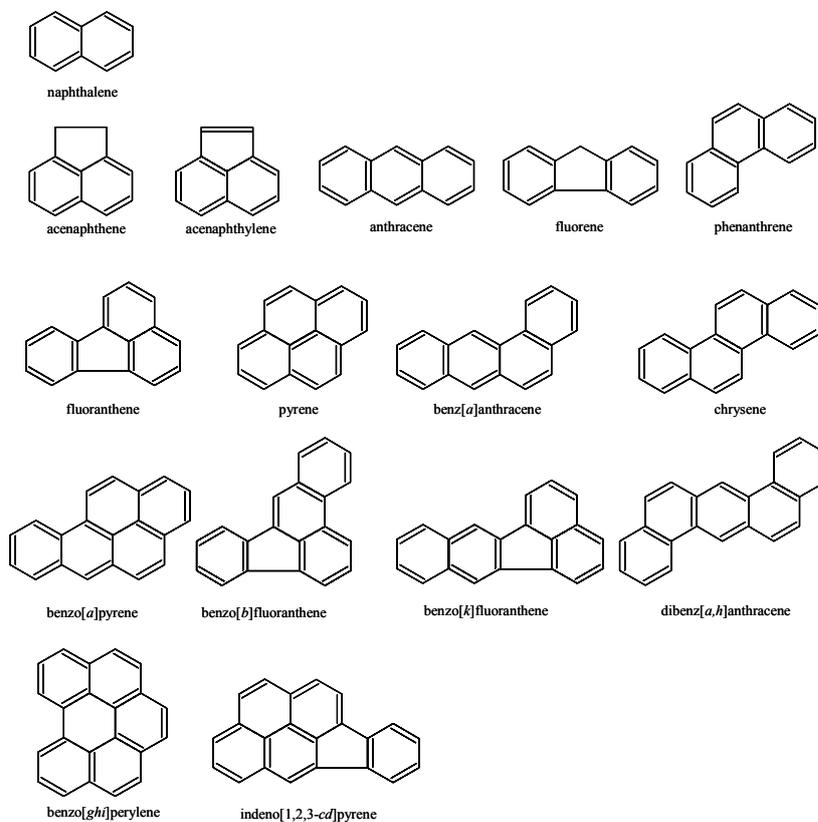


図-1 多環芳香族炭化水素類(PAHs)の例

等の流入・流出河川による移動および底泥における分解について調査を行い、物質収支の試算を行った。

2. 底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明

閉鎖性水域の底泥中のPAHsの存在実態の把握のため、関東地方の比較的人

為的な汚染が進んでいる水域（以下、水域A）の底泥を採取し、PAHsの含有量を調査した。

2.1 調査方法

調査対象とした水域Aは14年度および15年度にも調査を行った水域である。14年度は、PAHsの主な流入源となりうる流入河川や橋等から離れた地点で底泥試料を採取して測定したところ、ベンゾ[a]ピレン（BAP）に関しては、これまでに日本で測定されている値の範囲内であり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。

15年度は、閉鎖性水域へのPAHsの流入大きな流入源と考えられる流入河川や橋に比較的近い点で試料を採取して測定したところ、4環以上のPAHsの含有量が高くなっており、流入河川からもたらされると考えられるPAHsが、河口近傍で沈積している可能性が示唆された。一方、水域のほぼ中央部を縦断している道路橋による自動車交通の影響については、明確な結論は出なかった。

これらの結果を受けて16年度は、道路橋の自動車交通の直接的影響をより詳細に調査した。水域Aの概略と調査点を図-2に示す。試料採取は秋期および冬期に行った。試料は○で示した4点で表層試料を採取した。ポイントAC1は、道路橋より約300m上流の地点であり、道路橋の自動車交通の影響を受けない近傍点として設定した。ポイントAC3は道路橋直下であり、雨天時の路面排水が落下する、最も自動車交通の影響を受けている地点として設定した。AA1およびAD1はそれぞれ水域への流入および流出河川の水域に接する付近の地点であり、比較対照として設定した。

底泥試料中のPAHsの分析は、環境庁マニュアル

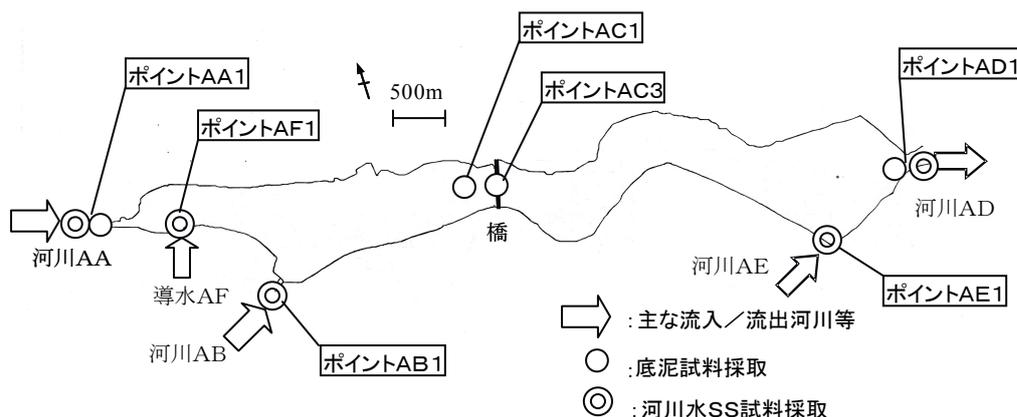


図-2 水域Aにおける調査点

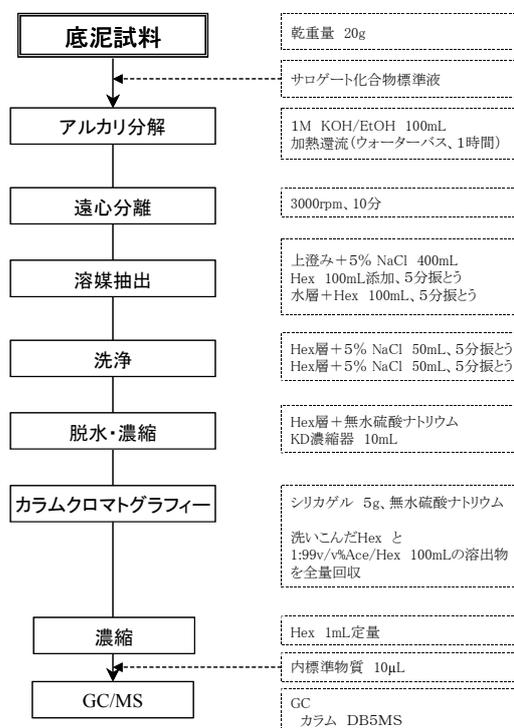


図-3 PAHsの分析フロー

ル³⁾のBAPの分析方法を一部変更して15年度に用いた方法を採用した。この方法は、底泥試料を加熱還流アルカリ分解し、液々抽出した後、シリカゲルを用いてクリーンアップし、ガスクロマトグラフ質量分析計（GC/MS）で検出する方法である。水域Aの試料について用いた分析方法の主な流れを図-3に示す。

定量対象物質は図-1に示した16種のPAHsおよびベンゾ[e]ピレン、ペリレンとした。

2.2 調査結果

表層におけるPAHsの測定結果を表-1に示

す。ポイントAC3はAC1と比較してPAHs濃度が全体的に高くなっていた。

4地点の底泥中のPAHsを測定した結果について、自然由来とされるPRLを除いた16種について、SS当たりおよびVSS当たりの濃度ならびに存在比率をそれぞれ図-4および図-5ならびに図-6に、総PAHs濃度及び等価毒性係数TEFを用いてBAPに換算した結果を図-7に、それぞれ示す。

底泥中のSS当たりの濃度(図-4)より各ポイントの汚染状態を比較すると、流入河川AA1、流出河川AD1及び道路橋直下AC3の3地点の濃度はほぼ同レベルであったが、4環以上のPAHs濃度は流入河川よりも流出河川の方が低い傾向にあった。道路橋上流AC1については、他の3点と比較して全体的に低濃度であった。PAHsは疎水性が強く主として有機物に吸着されて存在すると考えられていることから、底泥中のVSS当たりの濃度(図-5)で比較すると、流入河川AA1において最も高く、次いで道路橋直下AC3の底泥も高く、流出河川AD1は道路橋上流AC1と同程度に低かった。これらの結果より、流入河川の底泥は最も高濃度のPAHs負荷を受けており、道路橋直下の底泥も局所的ながらPAHs負荷を受けていると考えられた。一方、流出河川においては、底泥中の有機物濃度が高いためにSS当たりの濃度が高くなっており、これは湖内の底泥の巻き上がり流出等によりAD1に到達するSS中では、流入河川等と比較して有機物の占める割合が大きくなっていることによると考えられた。また、流入河川及び道路橋等の負荷源から離れている湖内地点(道路橋上流側)ではPAHs負荷量が少なく、濃度も低くなるという湖内分布が形成されていると考えられた。

PAHsの存在比率をプロファイル(図-6)として見ると、流出入河川及び道路橋直下ではほぼ同様であったが、道路橋上流(AC1)地点におけるプロファイルは5環以上のPAHsの存在比率が他の3点と比較して低めであった。

また、等価毒性係数⁴⁾によるBAP換算値(TEFs)(図-7)では、流出入河川及び道路橋直下ではほぼ同様であったが、道路橋上流側と道路橋直下を比較すると、総PAHs及びTEFsの両方で道路橋直下の方が増大していた。これらの結果より、道路橋上流地点へはSSに吸着して存在する5環以上のPAHsの到達割合が低く、逆に道路橋直下地点では道路交通の影響により総PAHs及び等価毒性TE

表-1 PAHsの存在実態

Aromatic rings	PAHs and abbreviations	Concentration of PAHs (ng/g-dry)			
		River AA		Near the Bridge	
		AD1	AD	AC1	AC3
2	Naphthalene NAP	20	74.2	40.6	55
	Acenaphthylene ACL	8	26	17.1	23
	Acenaphthene ACN	9	11.4	4	9
3	Fluorene FLU	21	37	11	25
	Phenanthrene PHE	104	103	29	93
	Anthracene ANT	18	25	15	24
	Fluoranthene FLR	172	154	39	165
4	Pyrene PYR	184	130	32	167
	Benzo[a]anthracene BAA	66	47	9	63
	Chrysene CHR	104	75	20	97
	Benzo[b+k]fluoranthene B(bk)F	49	45	9	58
	Benzo[e]pyrene BEP	60	55	10	77
5	Benzo[a]pyrene BAP	63	46	7	72
	Perylene PRL	161	871	603	769
	Dibenz[a,h]anthracene DBA	12	11	1.2	16
6	Indeno[1,2,3-cd]pyrene INP	93	87	11	122
	Benzo[ghi]perylene BPR	80	68	10	100
Total PAHs without Perylene Σ 16PAHs		1062.7	993.4	264.8	1165.9

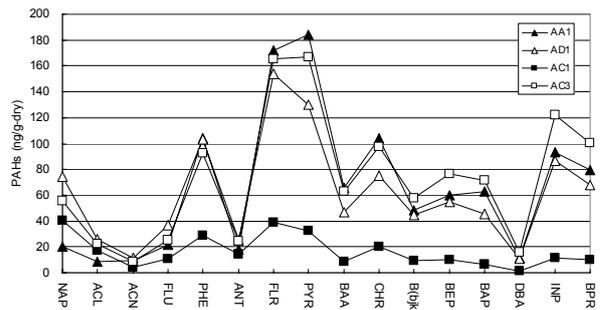


図-4 底泥中のSS当たりのPAHs濃度

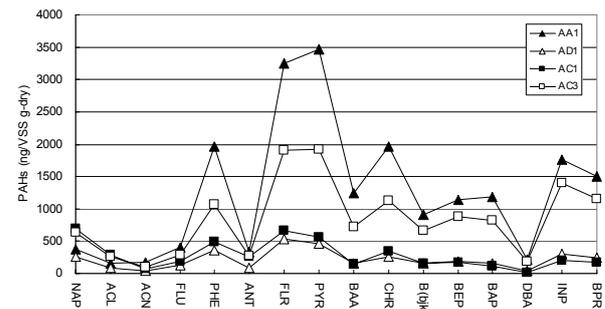


図-5 底泥中のVSS当たりのPAHs濃度

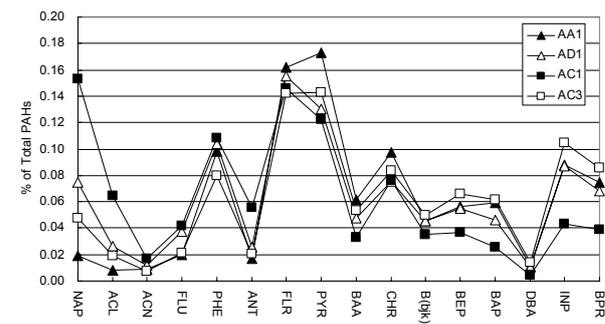


図-6 底泥中のPAHsの存在比率

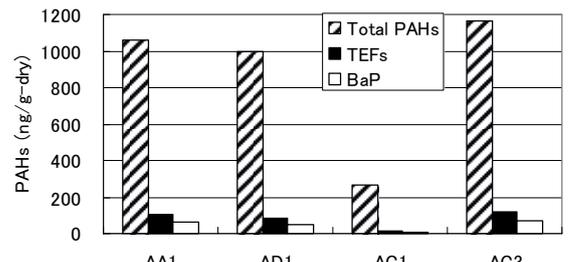


図-7 底泥中の総PAHs, TEFs(毒性等価係数換算値)およびBAP濃度

Fsが高まっていると考えられた。道路及び屋根塵埃のPAHsプロファイルに関する村上らの調査結果⁵⁾では、PHE, FLR, IP, BPR等が多くっており、本調査結果と同様であることから、これらの雨天時流出が主な負荷源となっている可能性が示唆された。

3. 底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明

閉鎖性水域の底泥中の有機性有害物質の挙動を解明するために、BAP等の水域への流入・流出・底泥への堆積、分解等の挙動を調査し収支計算を試みた。また、採取試料を用いて実験室内において分解実験を実施し、分解特性に及ぼす諸条件の影響を調査した。

3. 1 閉鎖性水域におけるベンゾ[a]ピレン等の収支計算

3. 1. 1 調査方法

水域Aを対象とし、図-2に示す通り、主要な流入河川3(AA, AB, AE)および流出河川1(AD)について、ポイントAA1, AB1, AD1, AE1において、河川水中のSSをろ過により収集して、含まれるBAP等を測定した。これは、BAP等が強い疎水性を持つ物質であり、主として固形分に吸着した形で水系を移動すると考えられるためである。また、水域Aでは富栄養化による水質悪化を改善するために相当量の河川水を導水しており、BAP等の収支に影響があると考えられることから、この導水についても同様に測定を行った。BAP等の測定は、前述した図-3に示すフローに従って行った。

3. 1. 2 調査結果

流入および流出河川における、河川水中のBAP等の濃度(SS由来)を表-2に示し、SS当たりの濃度を表-3に示した。全体的に、湖沼底泥と比較してより高濃度となっており、その原因としては河川水中のSSとして、堆積している底泥よりも微細な粒径の物質が収集されており、これらが表面積の増大に寄与すること、また藻類等由来の有機物を多く含んでいること等により、より多くのBAP等が吸着されていることによるのではないかと考えられる。

測定結果より、常に定量限界以上で検出が安定していたPHE, FLR, BAP, BPRが、それぞ

表-2 流入・流出河川におけるベンゾ[a]ピレン等の濃度

Aromatic rings	PAHs and abbreviations	Concentration of PAHs [ng/mL]						
		River AA	River AB	River AD	River AE	Channel AF	Channel AF	
		AA1	AB1	AD1	AE1	AF1	AF1	
2	Naphthalene	NAP	1.20	0.26	0.87	0.22	0.92	0.08
	Acenaphthylene	ACL	0	0	0	0	0	0.03
3	Fluorene	FLU	0.72	0.23	1.24	0.22	0.19	1.05
	Phenanthrene	PHE	2.06	0.62	2.01	0.84	1.05	0.11
	Anthracene	ANT	0.27	0.08	0.76	0.10	0.11	1.08
	Fluoranthene	FLR	3.01	0.86	5.83	1.34	1.07	0.34
4	Pyrene	PYR	3.67	1.03	5.38	1.59	1.07	0.34
	Benz[a]anthracene	BAA	0.98	0.24	1.44	0.44	0.34	0.67
	Chrysene	CHR	2.26	0.64	2.99	1.03	0.67	0.48
5	Benzo[b+k+l]fluoranthene	B(bkl)F	4.35	1.07	6.58	2.11	0.48	0.55
	Benzo[e]pyrene	BEP	1.85	0.44	2.22	0.75	0.49	2.67
	Benzo[a]pyrene	BAP	2.65	0.67	3.92	1.25	0.49	0.75
	Perylene	PRL	3.55	3.17	35.05	3.88	2.67	0.75
	Dibenz[a,h]anthracene	DBA	2.05	0.09	6.20	1.15	0.75	0.08
6	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	INP	28.31	0.61	131.57	19.73	0.08	0.63
	Benzo[ghi]perylene	BPR	3.37	0.52	3.03	0.92	0.63	8.52
Total PAHs without Perylene		Σ 16PAHs	56.8	7.3	174.0	31.7	8.52	

表-3 流入・流出河川中のSS当たりのベンゾ[a]ピレン等の濃度

Aromatic rings	PAHs and abbreviations	Concentration of PAHs [ng/g-dry]						
		River AA	River AB	River AD	River AE	Channel AF	Channel AF	
		AA1	AB1	AD1	AE1	AF1	AF1	
2	Naphthalene	NAP	273	520	22	30	188	16
	Acenaphthylene	ACL	0	0	0	0	0	7
3	Fluorene	FLU	163	452	31	30	39	215
	Phenanthrene	PHE	470	1236	51	115	215	21
	Anthracene	ANT	62	164	19	14	21	220
	Fluoranthene	FLR	688	1725	148	185	217	68
4	Pyrene	PYR	839	2072	137	219	217	137
	Benz[a]anthracene	BAA	225	480	37	61	68	137
	Chrysene	CHR	519	1299	76	143	137	99
5	Benzo[b+k+l]fluoranthene	B(bkl)F	993	2137	167	291	113	113
	Benzo[e]pyrene	BEP	426	897	57	104	113	100
	Benzo[a]pyrene	BAP	612	1362	101	174	100	544
	Perylene	PRL	816	6405	896	537	544	154
	Dibenz[a,h]anthracene	DBA	473	170	165	157	154	17
6	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	INP	6400	1223	3363	2729	17	130
	Benzo[ghi]perylene	BPR	613	1051	78	127	130	1740
Total PAHs without Perylene		Σ 16PAHs	12755	14789	4453	4378	1740	

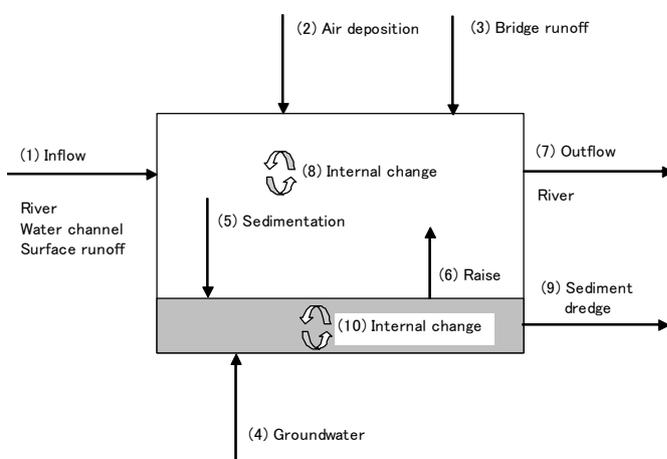


図-8 ベンゾ[a]ピレン等の収支計算の概要

れベンゼン環数3~6の代表物質として適切と考えられた。

この中で、まずベンゼン環数5のBAPについて、物質収支を試算することとした。収支計算に当たり考慮した要因を図-8に示し、試算結果を表-4に示す。ここで、(1)流入については、河川流量は、利根川下流工事事務所より入手したH-Q式を用いて水位から流量を算出した結果を参考にして設定した(2002年)。導水の流量は実績値を参考にして設定した。

河川水および導水中の濃度については、表-2 の水中濃度をそのまま用いるのではなく、SSあたりのBAP濃度を求め、それに公共用水域の水質測定データ⁶⁾を参考に設定した年間平均SS濃度を乗じて求めた。表面流出水中BAP濃度は未測定であるため、控えめの推定値として、最も低濃度であった河川AEの値を用いた。(2)湖面への大気降下については、北欧における面積あたりの降下推定値 $4\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{y})$ を用いた⁷⁾。(3)道路橋からの路面流出については、交通量は実績値⁸⁾を参考に年間11.1百万台 $\cdot\text{km}$ と設定し、単位発生量を文献値より $0.2\mu\text{g}/\text{km}$ と仮定した⁷⁾。(4)地下水の影響および(8)水中での内部変化(内部生産等)は微小と考慮して無視した。また、(6)巻き上げは、(5)堆積に含める(相殺)形とした。(7)流出については、河川流量は(1)流入の総計と等しいとみなし、湖面への降雨および蒸発散による水量変化は微小と考慮して無視した。(9)底泥浚渫は、実績値⁹⁾を参考に年間8万 m^3 と設定した。(10)底泥での内部変化については、表層部でのみ分解が起こりそれ以下の層では嫌気条件であるため分解が進まないと仮定した。表層部の半減期は文献値¹⁰⁾より6.2年と設定し、表層に堆積した1年目のみ分解が起こると考えると、水中から湖底へ沈降するSS中のBAPの約11%が分解され、残り約89%が底泥化する計算となった。(5)堆積については、水中BAPの増加要因(1)(2)(3)から、減少要因(7)を差し引いた値とし、水中BAPの収支が差引ゼロとなるようにした。結果として水中から湖底へ移行する年間BAP量は約118gと算出され、沈降SS中の平均BAP濃度設定値 $7\mu\text{g}/\text{kg-dry}$ および底泥表層の含水率設定値約56%より計算される底泥の年間堆積速度の推定値は約0.5cmとなり、約0.3cmという既報¹¹⁾および土木研究所水質チームの底質年代測定結果¹²⁾(表層より40cmで1960年代後半)らの試算値約1.1cmの中間程度の値となっている。底泥の堆積速度が遅い場合は、堆積して2年目以降も水層より僅かながら溶存酸素が供給されてBAPの分解が進む可能性もあるため、底泥におけるBAP分解の実態については、引き続き調査が必要である。

試算結果として、年間に606.2gのBAPが水域に流入して488.7g(流入の80.6%,以下同じ)が河川より流出し、残り117.5g(19.4%)は湖底へ沈降するが、そのうち12.4g(2.1%)が湖底で分解され、105.1g(17.3%)が底泥に堆積する。浚渫が行われる場合は、268.6g(44.3%)が水域外へ搬出され、結果と

表-4 ベンゾ[a]ピレンに関する物質収支の試算結果

(1) Inflow	Flow rate (m^3/y)	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mass Flux (g/y)
Total	2.1E+08		578.0
	AA	3.0E+07	4.9
	AB	1.4E+07	12.3
	AE	6.5E+06	2.3
	AF	1.5E+08	1.5
	Surface runoff	1.3E+07	2.3
(2) Lake surface air deposition	Area (km^2)	Deposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{y}$)	Mass Flux (g/y)
Total			26
	Air Deposition	6.5	4.0
(3) Bridge runoff	Traffic ($\text{car km}/\text{y}$)	Emission ($\mu\text{g}/\text{km}$)	Mass Flux (g/y)
Total			2.2
	AC	1.E+07	0.2
(4) Groundwater	Neglected		
(5) Sedimentation	Area (km^2)	Sedimentation rate ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{y}$)	Mass Flux (g/y)
Total			117.5
	Net sedimentation	6.5	18.1
(6) Raise	Included in net sedimentation		
(7) Outflow	Flow rate (m^3/y)	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mass Flux (g/y)
Total			488.7
	AD	2.1E+08	2.32
(8) Internal change	Neglected		
(9) Sediment dredge	Dredge rate (m^3/y)	Concentration (g/m^3)	Mass Flux (g/y)
Total			268.6
	Dredge	8.0E+04	0.00336
(10) Internal change	Half-life (y)	Degradation rate ($1/\text{y}$)	Mass Flux (g/y)
Total			12.4
	Surface layer degradation	6.2	0.106
Water body balance	0		
Sediment balance without sediment dredge	105.1		
Sediment balance with sediment dredge	-163.5		

して163.5g(27.0%)が余分に除去されることから、BAP収支はマイナスとなり、底質が改善されたことになる。

3.2 閉鎖性水域の底泥におけるベンゾ[a]ピレン等の分解特性の把握

3.2.1 調査方法

環境中に放出されたBAP等は、条件に応じて、光化学分解、生物分解等を受けることが知られている。水質汚濁の進んでいる閉鎖性水域の底泥においては、光および溶存酸素が不十分であり、水深の浅い地点の表層部を除いては、暗条件、嫌気条件下での反応が主体と考えられる。一般に、ベンゼン環が5環以上のPAHsは、嫌気条件下では生物分解はほとんど進まないと報告されており、湖沼に堆積している底泥においては、表層でのみ多少の分解が進行している可能性が考えられる。季節による水温や日照条件の変動、溶存酸素濃度により分解速度は変化すると想定されることから、温度、照度、溶存酸素の3因子をそれぞれ、 $10^\circ\text{C}/35^\circ\text{C}$ 、明(約1100Lux)/暗、嫌気/好気に設定した合計8通りの分解実験を行い、BAP等の分解特性を調査した。実験は、

300mL 容量の三角フラスコに、水域AのポイントA C 1およびAC 3にて採取した底泥を約2:1の比で混合して約250mL添加し、温度条件については低温室/恒温室、照度条件については蛍光灯による照射/アルミ箔による遮蔽、溶存酸素条件については、無曝気/エアープンプによる曝気、によりそれぞれ制御した。サンプリングは1回あたり約70gをスタート時、2週間後、6週間後、14週間後の計4回、サンプリングにより減少した体積は、イオン交換水により補充した。2週間後までは、好気条件の曝気は水層のみ行い、2週間後のサンプリングも表層のみ採取した。それ以降は、底泥全体が曝気されるように好気条件を設定し、サンプリングも底泥全体を攪拌して実施した。

採取した試料のPAHsの測定方法は図-3に示す方法とほぼ同様であるが、HP5MS(5%フェニルメチルシリコン)カラムを用いて行い、測定対象は図-1に示す16種とした。

3. 2. 2 調査結果

分解実験の結果について各PAHsの変化を図-9に示し、このうちBAPの値を表-5に示す。図-9より、PAHs全体としては実験期間の経過とともに減少する傾向がみられるが、35℃、暗条件においては、途中で減少していたものが最後の14週間後で増加するという説明困難な結果となっており、データ全体を単純に解析する限りでは有意な傾向が見受けられなかった。分析においては変動係数が2.5%(NAP)~35.6%(DBA)であり、分析誤差が影響している可能性も考えられる。

また、BAPについては、照度因子と温度因子、溶存酸素因子との間でそれぞれ交互作用が見られ、分散分析で有意な結果が得られなかった。10℃、暗、嫌気の下においてもBAPが14週間で約45%分解されるという大きな分解速度となったが、こうした条件下では難分解であるという既報とは異なる結果となっており、また、10℃、明、好気というより有利と考えられる条件では約13%の分解にとどまるなど、現時点では整合性がとれた説明は困難である。今後の課題としては、物質毎にデータを精査し、分析誤差を排除して何らかの有意な傾向が見いだせるか再検討が必要である。また、再実験による確認も必要であるが、その際には、例えば温度条件範囲を変更するなど(35℃が高すぎる可能性がある)、条件の見直しも必要である。

表-5 分解実験におけるBAPの変化

実験条件	実験条件			ベンゾ[a]ピレン濃度(ng/g-dry)			
	温度	照度	溶存酸素	0	2week	6week	14week
CASE1	低	明	嫌気	36.9	31.2	31.4	29.1
CASE2	低	明	好気	36.9	33.0	32.2	32.1
CASE3	低	暗	嫌気	36.9	34.4	36.8	20.3
CASE4	低	暗	好気	36.9	45.6	45.2	20.1
CASE5	高	明	嫌気	36.9	29.0	28.4	27.4
CASE6	高	明	好気	36.9	28.9	25.8	23.2
CASE7	高	暗	嫌気	36.9	33.4	23.5	27.1
CASE8	高	暗	好気	36.9	29.1	27.7	44.2

温度: 低 10℃, 高 35℃
照度: 明 約1100Lux

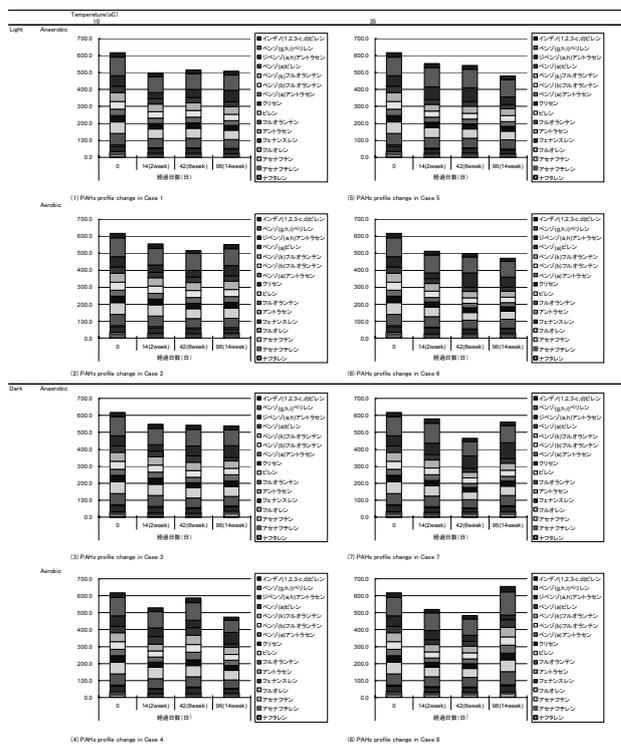


図-9 分解実験におけるPAHsの変化

4. まとめ

本研究は、閉鎖性水域内の底泥中の有機性有害物質の実態および挙動を把握するために、PAHsの存在実態を明らかにするとともに、ベンゾ[a]ピレン等の挙動を解明することを目的としている。

16年度は、達成目標①「底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明」のうち、閉鎖性水域の近傍における道路交通の直接的影響について検討し、次の結果を得た。

(1) 閉鎖性水域の近傍の道路交通が底泥中の局所的なPAHs濃度の増大に寄与していると考えられた。

(2) 河川流入部や路面排水流入部において、道路及び屋根塵埃由来のPAHs負荷が底泥に堆積しており、湖内でも汚染の影響をあまり受けていない部分で濃度分布が生じていると推察された。

また、達成目標②「底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明」のうち、ベンゾ[a]ピレン等の流入・流出河川による移動および底泥における分解について調査を行い、物質収支の試算を行った結果、以下のことが明らかとなった。

(3) 河川水中のSSには湖沼底泥と比較してより高濃度のベンゾ[a]ピレン等が存在していた。これは粒径が小さく、有機物を多く含んでいることによるものと考えられた。

(4) ベンゾ[a]ピレン等の物質収支の試算結果より、閉鎖性水域への流入としては、流入河川および導水中のSS由来のものが主要であり、水域からの流出としては、流出河川および底泥浚渫が主要であると推定された。

(5) 閉鎖性水域におけるベンゾ[a]ピレン等の挙動予測においては、導水等の外部要因に関するデータ、底泥における分解速度などのパラメータを正確に取得する必要がある、今後の調査が必要である。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

参考文献

- 1) 環境庁環境保健部保健調査室：化学物質と環境、平成2年版、1990.12.
- 2) 環境省環境保健部環境安全課：化学物質と環境、平成12年度版、2001.3.
- 3) 環境庁水質保全局水質管理課：外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル（水質、底質、水生生物）、pp.VI-1 - VI-8、1998.10.
- 4) John C. Larsen and Poul B. Larsen：Chemical Carcinogens, in Air Pollution and Health: Issues in Environmental Science and Technology 10, pp.33-56, The Royal Society of

Chemistry, 1998.

- 5) 千葉県生活環境部水質保全課：公共用水域地点別水質測定結果データベース、平成16年10月15日更新、http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e_suiho/3_kansi/3_databas e.html
- 6) 村上道夫, 中島典之, 古米弘明：多環芳香族炭化水素類(PAHs)含有率とそのプロファイルに基づく粒径画分ごとの道路・屋根堆積塵埃の識別, 水環境学会誌, Vol.26, pp.837-842, 2003.12.
- 7) Carl-Elis Bostrom et.al.: Cancer Risk Assessment, Indicators, and Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air, Environmental Health Perspectives v110,Supplemet 3, June 2002
- 8) 国土交通省道路局ホームページ, 2004 道路整備効果事例集, <http://www.mlit.go.jp/road/koka4/3/3-219.html>
- 9) 千葉県：手賀沼水循環回復行動計画 資料編, 資-22, 平成15年7月
- 10) Shelby E. Walker et. al: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Highly Industrialized Urban Estuary:: Inventories and Trends, Environ. Toxicology and Chemistry, 23:2655-2664, 2004.
- 11) 井内美郎：58 湖沼汚染底質の浄化手法に関する研究, 海洋・湖沼の汚染防止に関する総合研究, 平成2年度公害防止等試験研究, 58-1-58-19, 1991
- 12) 田中宏明, 小森行也, 津森ジュン：都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究, 平成15年度重点プロジェクト研究報告書, pp.90-98, 独立行政法人土木研究所, 2004.3.