

[10] タリウム及びその化合物

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

1) タリウム

物質名：タリウム
CAS 番号：7440-28-0
化審法官報公示整理番号：
化管法政令番号：
RTECS 番号：XG3425000
元素記号：Tl
原子量：204.38
換算係数：1 ppm = 8.36 mg/m ³ (気体、25°C)

No.	物質名	CAS No.	化審法官報 公示整理番号	RTECS 番号	分子 量	化学式
2)	塩化タリウム (I)	7791-12-0	—	XG4200000	239.84	TlCl
3)	三塩化タリウム (III)	13453-32-2	—	—	310.74	TlCl ₃
4)	酢酸タリウム (I)	563-68-8	2-2125	AJ5425000	263.42	TlC ₂ H ₃ O ₂
5)	酸化タリウム (I)	1314-12-1	1-820 (酸化タリウム)	XG5970000	424.77	Tl ₂ O
6)	酸化タリウム (III)	1314-32-5	1-820 (酸化タリウム)	XG2975000	456.76	Tl ₂ O ₃
7)	硝酸タリウム (I)	10102-45-1	1-1170 (硝酸タリウム)	XG5950000	266.39	TlNO ₃
8)	硝酸タリウム (III)	13746-98-0	1-1170 (硝酸タリウム)	QV2000000	390.40	Tl(NO ₃) ₃
9)	炭酸タリウム (I)	6533-73-9	—	XG4000000	468.78	Tl ₂ CO ₃
10)	マロン酸タリウム (I)	2757-18-8	2-917	OO1770000	510.81	Tl ₂ C ₃ H ₂ O ₄
11)	硫酸タリウム (I)	7446-18-6	1-1171 (硫酸タリウム)	XG6800000	504.83	Tl ₂ SO ₄

(注) 物質名に併記したローマ数字は、酸化数を示す。

(2) 物理化学的性状

本物質の性状は以下の通りである。

No.	化学式	性状
1)	Tl	白色の金属結晶で、 α 、 β 型の同素体がある ¹⁾ 。
2)	TlCl	水に難溶の立方晶系に属する無色の結晶 ¹⁾
3)	TlCl ₃	斜方晶系の黄色結晶 ²⁾
4)	TlC ₂ H ₃ O ₂	無色の葉状晶 ²⁾
5)	Tl ₂ O	黒色固体 ²⁾
6)	Tl ₂ O ₃	黒色結晶 ²⁾
7)	TlNO ₃	通常は斜方晶系に属する無色の結晶 (γ 型) ¹⁾
8)	Tl(NO ₃) ₃	無色結晶、空气中で風解する ²⁾ 。

No.	化学式	性状
9)	Tl ₂ CO ₃	単斜晶系に属する無色の結晶 ¹⁾
10)	Tl ₂ C ₃ H ₂ O ₄	
11)	Tl ₂ SO ₄	無色の片状晶 ²⁾

No.	化学式	融点	沸点	密度
1)	Tl	304°C ³⁾ 、303.5°C ^{4),5)}	1,473°C (760 mmHg) ³⁾ 、 1,457°C ⁴⁾ 、1,553 °C ⁵⁾	11.8g/cm ³ ³⁾ 、11.85 g/cm ³ ⁴⁾ α : 11.85 g/cm ³ ⁵⁾ 、 β : 11.86~11.87 g/cm ³ ⁵⁾
2)	TlCl	431°C ³⁾ 、430°C ^{4),5)}	720°C (760 mmHg) ³⁾ 、 807°C ⁵⁾	7.0 g/cm ³ ^{3),4)} 、 7.004 g/cm ³ ⁵⁾
3)	TlCl ₃	155°C ^{3),5)}		4.7 g/cm ³ ^{3),5)}
4)	TlC ₂ H ₃ O ₂	131°C ^{3),4),5)}		3.68 g/cm ³ ^{3),4),5)}
5)	Tl ₂ O	579°C ³⁾ 、≒300°C ⁴⁾ 、 300°C ⁵⁾	≒1,080°C (760 mmHg) 3) 、1,080 °C ^{4),5)}	9.52 g/cm ³ ³⁾ 、 9.52 g/cm ³ (16°C) ⁵⁾
6)	Tl ₂ O ₃	834°C ³⁾ 、717°C ⁴⁾ 、 ~717°C ⁵⁾		10.2 g/cm ³ ³⁾ 、 9.65 g/cm ³ ⁴⁾ 、 10.11 g/cm ³ ⁵⁾
7)	TlNO ₃	206°C ^{3),4),5)}	450°C (760 mmHg) (分解 する) ⁴⁾ 、 450°C (分解する) ⁵⁾	5.55 g/cm ³ ^{3),4),5)}
8)	Tl(NO ₃) ₃	102~105°C(3水和物) ⁵⁾		
9)	Tl ₂ CO ₃	273°C ³⁾ 、272 °C ^{4),5)}		7.11 g/cm ³ ^{3),5)} 、 7.1 g/cm ³ ⁴⁾
10)	Tl ₂ C ₃ H ₂ O ₄			
11)	Tl ₂ SO ₄	632°C ^{3),4),5)}	分解する ⁵⁾	6.77 g/cm ³ ^{3),4),5)}

No.	化学式	蒸気圧	log Kow	解離定数
1)	Tl			
2)	TlCl			
3)	TlCl ₃			
4)	TlC ₂ H ₃ O ₂			
5)	Tl ₂ O			
6)	Tl ₂ O ₃			
7)	TlNO ₃			
8)	Tl(NO ₃) ₃			
9)	Tl ₂ CO ₃			
10)	Tl ₂ C ₃ H ₂ O ₄			
11)	Tl ₂ SO ₄			

No.	化学式	水溶性(水溶解度)
1)	Tl	不溶 ^{3),4),5)}
2)	TlCl	3.3 × 10 ³ mg/1,000g (20°C) ^{3),5)}
3)	TlCl ₃	
4)	TlC ₂ H ₃ O ₂	
5)	Tl ₂ O	可溶 ⁴⁾
6)	Tl ₂ O ₃	不溶 ^{3),4),5)}
7)	TlNO ₃	9.55 × 10 ⁴ mg/1,000g (20°C) ^{3),5)}
8)	Tl(NO ₃) ₃	分解する ⁵⁾

No.	化学式	水溶性(水溶解度)
9)	Tl ₂ CO ₃	4.69×10 ⁴ mg/1,000g (20°C) ³⁾ 、5.3×10 ⁴ mg/1,000g (20°C) ⁵⁾
10)	Tl ₂ C ₃ H ₂ O ₄	
11)	Tl ₂ SO ₄	5.47×10 ⁴ mg/1,000g (25°C) ³⁾ 、4.87×10 ⁴ mg/1,000g (20°C) ^{4),5)}

(3) 環境運命に関する基礎的事項

タリウムは、Tl (I)、Tl (III) の酸化状態が重要とされている。1 価の化合物は、アルカリ金属のような挙動を示し、3 価の化合物は、アルミニウムに似た挙動を示す。1 価のタリウムは、水中で 3 価よりも安定であるのに対し、3 価のタリウムは、有機化合物中で安定である⁷⁾。石炭火力発電所、セメント工場、精錬所などの排出源周辺における大気中タリウムの主な排出源は、フライアッシュである⁷⁾。

水中の溶存体タリウムの多くは、主に 1 価で存在すると考えられるが、強く酸化された淡水や多くの海水では 3 価が多い可能性がある⁷⁾。また、海水の溶存種は、Tl⁺との情報もある⁸⁾。

塩化タリウム (I) を用いた濃縮度試験の結果、タリウムの濃縮倍率は、78 (最小値) ~158 (最大値) の範囲であった⁹⁾。

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

タリウムは、銅、鉛、亜鉛などを硫化物鉱から精錬する際に生成する尾鉱、残渣、抽出液、煙灰などから副産物として回収されるのが一般的である¹⁰⁾。

タリウムのマテリアルフローを図 1 に示す¹⁰⁾。

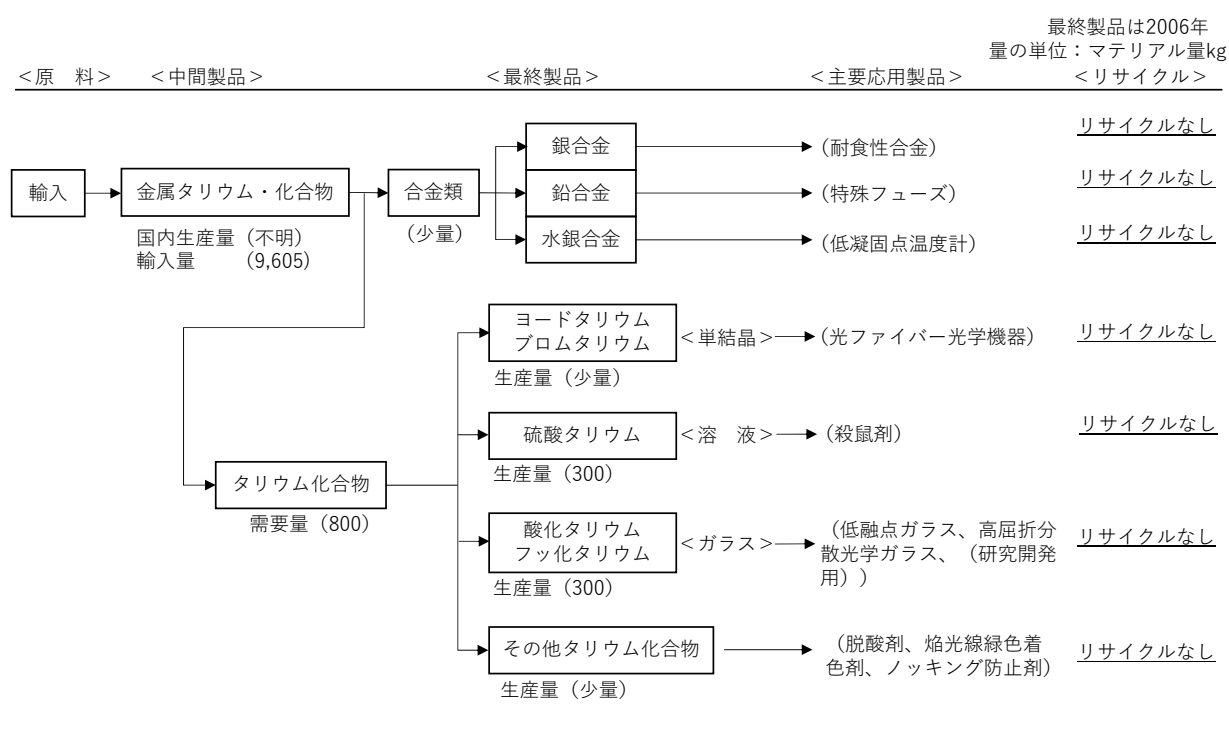


図 1 タリウムのマテリアルフロー(2010)

タリウム化合物の化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹¹⁾。

表 1.1 タリウム化合物の製造・輸入数量 (t) ^{a)}の推移

平成 (年度)	22	23	24	25	26
酸化タリウム	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}
マロン酸タリウム	— ^{c)}	— ^{c)}	— ^{c)}	— ^{c)}	X ^{b)}

注：a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含んでいない値を示す。

b) 届出事業者が 2 社以下のため、製造・輸入数量は公表されていない。

c) 公表されていない。

タリウムの輸出量、輸入量の推移を表 1.2 に示す¹²⁾。

表 1.2 タリウムの輸出量・輸入量の推移

平成 (年)	18	19	20	21	22
輸出量 (t)	90.5	90.7	45.8	0.448	0.391
輸入量 (t)	0.234	0.618	0.747	1.04	9.61
平成 (年)	23	24	25	26	27
輸出量 (t)	0.753	0.796	12.9	0.721	0.693
輸入量 (t)	— ^{b)}	3.45	18.7	0.101	— ^{b)}

注：a) 普通貿易統計[少額貨物(1 品目が 20 万円以下)、見本品等を除く]品別国別表より。

b) 公表されていない。

硫酸タリウム（農薬）の国内生産量の推移を表 1.3 に示す¹⁵⁾。

表 1.3 硫酸タリウム（農薬）の国内生産量の推移

平成 (年) ^{a)}	17	18	19	20	21
生産量 (t) ^{b)}	0.1403	0.1394	0.1589	0.1505	0.1636
平成 (年) ^{a)}	22	23	24	25	26
生産量 (t) ^{b)}	0.1888	0.1963	0.0379	0	0

注：a) 農薬年度

b) 農薬の製剤生産量に製剤の原体含有率を用いて原体当りに換算した粒剤と液剤（比重は 1 と仮定）の合計値。

c) 公表されていない。

タリウムの国内需要量を表 1.4 に示す¹⁶⁾。2004 年の需要は、研究開発用途などにより増加したと推測されている¹⁰⁾。

表 1.4 タリウムの国内需要 (マテリアル kg)

	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
タリウム合金類	少量	少量	少量	少量	少量	少量	少量	少量	少量
ヨードタリウム、 ブロムタリウム	少量	3,600	3,600	少量	少量	少量	少量	少量	少量
硫酸タリウム	200	1,200	1,200	300	300	—	—	—	—
酸化タリウム、 フッ化タリウム、 硝酸タリウム	3,000	31,200	31,200	1,500	300	—	—	—	—
その他タリウム 化合物	少量	少量	少量	少量	少量	—	—	—	—
タリウム化合物 計	3,500	36,000	36,000	2,000	800	800	800	800	800

② 用途

金属タリウムの主な用途は、銀、鉛及び水銀との各種合金の原料である¹⁰⁾。

タリウム化合物の主な用途は、硝酸タリウムあるいはフッ化タリウムが高屈折光学ガラスに用いられている¹⁰⁾。酸化タリウム(III)は光学ガラス原料¹³⁾、硝酸タリウム(I)は特殊分析¹⁷⁾、マロン酸タリウム(I)は試薬¹⁴⁾とされている。

なお、硫酸タリウムの農薬登録(用途:殺鼠剤)は、平成 27 年 12 月 14 日に失効している¹⁸⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

タリウム及びその化合物は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

タリウム及びその化合物は、人健康影響の観点から水環境保全に向けた取組のための要調査項目に選定されている。

2. 曝露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には化学物質の環境からの曝露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

本物質は化学物質排出把握管理促進法（化管法）第一種指定化学物質ではないため、排出量及び移動量は得られなかった。

また、Nriagu¹⁾は、タリウム発生源として石炭燃焼（電力、産業用・家庭用）、セメント製造を挙げており、大気への排出量（1983年における全世界の排出量）を推計している。貴田ら²⁾は、日本全体の石炭火力による電力供給量（平成12年度）とNriagu¹⁾による石炭焼却の排出係数を用いたタリウムの年間排出量を41～164 tと推計している。

貴田ら³⁾は、日本のごみ排出量5,000万トン/年の3/4が焼却されたと仮定し、タリウムの一般廃棄物焼却炉から年間排出量を0.3 t未満、野焼き等の非制御燃焼を仮定した場合には6 t未満と推計している。

なお、日本で年間排出される主要な小型家電9品目の基板に存在するタリウム量は、26 kg/年と推計されている⁴⁾。1998年製の使用済みパソコンに含まれるタリウム量は、デスクトップ型の本体に0.1 mg/kg未満、デスクトップ型の基板に1 mg/kg未満、ノート型の基板に1 mg/kg未満との報告がある⁵⁾。

(2) 媒体別分配割合の予測

タリウム及びその化合物の化学形態は環境中で様々に変化するため、媒体別分配割合の予測を行うことは適切ではない。したがって、タリウム及びその化合物の媒体別分配割合の予測は行わなかった。

(3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表2.1に示す。なお、得られた環境中濃度は化学形態別の濃度ではなく、全タリウムの濃度である。

表 2.1 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定 年度	文 献
一般環境大気 µg Tl/m ³	0.000086	0.000093	0.000046	0.00015	0.000002	5/5	全国	2006	6)
	<0.00004	<0.00004	<0.00004	<0.00004	0.00004	0/2	新潟県、 島根県	1999	7)
	0.000047	0.000064	<0.000077	0.00014	0.000077 ~0.00004	3/5	全国	1998	8)

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定 年度	文 献	
室内空気	μg Tl/m ³									
食物	μg Tl/g									
飲料水	μg Tl/L									
地下水	μg Tl/L									
土壌	μg Tl/g	—	0.49 ^{c)}	0.010 ^{c)}	1.4 ^{c)}	—	—/78	全国	—	9)
公共用水域・淡水	μg Tl/L	0.0030	0.0030	0.0030	0.0030	0.0017	1/1	宮城県	2006	6)
		0.0038	0.016	0.00079	0.046	0.00071	3/3	東海	2008	10) ^{d)}
		0.0025	0.0053	<0.0012	0.020	0.0012	12/14	信越	2007	10) ^{d)}
		0.00091	0.0029	<0.00071	0.021	0.00071	36/54	東海	2007	10) ^{d)}
		0.0063	0.019	<0.0012	0.11	0.0012	17/19	北海道、 関東	2006	10) ^{d)}
		0.0075	0.012	<0.00071	0.030	0.00071	21/22	関東、東 海	2006	10) ^{d)}
		0.0055	0.0070	0.0026	0.012	0.0012	4/4	関東	2005	10) ^{d)}
		0.037	0.082	0.0018	0.58	0.0012	42/42	関東、九 州	2003	10) ^{d)}
		0.031	0.12	<0.0085	1.4	0.0085	7/17	岡山県、 鳥取県、 島根県	2002	11) ^{d)}
		公共用水域・海水	μg Tl/L	0.013	0.013	0.010	0.015	0.0017	3/3	山口県、 福岡県
0.090	0.090			0.090	0.090	0.0085	1/1	岡山県	2002	11) ^{d)}
底質(公共用水域・淡水)	μg Tl/g	0.31	0.33	0.15	0.51	—	7/7	市川市	—	12)
底質(公共用水域・海水)	μg Tl/g	0.32	0.33	0.25	0.42	—	4/4	市川市	—	12)
魚類(公共用水域・淡水)	μg Tl/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg Tl/g									

注：a) 最大値又は幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、曝露の推定に用いた値を示す。

b) 1984～1987年に限られた地域を調査対象とした成人男性の陰膳調査の結果、一日摂取量 $0.53 \pm 0.28 \mu\text{g/day}$ (平均値) の報告がある¹³⁾。

c) 原著の値を転記。濃度データは各調査地点(78 地点)の平均値による集計値ではなく、各サンプル(514 検体)の濃度データを集計したもの。調査地点は、森林が最も多いが、農地も含まれている。

d) メンブレンフィルター (0.45μm) ろ過水及びろ過残渣の測定結果の合計した参考値。

(4) 人に対する曝露量の推定 (一日曝露量の予測最大量)

一般環境大気及び公共用水域・淡水の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った (表 2.2)。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌摂取量をそれぞれ 15 m^3 、2 L、2,000 g 及び 0.11 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定して

いる。

表 2.2 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均値	大気 一般環境大気 室内空気	概ね 0.000086 $\mu\text{g TI}/\text{m}^3$ (2006) データは得られなかった	概ね 0.000026 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ データは得られなかった
	水質 飲料水 地下水 公共用水域・淡水	データは得られなかった データは得られなかった 評価に耐えるデータは得られなかった (過去の限られた地域で 0.031 $\mu\text{g TI}/\text{L}$ 未満程度 (2002))	データは得られなかった データは得られなかった データは得られなかった 評価に耐えるデータは得られなかった (過去の限られた地域で 0.0012 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度)
	食物	データは得られなかった	データは得られなかった (過去の限られた地域で 0.011 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ の報告がある)
	土壌	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.49 $\mu\text{g TI}/\text{g}$ (算術平均値) 程度)	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.0011 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ (算術平均値) 程度)
	大気 一般環境大気 室内空気	概ね 0.00015 $\mu\text{g TI}/\text{m}^3$ (2006) データは得られなかった	概ね 0.000045 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ データは得られなかった
	水質 飲料水 地下水 公共用水域・淡水	データは得られなかった データは得られなかった 評価に耐えるデータは得られなかった (過去の限られた地域で 1.4 $\mu\text{g TI}/\text{L}$ 程度 (2002))	データは得られなかった データは得られなかった データは得られなかった 評価に耐えるデータは得られなかった (過去の限られた地域で 0.056 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ 程度)
食物 土壌	データは得られなかった データは得られなかった (過去データではあるが 1.4 $\mu\text{g TI}/\text{g}$ 程度)	データは得られなかった データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.0031 $\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$ 程度)	

吸入曝露の予測最大曝露濃度は、表 2.2 に示すとおり、一般環境大気のデータから概ね 0.00015 $\mu\text{g TI}/\text{m}^3$ となった。

表 2.3 人の一日曝露量

媒体		平均曝露量 ($\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大曝露量 ($\mu\text{g TI}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.000026	0.000045
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	(過去の限られた地域で <u>0.0012</u>)	(過去の限られた地域で <u>0.056</u>)
食物		(過去の限られた地域で 0.011)	(過去の限られた地域で 0.011)
土壌		(過去のデータではあるが 0.0011 (算術平均値))	(過去のデータではあるが 0.0031)
経口曝露量合計	参考値 1	0.00012	0.00012
	参考値 2	0.00025	0.0044

媒体		平均曝露量 ($\mu\text{g TI/kg/day}$)	予測最大曝露量 ($\mu\text{g TI/kg/day}$)
	参考値 3	0.0121+0.0012	0.0701
総曝露量		0.000026	0.000045
	参考値 1	0.000146	0.000165
	参考値 2	0.000276	0.004445
	参考値 3	0.012126+0.0012	0.070145

- 注：1) アンダーラインを付した値は、曝露量が「検出下限値未満」とされたものであることを示す。
 2) 総曝露量は、吸入曝露として一般環境大気を用いて算定したものである。
 3) () 内の数字は、経口曝露量合計の算出に用いていない。
 4) 食物の予測最大曝露量は、原著に摂取量の最大値が報告されていないため平均値を記載している。
 5) 参考値 1 は、公共用水域・淡水に国による 10 年以内の調査結果を用いた場合を示す。
 6) 参考値 2 は、公共用水域・淡水に文献で得られた 10 年以内の調査結果を用いた場合を示す。
 7) 参考値 3 は、過去のデータ（公共用水域・淡水、食物、土壌）を用いた場合を示す。

経口曝露の予測最大曝露量は、評価に耐えるデータが得られず設定できなかった。なお、国による 1 地点の公共用水域・淡水のデータ ($0.0030 \mu\text{g TI/L}$) による経口曝露量は $0.00012 \mu\text{g TI/kg/day}$ となり、文献で得られた公共用水域・淡水のデータ ($0.11 \mu\text{g TI/L}$) による経口曝露量は $0.0044 \mu\text{g TI/kg/day}$ となった。また、過去の限られた地域を調査対象とした陰膳調査による一日摂取量 $0.53 \mu\text{g TI/day}$ (平均値) を体重 50kg で除して算定した経口曝露量は $0.011 \mu\text{g TI/kg/day}$ (平均値) となり、過去の限られた地域を調査対象とした公共用水域・淡水 (最大濃度地点は工業地帯河川の河口域) 及び過去の土壌のデータの最大値を加えた経口曝露量の参考値は $0.070 \mu\text{g TI/kg/day}$ となった。

(5) 水生生物に対する曝露の推定 (水質に係る予測環境中濃度 : PEC)

本物質の水生生物に対する曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.4 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度 (PEC) は、公共用水域の淡水域では評価に耐えるデータが得られず設定できなかった。同海域の PEC は概ね $0.015 \mu\text{g TI/L}$ であった。なお、過去の限られた地域を調査対象とした公共用水域の水質では、工業地帯周辺の調査結果より淡水域では $1.4 \mu\text{g TI/L}$ 程度、海水域では $0.090 \mu\text{g TI/L}$ の報告があった。

表 2.4 公共用水域濃度

水域	平均	最大値
淡水	評価に耐えるデータは得られなかった [過去の限られた地域で $0.031 \mu\text{g TI/L}$ 未満程度 (2002)]	評価に耐えるデータは得られなかった [過去の限られた地域で $1.4 \mu\text{g TI/L}$ 程度 (2002)]
海水	概ね $0.013 \mu\text{g TI/L}$ (2006) [過去の限られた地域で $0.090 \mu\text{g TI/L}$ の報告がある (2002)]	概ね $0.015 \mu\text{g TI/L}$ (2006) [過去の限られた地域で $0.090 \mu\text{g TI/L}$ の報告がある (2002)]

- 注：1) 環境中濃度での () 内の数値は測定年度を示す。
 2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

ラットに ^{204}Tl でラベルした硝酸タリウム $767 \mu\text{g Tl/kg}$ を強制経口投与、 $121 \mu\text{g Tl/kg}$ を気管内投与した結果、いずれの投与経路でも投与量のほぼ全量が体内に吸収された。また、これらと $38 \mu\text{g Tl/kg}$ を静脈内投与、 $96 \mu\text{g Tl/kg}$ を筋肉内投与又は皮下投与、 $144 \mu\text{g Tl/kg}$ を腹腔内投与した後の体内放射活性の変化を比較すると、経時的な残存割合には投与経路による大きな差はなく、3.3 日の半減期で減少し、日々の排泄は糞中の方が尿中よりも 2~5 倍多かった¹⁾。また、ラットに致死量に近い硫酸タリウム 10 mg Tl/kg を強制経口投与した結果、8 日間で投与量の 20.8% が尿中に、32.4% が糞中に排泄され、体内半減期は 7.3 日と見積もられた²⁾。

イヌに硫酸タリウム 25 mg Tl/kg を強制経口投与した結果、投与量の 32.0% が 3 日後までに尿中に排泄され、36 日間で 61.6% が尿中に排泄された³⁾。また、ラットの結紮した空腸、回腸に硫酸タリウム $4.1 \mu\text{g Tl}$ を投与して 1 時間の吸収率を調べた結果、空腸で 81.4%、回腸で 64.4% であった⁴⁾。

硫酸タリウムを投与したラット⁵⁾、マウス⁶⁾、ハムスター⁷⁾、硝酸タリウムを投与したラット^{1,8)}、マロン酸タリウムを投与したハムスター⁷⁾、塩化タリウムを投与したウサギ⁹⁾ の試験では、強制経口投与や腹腔内投与などによって吸収されたタリウムは速やかに体内に分布し、腎臓に多く分布した。また、1 価又は 3 価に調整した無機タリウムイオンをラットに強制経口投与又は腹腔内投与した結果、タリウムの体内分布や肝臓、腎臓の細胞内分布には投与経路や価数の違いによる差はほとんどなかった。3 価に調整したジメチルタリウムの強制経口投与では、吸収量は劣ったものの、体内分布や肝臓、腎臓の細胞内分布のパターンは無機タリウム投与時と同様であった¹⁰⁾。

ヒトでは、 ^{204}Tl でラベルした硫酸タリウム 45 mg を経口投与し、その後も 45 mg を 3 日毎に 4 回経口投与した末期がん患者で血液中のタリウム量は 3 時間後にピーク（投与量の 3%）となり、その後減少して 24~48 時間は 1.6% で推移した。尿中には 5.5 日間で投与量の 15.3% を排出したが、糞中には 3 日間で 0.4% とわずかであった。24 時間毎の体内タリウム量に対する排出割合を平均すると 1 日当たり 3.2% となり、初回投与から 24 日後に死亡した時点で投与量の約 45% が体内にあったと見積もられ、単位重量当たりのタリウム量は毛髪で最も多く、次いで腎乳頭、腎皮質、心筋、骨腫瘍部、脾臓、副腎髄質、肋骨皮質、骨腫瘍の肺転位部、膵臓、横断肋骨、頭皮、肝臓、骨髄の順で多かった¹¹⁾。

塩化タリウムの ^{201}Tl 標識体 (2~5 mCi) を患者 4 人に静脈内投与した結果、血液中の放射活性は 2 相性で急速に減少し、半減期は第 1 相が約 5 分、第 2 相が約 40 時間であった。また、ホールボディカウンター検査では腎臓や大腸、心臓、甲状腺で高い放射活性がみられ、全身の放射活性半減期は約 10 日と見積もられた¹²⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性¹³⁾

【タリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LDLo	30 mg/kg

【塩化タリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LDLo	55 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	24 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	23.7 mg/kg

【酢酸タリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ヒト	経口	LDLo	12 mg/kg
ヒト	経口	LDLo	13.3 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	41.3 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	35 mg/kg
モルモット	経口	LDLo	15 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	25 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	13 mg/kg

【酸化タリウム (I)】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	40.6 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	31.2 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	31.2 mg/kg

【酸化タリウム (III)】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	44 mg/kg
モルモット	経口	LDLo	5.2 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	34 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	34 mg/kg

【炭酸タリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	21.8 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	15 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	21 mg/kg
ラット	経皮	LD ₅₀	117 mg/kg

【硫酸タリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ヒト	経口	LDLo	2.166 mg/kg
ヒト	経口	LDLo	3 mg/kg
ヒト	経口	LDLo	14 mg/kg

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	16 mg/kg
ラット	経口	LDLo	24.7 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	23.5 mg/kg
ネコ	経口	LDLo	40 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	16 mg/kg
ブタ	経口	LDLo	2 mg/kg
ラット	経皮	LD ₅₀	550 mg/kg

タリウムを経口摂取すると胃腸管、神経系に影響を与え、脱毛を生じることがあり、腹痛や吐き気、嘔吐、頭痛、脱力感、筋肉痛、かすみ眼、焦燥感、痙攣、心拍数増加を生じる¹⁴⁾。

炭酸タリウム、硫酸タリウムは胃腸管、中枢神経系及び末梢神経系に影響を与え、脱毛を生じることがあり、大量に摂取すると心血管系、腎臓及び肝臓に影響を与え、死に至ることもある。経口摂取すると腹痛や吐き気、嘔吐、下痢、頭痛、脱力感、痙攣、筋肉痛、麻痺、せん妄、意識喪失を生じる^{15,16)}。硫酸タリウムは眼、皮膚、おそらく気道を刺激し、吸入すると咳や咽頭痛、眼に入ると発赤、痛み、皮膚に付くと発赤を生じる¹⁶⁾。

② 中・長期毒性

ア) Wistar ラット雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、0.0005、0.0015、0.005%の濃度で酢酸タリウムを餌に添加して 15 週間投与した結果、0.005%群の雄は 5 週まで、雌は 13 週までに全数が死亡し、15 週までに対照群の雌雄各 2 匹、0.0005%群の雄 2 匹、0.0015%群の雄 3 匹、雌 1 匹が死亡した。このため、6 週後に 0、0.003%群（雌雄各 5 匹）を追加して 9 週間投与した結果、対照群の雄 2 匹、雌 1 匹、0.003%群の雄 4 匹、雌 3 匹が死亡した。0.0015%以上の群では 2 週間後から脱毛がみられるようになり、投与期間終了後の 0.0015、0.003%群ではほぼ被毛がなかった。投与群で組織への影響はなかったが、腎臓で軽度の重量増加がみられた¹⁷⁾。対照群のほぼ半数に死亡がみられたことから、この結果から信頼性のある NOAEL は設定できないが、脱毛を影響指標にとると NOAEL は 0.0005% (0.4 mg TI/kg/day 程度) となる。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、0.01、0.05、0.25 mg/kg/day の硫酸タリウムを 90 日間強制経口投与 (7 日/週) した結果、体重や臓器の重量、組織に影響はなく、血清の GOT (AST)、LDH、ナトリウム量の増加、血糖値の低下に用量に依存した有意な変化がみられたが、正常範囲に収まるものであった。また、溶媒対照群の 1/4~1/3、投与群のほぼ全数で流涙、眼球突出の所見が投与期間内に 1 回以上 (ただし、頻度等の報告なし) みられたが、眼科学的検査で異常はなかった。さらに投与群で脱毛の増加傾向がみられたが、0.25 mg/kg/day 群の雌 2 匹以外は毛繕いや自然の生え替わりによるものであり、重要な所見ではないと考えられた¹⁸⁾。しかし、生データを取り寄せて検討したところ、0.25 mg/kg/day 群の雌 2 匹では毛包の萎縮を伴っており、脱毛をタリウムの毒性所見とした報告例とも一致することから、NOAEL は 0.05 mg/kg/day (0.04 mg TI/kg/day) であると考えられた¹⁹⁾。

ウ) 雄ラット 10 匹を 1 群とし、0、0.8 mg/kg/day の硫酸タリウムを 3 ヶ月間 (7 日/週) 経口投与し、1、2、3 ヶ月後に血清の尿素、クレアチニン、ビリルビン、GPT (ALT) を測定した結果、いずれも 1 ヶ月後から有意に上昇してビリルビンは投与前の約 6 倍、その他は約 2 倍になり、その後もわずかに増加して有意に高いままであった²⁰⁾。この結果から、LOAEL を 0.8 mg/kg/day (0.65 mg TI/kg/day) とする。

エ) Wistar ラット雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、0.002、0.0035、0.005、0.01、0.05% の濃度で酸化タリウム (III) を餌に添加して 15 週間投与した結果、8 週までに 0.005% 以上の群で雌雄の全数が死亡し、15 週までに対照群の雄 1 匹、0.002% 群の雌 2 匹、0.0035% 群の雄 4 匹、雌 2 匹が死亡した。0.002、0.0035% 群の雄及び 0.0035% 群の雌で著明な体重増加の抑制を認め、0.002、0.0035% 群の雄では 4 週間後頃から脱毛が始まり、6 週間後にほぼ完全に脱毛状態となった。雄よりは軽度であるが、雌でも脱毛がみられた。0.002% 群の雌雄及び 0.0035% 群の雌で腎臓重量の有意な増加を認めたが、腎臓の組織に影響はなかった。皮膚の組織検査では毛包や毛幹の減少、毛包の萎縮、脂腺の萎縮、表皮の角化亢進を認めた¹⁷⁾。この結果から、LOAEL を 0.002% (1.8 mg TI/kg/day 程度) とする。

オ) Sprague-Dawley ラット雌 80 匹を 1 群とし、0.001% のタリウム濃度となるように硫酸タリウムを飲水に添加して 36 週間投与した結果、投与期間終了までに 21% が死亡した。脱毛は 4 週間後に始まって 20% にみられるようになり、数匹は試験終了時までにはほぼ被毛がなくなった。また、電気生理学的検査では、運動活動電位及び感覚神経活動電位の低下を認め、約半数で坐骨神経に形態学的変化 (ウォーラー変性、ミエリン鞘の空胞化及び層状化など) がみられた²¹⁾。なお、36 週間のタリウム摂取量は 250~300 mg TI/kg とされており、これを投与日数で除すと 0.99~1.2 mg TI/kg/day となる。

③ 生殖・発生毒性

ア) Wistar ラット雄 10 匹を 1 群とし、0、0.001% の濃度で硫酸タリウムを飲水に添加して 60 日間投与した結果、一般状態や体重に影響はなく、目立った脱毛や神経障害の徴候もなかったが、0.001% 群の精巣上体尾で運動精子の割合に有意な減少を認め、ほとんどの精巣上体で未成熟な精子が高率にみられ、精巣のタリウム濃度は有意に高かった。組織検査では精原細胞や精母細胞、精子細胞の形態、精細管の径に影響はなかったが、0.001% 群で精細管上皮の乱れ、セルトリ細胞の空胞化や滑面小胞体の腫大を認め、精巣の β -グルクロニダーゼ活性は有意に低かった。なお、飲水量から求めたタリウム摂取量は約 0.7 mg TI/kg/day であった²²⁾。この結果から、LOAEL を 0.7 mg TI/kg/day とする。

イ) 雄ラット (系統等不明) に 0、0.005、0.05、0.5 μ g/kg/day の炭酸タリウムを 8 ヶ月間経口投与した後に未処置の雌 (16~18 匹/群) と交尾させて実施した優性致死突然変異試験の結果、0.005 μ g/kg/day 群での吸収胚数と着床後胚損失率の変化から優性致死突然変異の誘発を認めたとした報告があったが²³⁾、それらの数値に大きな差はなく、有意差の記載もなかったことから、詳細は不明であった。

ウ) Kunming マウス雄 20 匹を 1 群とし、0、0.0000001、0.000001、0.00001、0.0001、0.001% の濃度で炭酸タリウムを飲水に添加して 6 ヶ月間投与し、各群の半数を未処置の雌と交尾させた結果、精子の運動能への影響は 0.0000001%以上の群でみられ、0.000001%以上の群で死亡精子数の有意な増加、0.00001%以上の群で精子数の有意な減少と形態異常精子の増加を認めた。しかし、受胎率や吸収胚数に有意差はなく、むしろ生存胎仔数は 0.000001%以上の群で有意に増加し、胎仔死亡率は 0.0000001~0.00001%群で有意に低かった²⁴⁾。マウスの平均体重を 20 g、1 日平均飲水量を 6 mL と仮定すると、各群の用量は 0.0003、0.003、0.03、0.3、3 mg Tl/kg/day となり、極めて低用量で精子への影響があったことが示唆されるが、繁殖成績には悪影響がなかったことから、各群の精子数変化には生物学的意義はないと考えられた。この結果から、NOAEL を 0.001% (3 mg Tl/kg/day) 以上とする。

エ) NOS albino ラット雌 30 匹を 1 群とし、0、0.0001%の濃度で硫酸タリウムを飲水に添加して妊娠期間及び授乳期間を通して投与し、離乳した仔には生後 60 日齢まで母ラットと同様に飲水投与した結果、母ラットの体重や妊娠期間、出生仔数、仔の体重に影響はなかった。また、同様にして授乳期間のみ投与した後に生後 60 日齢まで投与した場合も、仔の体重に影響はなかった。しかし、妊娠期間に曝露された仔では毛器官の発達が不完全であり、授乳期間のみに曝露された仔では脱毛がみられたが、いずれも 60 日齢までに回復し、対照群と同等となった²⁵⁾。

④ ヒトへの影響

ア) タリウムは当初は淋病、梅毒、結核の治療薬として用いられていたが、少量服用すると毛髪のケラチン生成が阻害されて 2~3 週間で脱毛を起こす性質によって脱毛剤としても使用されるようになり、頭部白癬菌症の治療薬として繁用された歴史も長いとされている。しかし、薬用量と中毒量の隔たりが小さく、数々の中毒を生じたことから次第に治療薬として使用されなくなり、1976 年頃には工業及び農業の分野でのみの使用となった²⁶⁾。

イ) 子供の頭皮の黄癬、白癬などの感染症にタリウム化合物（主に酢酸タリウム）を経口治療薬として使用した 1934 年以前の症例報告の調査では、4~10 mg/kg の経口投与を受けた 8,006 人の患者のうち、447 人 (5.6%) が中毒を発症し、8 人が死亡 (6 人が 8.0 mg/kg、1 人が 8.75 mg/kg、1 人が不明) していた。また、その他の臨床利用や産業曝露、殺鼠剤・害虫駆除剤などからの曝露をあわせるとタリウム中毒患者は 778 人となり、46 人 (5.9%) が死亡していた²⁷⁾。

ウ) タリウムを含む殺鼠剤を自殺目的で経口摂取した 31 歳男性の症例では、急激な嘔吐で発症し、半月後に左右下肢の自発痛、1 ヶ月後に頭髪の脱毛がみられるようになり、その後これらの症状が増悪し、さらに着衣のまま入浴する等の異常行動が出現したため、1.5 ヶ月後に入院した。入院時の検査では、左右の手指と膝以下の知覚異常と表在知覚の低下、左右下肢の筋力低下と筋萎縮を認め、尿中タリウム濃度は 3.5 mg/L と高かった。また、正中神

経の知覚神経伝導速度 (SCV) とその伝導速度分布 (DCV) の検査では SCV は正常下限値より低く、DCV の測定項目のうち伝導速度が早い神経線維の伝導速度 (V70~V90) も正常下限値より低かった。しかし、入院から 10 週後には尿中タリウム濃度は 0.1 mg/L へと低下し、自他覚的所見は筋力低下と筋萎縮を除きほぼ改善した。男性は入院から 9 ヶ月後に退院し、下肢の筋力低下と足裏の軽度感覚異常は残存していたものの、DCV、SCV の値はともに正常範囲にまで回復した^{28, 29)}。

エ) ドイツのセメント工場でタリウムに平均 22.9 年間曝露された労働者 36 人の調査では、10 人に感覚障害、5 人に感覚消失、14 人に運動障害、3 人に四肢の筋力低下の訴えがあったが、電気生理学的検査結果や血液、尿、毛髪中のタリウム濃度との関連はみられなかった。労働者の半数には併発症 (消化性潰瘍、糖尿病、肥満、呼吸不全症候群、アルコール性肝疾患、関節・結合組織の障害、高血圧性血管疾患など) があったことから、それらの併発症による可能性も考えられた³⁰⁾。また、アメリカの電池製造工場でタリウムに曝露された労働者 86 人、年齢や雇用期間、勤務形態、作業内容でマッチした対照群 79 人について医療記録をもとに検討した調査では、いずれの疾患の発生率にも有意差はなかったが、曝露濃度が低く、対象人数や観察期間も十分ではなかったことが制限要因と考えられた³¹⁾。

オ) 旧西ドイツのセメント工場周辺の住民を対象にした調査では、1,265 人で 24 時間尿の平均タリウム濃度は 2.6 µg Tl/L (< 0.1~76.5 µg Tl/L)、1,163 人で毛髪中の平均タリウム濃度は 9.5 ng Tl/g (0.6~565 ng Tl/g) であり、尿中濃度は都市部対照群 31 人の 0.4 µg Tl/L (< 0.1~1.2 µg Tl/L)、地方対照群 10 人の 0.2 µg Tl/L (< 0.1~0.9 µg Tl/L) に比べて明らかに高かった。曝露評価の結果、タリウムの主要な曝露経路は各家庭の庭で育った野菜や果物の摂取であることが判明し、セメント工場から排出されたタリウムを含む粉塵の沈着が原因と考えられ、他の曝露源や吸入経路の寄与は小さいと考えられた。そこで、< 2、2~20、> 20 µg Tl/L の尿中濃度、< 10、10~50、> 50 ng Tl/g の毛髪中濃度で住民を 3 群に分けて比較した結果、典型的な中毒症状である脱毛はタリウム濃度と負の関連にあり、皮膚の変化や胃腸障害にはタリウム濃度との関連がなかったが、睡眠障害、その他の神経症状 (多発神経障害、精神衰弱など) には正の関連があった³²⁾。

カ) 上記セメント工場では 1979 年 8 月に製造工程を見直し、タリウムの排出を 1/100 以下に削減したが、工場の周辺地域で 1978 年 1 月から 1979 年 8 月に産まれた子供 297 人について調査を行ったところ、5 人に先天性奇形、6 人に軽度の先天性異常があり、州の統計データから求めた先天性奇形のオッズ比は 6.25 と高かった。妊娠期を反映していないが、1979 年 9 月に実施した母親の尿中、毛髪中のタリウム濃度測定では、いずれの測定結果も一般集団と比較すると低い範囲にあった。また、先天性奇形の 5 人のうち、2 人は遺伝的素因が疑われ、他の 1 人も母親が妊娠中に庭で収穫した野菜や果物を摂取していなかった。このため、タリウムの曝露と先天性奇形には関連がないように考えられた³³⁾。

キ) アメリカの国民健康栄養調査 (1999~2000 年) では、776 人の平均尿中タリウム濃度は 0.16 µg Tl/L (< 0.01~0.86 µg Tl/L) であり、54 人が末梢動脈疾患に罹患していたが、年齢、

性、人種、学歴、喫煙、尿中クレアチニンで調整したオッズ比に有意な増加はなかった³⁴⁾。

ク) 中国湖北省内の3病院で2012~2014年に生まれた低出生体重児204人、出産病院、出生児の性、妊娠年齢でマッチした対照群612人の症例対照研究では、出産した日の母親の尿中タリウム濃度から3群(<0.39、0.39~0.77、 \geq 0.78 $\mu\text{g TI/g}$ クレアチニン)に分け、低濃度群に対するオッズ比を求めると高濃度群のオッズ比は1.52(95% CI = 1.00~2.30)と有意に高く、妊娠年齢、世帯収入、母親のBMI、出産歴、受動喫煙、妊娠中の高血圧で調整したオッズ比1.90(95% CI = 1.01~3.58)も有意に高かった。また、出産年齢の中央値(28歳)、出生児の性、学歴、世帯収入、雇用の有無で層化して比較したところ、調整後のオッズ比は28歳未満の高濃度群で2.46(95% CI = 1.05~5.88)、年収50,000元未満の高濃度群で2.53(95% CI = 1.13~5.99)と有意に高かった。これらの結果から、出生前の高濃度タリウム曝露は低出生体重児のリスク増加に関連することが示唆された³⁵⁾。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表3.2に示すとおりである。

表3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	—
EU	EU	—
USA	EPA (2009)	ヒトでの発がん性の可能性を評価するにはデータが不十分である*。
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

注：U.S.EPA (2009) は2005年のガイドラインに基づくため、分類に対応する記号はない。

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、硝酸タリウムは代謝活性化系(S9)無添加のネズミチフス菌³⁶⁾、大腸菌³⁶⁾、酵母³⁷⁾で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、枯草菌^{36, 38)}でDNA傷害を誘発した。炭酸タリウムはラット、マウスのワクシニアウイルスを感染させた胚由来線維芽細胞でDNA鎖切断を誘発した²³⁾。硫酸タリウムはヒト末梢血リンパ球で小核を誘発しなかった³⁹⁾。

in vivo 試験系では、炭酸タリウムを経口投与したラットで優性致死突然変異を誘発したとした報告²³⁾があったが、詳細は不明であった。硫酸タリウムは経口摂取した中毒患者の末梢血リンパ球で染色体異常、姉妹染色分体交換を誘発しなかったが、染色体消失型の小核

の明らかな増加がみられた⁴⁰⁾。タリウム中毒患者 13 人の末梢血リンパ球では染色体異常の平均頻度に有意な増加を認め、うち 8 人の小核試験の結果は対照群のデータがないものの、1 人の小核頻度は顕著に高かった⁴¹⁾。核医学検査のためにタリウム 201 (²⁰¹Tl) を静脈内投与した患者 (24~25 人) の末梢血リンパ球で遺伝子突然変異^{42, 43)}、染色体異常⁴³⁾ の誘発を認めなかったが、別の 21 人で実施した 3、30、90 日後の検査で 3 日後に染色体異常、姉妹染色分体交換の誘発を認めた報告もあった⁴⁴⁾。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

実験動物での発がん性に関して、知見は得られなかった。

○ ヒトに関する発がん性の知見

アメリカの電池製造工場でタリウムに曝露された労働者 86 人、年齢や雇用期間、勤務形態、作業内容でマッチした対照群 79 人について医療記録をもとに検討した調査では、がんの発生率に有意な増加はなかったが、調査の規模等は十分なものではなかった³¹⁾。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口曝露については、中・長期毒性イ) に示したラットの試験から得られた硫酸タリウムの NOAEL 0.04 mg Tl/kg/day (毛包の萎縮を伴った脱毛) を慢性曝露への補正が必要なことから 10 で除した 0.004 mg Tl/kg/day が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入曝露については、無毒性量等の設定ができなかった。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露量	予測最大曝露量	無毒性量等		MOE
経口	飲料水	—	—	0.004 mg Tl/kg/day	ラット	—
	公共用水域・淡水	—	—			—

経口曝露については、曝露量が把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、公共用水域・淡水の最大値 (1 地点) として報告のあった値から算出した経口曝露量は 0.00012 µg Tl/kg/day であったが、参考としてこれと無毒性量等 0.004 mg Tl/kg/day から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure)

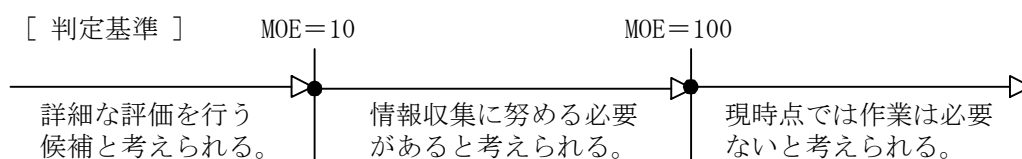
は 3,300 となる。また、限られた地域の公共用水域・淡水の最大値として報告のあった値から算出した経口曝露量は $0.0044 \mu\text{g TI/kg/day}$ であったが、参考としてこれから算出した MOE は 91 となる。さらに、過去の限られた地域の公共用水域・淡水と過去の土壌及び食物の最大値から算出した経口曝露量は $0.070 \mu\text{g TI/kg/day}$ であったが、参考としてこれから算出した MOE は 6 となる。このため、本物質の経口曝露については、健康リスクの評価に向けて経口曝露の情報収集等を行う必要があると考えられる。

表 3.4 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露濃度	予測最大曝露濃度	無毒性量等		MOE
吸入	環境大気	概ね $0.000086 \mu\text{g TI/m}^3$	概ね $0.00015 \mu\text{g TI/m}^3$	—	—	—
	室内空気	—	—			—

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、健康リスクの判定はできなかった。

なお、吸収率を 100% と仮定し、経口曝露の無毒性量等を吸入曝露の無毒性量等に換算すると 0.013 mg TI/m^3 となるが、参考としてこれと予測最大曝露濃度 $0.00015 \mu\text{g TI/m}^3$ から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE は 8,700 となる。このため、本物質の一般環境大気からの吸入曝露による健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を、1 価及び 3 価のタリウムについて行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他の生物）ごとに整理すると 1 価タリウムは表 4.1.1、3 価タリウムは表 4.1.2 のとおりとなった。

表 4.1.1 水生生物に対する毒性値の概要

【1 価タリウム】

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg TI/L]	硬度 [mg/L] /塩分	生物名	生物分類 /和名	エンドポイント /影響内容	曝露 期間 [日]	試験 の 信頼 性	採用 の 可能 性	文献No.	被験物質
藻類	○		2.57	—	<i>Chlorella</i> sp.	トレボウクシア藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	D	C	1)-98027	TI (I)
		○	<10	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	D	C	2)- 2016034	TiNO ₃
	○		87	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	D	C	2)- 2016034	TiNO ₃
	○		130	—	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	3	D	C	1)-9607	Ti ₂ SO ₄
	○		330	塩分41	<i>Ditylum brightwellii</i>	珪藻類	EC ₅₀ GRO	5	D	C	1)-6405	TiCl
甲殻類	○		81	48	<i>Gammarus minus</i>	ヨコエビ属	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-14563	Ti ₂ SO ₄
	○		330	85	<i>Streptocephalus proboscideus</i>	ホウネンエビ目	LC ₅₀ MOR	1	C	C	1)-13669	Ti ₂ SO ₄
	○		510	71	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	2)- 2016034	TiNO ₃
	○		725	71	<i>Daphnia pulex</i>	ミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	2)- 2016034	TiNO ₃
魚類		○	<40	28~40	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール (胚)	NOEC MOR	30	A	A	1)-10427	Ti ₂ SO ₄
	○		1,900	48	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-14563	Ti ₂ SO ₄
	○		3,200	40~48	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-61942	TI (I)
	○		24,000	塩分34	<i>Menidia beryllina</i>	トウゴロウイワシ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-863	CH ₃ COOTI
その他			202	230	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	EC ₂₀ GRO (RATE)	7	D	—	1)-113958	TiNO ₃
	○		397	230	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	EC ₅₀ GRO (RATE)	7	D	C	1)-113958	TiNO ₃

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg TI/L]	硬度 [mg/L] /塩分	生物名	生物分類 /和名	エンドポイント /影響内容	曝露 期間 [日]	試験 の信 頼性	採用 の可 能性	文献No.	被験物質
その他	○		2,200	48	<i>Physa heterostropha</i>	サカマキガイ属	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-14563	Tl ₂ SO ₄
	○		7,700	85	<i>Brachionus calyciflorus</i>	ツボウムシ	LC ₅₀ MOR	1	C	C	1)-13669	Tl ₂ SO ₄

急性/慢性：○印は該当する毒性値

毒性値 (太字)：PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線)：PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性：本初期評価における信頼性ランク

A：試験は信頼できる、B：試験は条件付きで信頼できる、C：試験の信頼性は低い、D：信頼性の判定不可

E：信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性：PNEC 導出への採用の可能性ランク

A：毒性値は採用できる、B：毒性値は条件付きで採用できる、C：毒性値は採用できない、

—：採用の可能性は判断しない

エンドポイント

EC₂₀ (20% Effective Concentration)：20%影響濃度、EC₅₀ (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、

LC₅₀ (Median Lethal Concentration)：半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration)：無影響濃度

影響内容

GRO (Growth)：生長 (植物) 又は成長 (動物)、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

1 価タリウムについて評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度 (PNEC) 導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 甲殻類

Horne ら¹⁾⁻¹⁴⁵⁶³は、米国ASTMの試験方法 (E729, 1980) に準拠し、ヨコエビ属*Gammarus minus*の急性毒性試験を実施した。被験物質には硫酸タリウム (I) が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度は0 (対照区)、0.028、0.047、0.078、0.130、0.216、0.360、0.60、1.0 mg/L であった。試験用水には、米国ASTM推奨の再調整脱塩軟水 (硬度48 mg/L、CaCO₃換算) が用いられた。96時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、設定濃度に基づき81 µg TI/Lであった。

2) 魚類

Horne ら¹⁾⁻¹⁴⁵⁶³は、米国 ASTM の試験方法 (E729, 1980) に準拠し、ニジマス *Oncorhynchus mykiss* (= *Salmo gairdneri*) の急性毒性試験を実施した。被験物質には硫酸タリウム (I) が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度は0 (対照区)、0.3、0.5、0.8、1.3、2.4、4.1 mg/L であった。試験用水には、米国 ASTM 推奨の再調整脱塩軟水 (硬度 48 mg/L、CaCO₃換算) が用いられた。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、設定濃度に基づき 1,900 µg TI/L であった。

また、LeBlanc と Dean¹⁾⁻¹⁰⁴²⁷は、米国 EPA の試験方法 (EPA78-01-4646, 1972) に準拠して、ファットヘッドミノー *Pimephales promelas* の胚-仔魚期の慢性毒性試験を実施した。被験物質には硫酸タリウム (I) が用いられ、試験は流水式 (6 倍容量換水/日) で行われた。試験用水には

曝気した地下水（硬度 28~40 mg/L、CaCO₃ 換算）が用いられた。試験濃度の実測濃度は 0（対照区）、40、120、200、350、720 µg Tl/L であった。仔魚の死亡に関するふ化後 30 日間無影響濃度 (NOEC) は、40 µg Tl/L 未満とされた。

3) その他の生物

Horneら¹⁾⁻¹⁴⁵⁶³⁾は、米国ASTMの試験方法 (E729, 1980) に準拠し、サカマキガイ属 *Physa heterostropha* の急性毒性試験を実施した。被験物質には硫酸タリウム (I) が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度は 0（対照区）、0.028、0.047、0.078、0.130、0.216、0.360、0.60、1.0 mg/L であった。試験用水には、米国ASTM推奨の再調整脱塩軟水（硬度 48 mg/L、CaCO₃ 換算）が用いられた。96時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、設定濃度に基づき 2,200 µg Tl/L であった。

表 4.1.2 水生生物に対する毒性値の概要

【3 価タリウム】

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Tl/L]	硬度 [mg/L] /塩分	生物名	生物分類/和名	エンドポイント /影響内容	曝露 期間 [日]	試験 の 信頼 性	採用 の 可能 性	文献No.	被験物質
藻類			—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
甲殻類	○		11	—	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-80821	Tl(NO ₃) ₃ ・ 3H ₂ O
		○	33	—	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-80821	TlCl ₃ ・ 4H ₂ O
魚類			—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
その他			110	195	<i>Gastrophryne carolinensis</i>	ジムグリガエル科 (胚)	LC ₅₀ MOR	7 (~ふ化 4日後)	B	—	1)-5305	TlCl ₃

急性/慢性：○印は該当する毒性値

毒性値 (太字)：PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線)：PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性：本初期評価における信頼性ランク

A：試験は信頼できる、B：試験はある程度信頼できる、C：試験の信頼性は低い、D：信頼性の判定不可、

E：信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性：PNEC 導出への採用の可能性ランク

A：毒性値は採用できる、B：毒性値はある程度採用できる、C：毒性値は採用できない、

—：採用の可能性は判断しない

エンドポイント

LC₅₀ (Median Lethal Concentration)：半数致死濃度

影響内容

MOR (Mortality)：死亡

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

1 価タリウムと 3 価タリウムを対象として、急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

【1 価タリウム】

急性毒性値

甲殻類 <i>Gammarus minus</i>	96 時間 LC ₅₀	81 µg TI/L
魚 類 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 時間 LC ₅₀	1,900 µg TI/L
その他 <i>Physa heterostropha</i>	96 時間 LC ₅₀	2,200 µg TI/L

アセスメント係数：1,000 [2 生物群（甲殻類、魚類）及びその他の生物について、信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、その他の生物を除いた小さい方の毒性値（甲殻類の 81 µg TI/L）をアセスメント係数 1,000 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 0.081 µg TI/L が得られた。

慢性毒性値

魚 類 <i>Pimephales promelas</i>	30 日間 NOEC（死亡）	40 µg TI/L 未満
--------------------------------	----------------	---------------

アセスメント係数：100 [1 生物群（魚類）の信頼できる知見が得られたため]

得られた毒性値（魚類の 40 µg TI/L 未満）をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.4 µg TI/L 未満が得られた。

【3 価タリウム】

3 価タリウムでは初期評価に採用可能な有害性情報が得られず、PNEC を設定できなかった。

したがって、本評価における PNEC としては、1 価タリウムの 0.081 µg TI/L を採用する。

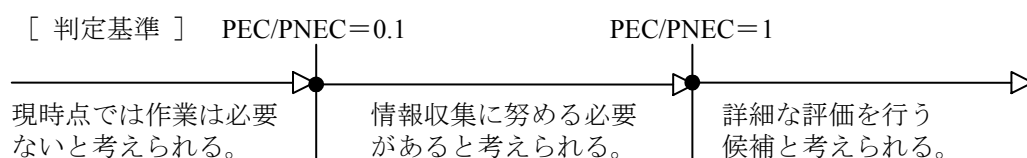
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

水 質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	評価に耐えるデータは得られなかった [過去の限られた地域で 0.031 µg TI/L 未満程度(2002)]	評価に耐えるデータは得られなかった [過去の限られた地域で 1.4 µg TI/L 程度 (2002)]	0.081 µg TI/L	—
公共用水域・海水	概ね 0.013 µg TI/L (2006) [過去の限られた地域で 0.090 µg TI/L の報告がある (2002)]	概ね 0.015 µg TI/L (2006) [過去の限られた地域で 0.090 µg TI/L の報告があ る (2002)]		0.2

注：1) 環境中濃度での () 内の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



本物質の公共用水域における濃度は、淡水域では評価に耐えるデータが得られなかった。海水域では平均濃度でみると概ね $0.013 \mu\text{g TI/L}$ であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、概ね $0.015 \mu\text{g TI/L}$ であった。なお、得られた環境中濃度は化学形態別ではなく、全タリウムとしての濃度である。

環境中のタリウム濃度が全て 1 価のものであると仮定し、予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比を求めると、PEC/PNEC 比は海水域で 0.2 となる。

また、過去のデータではあるが参考値として淡水域で $1.4 \mu\text{g TI/L}$ 程度、海水域では $0.090 \mu\text{g TI/L}$ という値が報告されており、環境中のタリウム濃度が全て 1 価のものであると仮定した場合の PNEC との比は淡水域で 17、海水域では 1.1 となる。

したがって、本物質については情報収集に努める必要があり、排出源を踏まえた環境中濃度や環境中での存在形態に関する情報を充実させ、有害性情報の充実についても検討することが望ましいと考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人.
- 2) 中原勝儼 (1997) : 無機化合物・錯体辞典 講談社サイエンティフィク.
- 3) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 4) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry.
- 5) Dale L, Perry (2010) : Handbook of Inorganic Compounds, 2nd Edition, Boca Raton, CRC Press.
- 6) 越後谷悦郎ら(監訳)(1986) : 実用化学辞典 朝倉書店.
- 7) IPCS (1996): Environmental Health Criteria. 182. Thallium, WHO.
- 8) 自然科学研究機構国立天文台 (2014) 理科年表平成 27 年 (机上版) 丸善出版.
- 9) いであ株式会社 (2015) : 平成 26 年度化学物質安全対策 (金属の生物蓄積性に関する調査) 調査報告書.
- 10) 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2012) : 鉱物資源マテリアルフロー2011 タリウム (TI) .
- 11) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2016.05.12 現在).
- 12) 財務省 : 貿易統計(<http://www.customs.go.jp/toukei/info/> , 2016.6.28 現在).
- 13) 化学工業日報社 (2013) : 2013 年版新化学インデックス.
- 14) 化学工業日報社 (2016) : 実務者のための化学物質等法規則便覧 2016 年版.
- 15) 農林水産省消費・安全局農産安全管理課・植物防疫課監修、(社)日本植物防疫協会編集 (2006) : 農薬要覧-2006- ; 農林水産省消費・安全局農産安全管理課・植物防疫課監修、(社)日本植物防疫協会編集(2009) : 農薬要覧-2009- ; (社)日本植物防疫協会編集(2012) : 農薬要覧-2012- ; (社)日本植物防疫協会編集(2015) : 農薬要覧-2015-.
- 16) 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2012) : 鉱物資源マテリアルフロー2011 タリウム (TI) ; 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2011) : 鉱物資源マテリアルフロー2010 タリウム (TI) ; 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2010) : 鉱物資源マテリアルフロー2009 タリウム (TI) ; 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2009) : 鉱物資源マテリアルフロー2008 タリウム (TI) ; 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2005) : 鉱物資源マテリアルフロー2004 タリウム (TI) .
- 17) 化学工業日報社 (2016) : 16716 の化学商品.
- 18) (独) 農林水産消費安全技術センター : 登録・失効農薬情報.
(<http://www.acis.famic.go.jp/toroku/sikkouseibun.htm>, 2016.7.7 現在)

(2) 曝露評価

- 1) Jerome O. Nriagu, Jozef M. Pacyna (1988) : Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333:134-139.
- 2) 貴田晶子, 酒井伸一 (2002) : 重金属類の環境排出と制御. *廃棄物学会誌*. 13(5):264-277.
- 3) 貴田晶子, 酒井伸一, 芝川重博, 松本暁洋 (2003) : 一般廃棄物焼却炉のダイオキシン類対策に伴う重金属類の排出抑制効果に関する研究. *環境化学*. 13(1):51-67.
- 4) 環境省、経済産業省 (2011) : 使用済小型家電からのレアメタルの回収及び適正処理に関する研究会 とりまとめ
- 5) 貴田晶子, 白波瀬朋子, 川口光夫 (2009) : 使用済みパソコン中のレアメタル等の存在量と金属分析. *廃棄物資源循環学会誌*. 20(2):59-69.
- 6) 環境省環境保健部環境安全課 (2008) : 平成 18 年度化学物質環境実態調査.
- 7) 環境省水・大気環境局大気環境課 (2000) : 平成 11 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果.
- 8) 環境庁水・大気環境局大気環境課 (1999) : 平成 10 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果.
- 9) Akira Takeda, Kazuhiko Kimura and Shin-ichi Yamasaki (2004) : Analysis of 57 elements in Japanese soils, with special reference to soil group and agricultural use. *Geoderma*. 119(3-4) : 291-307.
- 10) 宮崎章, 木村明, 田尾博明 (2009) : ICP 質量分析法で定量した日本の河川, 湖沼におけるインジウム, タリウム, ビスマスの濃度と外国の測定値との比較. *環境化学*. 19(1):55-65.
- 11) 宮崎章, 木村明, 田尾博明 (2005) : ICP 質量分析法による日本の河川水中のインジウム, タリウムの定量—中国地方 3 県の河川—. *環境化学*. 15(3):597-602.
- 12) 長沼明, 奥谷忠雄 (1991) : キサントゲン酸塩錯体の活性炭吸着分離/黒鉛炉原子吸光法による底質中の微量タリウムの定量. *分析化学*. 40:251-256.
- 13) Kunio Shiraishi, James F. Mcinroy, Yasuhito Igarashi (1990) : Simultaneous Multielement Analysis of Diet Samples by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry and Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry. *Journal of Nutritional Science and Vitaminology*. 36(1):81-86.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Lie R, Thomas RG, Scott JK. (1960): The distribution and excretion of thallium-204 in the rat, with suggested MPC's and a bio-assay procedure. *Health Phys*. 2: 334-340.
- 2) Lehmann PA, Favari L. (1985): Acute thallium intoxication: kinetic study of the relative efficacy of several antidotal treatments in rats. *Arch Toxicol*. 57: 56-60.
- 3) Shaw PA. (1933): Toxicity and deposition of thallium in certain game birds. *J Pharmacol Exp Ther*. 48: 478-487.
- 4) Leopold G, Furukawa E, Forth W, Rummel W. (1969): Comparative study of the absorption of heavy metals in vivo and in vitro. *Naunyn Schmiedebergs Arch Exp Pathol Pharmacol*. 263: 275-276. (in German).

- 5) Sabbioni E, Gregotti C, Edel J, Marafante E, Di Nucci A, Manzo L. (1982): Organ/tissue disposition of thallium in pregnant rats. *Arch Toxicol Suppl.* 5: 225-230.
- 6) André T, Ullberg S, Winqvist G. (1960): The accumulation and retention of thallium in tissues of the mouse. *Acta Pharmacol Toxicol.* 16: 229-234.
- 7) Aoyama H. (1989): Distribution and excretion of thallium after oral and intraperitoneal administration of thallos malonate and thallos sulfate in hamsters. *Bull Environ Contam Toxicol.* 42: 456-463.
- 8) Lund A. (1956): Distribution of thallium in the organism and its elimination. *Acta Pharmacol Toxicol.* 12: 251-259.
- 9) Talas A, Wellhöner HH. (1983): Dose-dependency of Tl⁺ kinetics as studied in rabbits. *Arch Toxicol.* 53: 9-16.
- 10) Sabbioni E, Goetz L, Marafante E, Gregotti C, Manzo L (1980): Metabolic fate of different inorganic and organic species of thallium in the rat. *Sci Total Environ.* 15: 123-135.
- 11) Barclay RK, Peacock WC, Karnofsky DA. (1953): Distribution and excretion of radioactive thallium in the chick embryo, rat, and man. *J Pharmacol Exp Ther.* 107: 178-187.
- 12) Atkins HL, Budinger TF, Lebowitz E, Ansari AN, Greene MW, Fairchild RG, Ellis KJ. (1977): Thallium-201 for medical use. Part 3: Human distribution and physical imaging properties. *J Nucl Med.* 18: 133-140.
- 13) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database.
- 14) IPCS (2013): International Chemical Safety Cards. 0077. Thallium.
- 15) IIPCS (2013): International Chemical Safety Cards. 1221. Thallium carbonate.
- 16) IIPCS (2013): International Chemical Safety Cards. 0336. Thallium sulfate.
- 17) Downs WL, Scott JK, Steadman LT, Maynard EA. (1960): Acute and sub-acute toxicity studies of thallium compounds. *Am Ind Hyg Assoc J.* 21: 399-406.
- 18) Stoltz ML, Stedham MA, Brown LK, Laber L, El-Hawari AM (1986): Subchronic (90-day) toxicity of thallium (I) sulfate (CAS No. 7446-18-6) in Sprague-Dawley rats. Final Report. Cited in: California EPA (1999): Public health goal for thallium in drinking water.
- 19) California EPA (1999): Public health goal for thallium in drinking water.
- 20) El-Garawany AA, Samaan HA, Sadek M. (1990): Comparative hepatorenal toxicity of some commonly used chemical environmental pollutants. *Egypt J Pharm Sci.* 31: 331-336.
- 21) Manzo L, Scelsi R, Moglia A, Poggi P, Alfonsi E, Pietra R, et al. (1983): Long-term toxicity of thallium in the rat. *Chemical toxicology and clinical chemistry of metals: proceedings of 2nd International Conference.* 401-405.
- 22) Formigli L, Scelsi R, Poggi P, Gregotti C, Di Nucci A, Sabbioni E, Gottardi L, Manzo L. (1986): Thallium-induced testicular toxicity in the rat. *Environ Res.* 40: 531-539.
- 23) Zasukhina GD, Vasilyeva IM, Sdirkova NI, Krasovsky GN, Vasyukovich LYa, Kenesariiev UI, Butenko PG. (1983): Mutagenic effect of thallium and mercury salts on rodent cells with different repair activities. *Mutat Res.* 124: 163-173.

- 24) Wei QY. (1987): Studies on the spermatotoxicity of thallium carbonate in drinking water and its effect on the reproductive function of mice. *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi*. 21: 141-143. (in Chinese).
- 25) Rossi F, Marrazzo R, Berrino L, De Santis D, Lisa M, Susanna V, Montanaro C, Fici F, Marmo E. (1988): Prenatal and postnatal thallium exposure in rats: effect on development of vasomotor reactivity in pups. *Teratog Carcinog Mutagen*. 8: 13-23.
- 26) 吉田朝啓, 照屋寛善, 大山峰吉, 金城喜栄 (1976): タリウム中毒事例の疫学調査. 沖縄県公害衛生研究所報. 10: 25-33.
- 27) Munch JC. (1934): Human thallotoxicosis. *J Am Med Assoc*. 102: 1929-1934.
- 28) 横山和仁, 荒記俊一, 村田勝敬, 安部明夫 (1986): 急性タリウム中毒患者の「神経伝導速度分布 (DCV)」. *産業医学*. 28: 379-380.
- 29) Yokoyama K, Araki S, Abe H. (1990): Distribution of nerve conduction velocities in acute thallium poisoning. *Muscle Nerve*. 13: 117-120.
- 30) Ludolph A, Elger CE, Sennhenn R, Bertram HP. (1986): Chronic thallium exposure in cement plant workers: Clinical and electrophysiological data. *Trace Elem Med*. S3: 121-125.
- 31) Marcus RL. (1985): Investigation of a working population exposed to thallium. *J Soc Occup Med*. 35: 4-9.
- 32) Brockhaus A, Dolgner R, Ewers U, Krämer U, Soddemann H, Wiegand H. (1981): Intake and health effects of thallium among a population living in the vicinity of a cement plant emitting thallium containing dust. *Int Arch Occup Environ Health*. 48: 375-389.
- 33) Dolgner R, Brockhaus A, Ewers U, Wiegand H, Majewski F, Soddemann H. (1983): Repeated surveillance of exposure to thallium in a population living in the vicinity of a cement plant emitting dust containing thallium. *Int Arch Occup Environ Health*. 52: 79-94.
- 34) Navas-Acien A, Silbergeld EK, Sharrett R, Calderon-Aranda E, Selvin E, Guallar E. (2005): Metals in urine and peripheral arterial disease. *Environ Health Perspect*. 113: 164-169.
- 35) Xia W, Du X, Zheng T, Zhang B, Li Y, Bassig BA, Zhou A, Wang Y, Xiong C, Li Z, Yao Y, Hu J, Zhou Y, Liu J, Xue W, Ma Y, Pan X, Peng Y, Xu S. (2016): A case-control study of prenatal thallium exposure and low birth weight in China. *Environ Health Perspect*. 124: 164-169.
- 36) Kanematsu N, Hara M, Kada T. (1980): Rec assay and mutagenicity studies on metal compounds. *Mutat Res*. 77: 109-116.
- 37) Singh I. (1983): Induction of reverse mutation and mitotic gene conversion by some metal compounds in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutat Res*. 117: 149-152.
- 38) Kada T, Hirano K, Shirasu Y. (1980): Screening of Environmental chemical mutagens by the Rec-Assay system with *Bacillus subtilis*. *Chemical Mutagens*. 6: 149-173.
- 39) Migliore L, Cocchi L, Nesti C, Sabbioni E. (1999): Micronuclei assay and FISH analysis in human lymphocytes treated with six metal salts. *Environ Mol Mutagen*. 34: 279-284.
- 40) Hantson P, Desoir R, Léonard ED, Crutzen-Fayt MC, Léonard A, Mahieu P. (1997): Cytogenetic observations following thallium poisoning. *J Toxicol Environ Health*. 50: 97-100.

- 41) Nikiforov A, Slozina N, Neronova E, Kharchenko T, Sosukin A, Scherbak S, Sarana A, Onikienko S. (1999): Cytogenetic investigation of thallium-poisoned people: pilot study. *J Toxicol Environ Health A*. 58: 465-468.
- 42) Bachand M, Seifert AM, Messing K. (1991): Nuclear medicine patients do not have higher mutant frequencies after exposure to thallium-201. *Mutat Res*. 262: 1-6.
- 43) Kelsey KT, Donohoe KJ, Baxter B, Memisoglu A, Little JB, Caggana M, Liber HL. (1991): Genotoxic and mutagenic effects of the diagnostic use of thallium-201 in nuclear medicine. *Mutat Res*. 260: 239-246.
- 44) Yildirim M, Ikbal M, Tos T, Seven B, Pirim I, Varoglu E. (2005): Genotoxicity of thallium-201 in patients with angina pectoris undergoing myocardial perfusion study. *Tohoku J Exp Med*. 206: 299-304.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 863 : Dawson, G.W., A.L. Jennings, D. Drozdowski, and E. Rider (1977): The Acute Toxicity of 47 Industrial Chemicals to Fresh and Saltwater Fishes. *J.Hazard.Mater*. 1(4):303-318.
- 5305 : Birge, W.J. (1978): Aquatic Toxicology of Trace Elements of Coal and Fly Ash. In: J.H.Thorp and J.W.Gibbons (Eds.), *Dep.Energy Symp.Ser., Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*, Augusta, GA 48:219-240.
- 6405 : Canterford, G.S., and D.R. Canterford (1980): Toxicity of Heavy Metals to the Marine Diatom *Ditylum brightwellii* (West) Grunow: Correlation between Toxicity and Metal Speciation. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.* 60(1):227-242.
- 9607 : U.S.Environmental Protection Agency (1978): In-Depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S.EPA Contract No.68-01-4646, Duluth, MN :9 p.
- 10427 : LeBlanc, G.A., and J.W. Dean (1984): Antimony and Thallium Toxicity to Embryos and Larvae of Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Bull.Enviroin.Contam.Toxicol*. 32(5):565-569.
- 13669 : Calleja, M.C., G. Persoone, and P. Geladi (1994): Comparative Acute Toxicity of the First 50 Multicentre Evaluation of In Vitro Cytotoxicity Chemicals to Aquatic Non-Vertebrates. *Arch.Enviroin.Contam.Toxicol*. 26(1):69-78.
- 14563 : Horne, J.D., M.A. Swirsky, T.A. Hollister, B.R. Oblad, and J.H. Kennedy (1983): 5 Aquatic Toxicity Studies of Five Priority Pollutants. Rep.No.4398, Final Report, EPA Contract No.68-01-6201, NUS Corp., Houston, TX :196 p.
- 61942 : Pickard,J., R. Yang, B. Duncan, C.A. McDevitt, and C. Eickhoff (2001): Acute and Sublethal Toxicity of Thallium to Aquatic Organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*.66(1): 94-101.
- 80821 : Lan, C.H., and T.S. Lin (2005): Acute Toxicity of Trivalent Thallium Compounds to *Daphnia magna*. *Ecotoxicol.Enviroin.Saf*. 61(3):432-435.
- 98027 : Hassler,C.S., R.D. Chafin, M.B. Klinger, and M.R. Twiss (2007): Application of the Biotic Ligand Model to Explain Potassium Interaction with Thallium Uptake and Toxicity to Plankton.

Environ. Toxicol. Chem.26(6): 1139-1145.

113958 : Naumann, B., M. Eberius, and K.J. Appenroth (2007): Growth Rate Based Dose-Response Relationships and EC-Values of Ten Heavy Metals Using the Duckweed Growth Inhibition Test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. Clone St. J.Plant Physiol. 164(12):1656-1664.

2) その他

2016034 : Tatsi, K., A. Turner, R.D. Handy, and B.J.Shaw (2015): The Acute Toxicity of Thallium to Freshwater Organisms: Implications for Risk Assessment. Sci. Total Environ. 536(1): 382-390.