

## [1] アンチモン及びその化合物

本物質は、第6次とりまとめにおいて生態リスク初期評価結果を公表した。今回、健康リスク初期評価の実施に併せて、改めて生態リスクについても初期評価を行った。

### 1. 物質に関する基本的事項

#### (1) 分子式・分子量・構造式

##### 1) アンチモン

物質名： アンチモン
CAS 番号： 7440-36-0
化審法官報公示整理番号：
化管法政令番号： 1-31(アンチモン及びその化合物)
RTECS 番号： CC4025000
元素記号： Sb
原子量： 121.76
換算係数： 1 ppm = 4.98 mg/m <sup>3</sup> (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)	アンチモン酸ナトリウム(V)	15432-85-6	1-506 (アンチモン酸ナトリウム)	—	192.75	NaSbO <sub>3</sub>
3)	三塩化アンチモン(III)	10025-91-9	1-256 (塩化アンチモン)	CC4900000	228.12	SbCl <sub>3</sub>
4)	五塩化アンチモン(V)	7647-18-9	1-256 (塩化アンチモン)	CC5075000	299.03	SbCl <sub>5</sub>
5)	酒石酸アンチモンカリウム(III)	11071-15-1	2-2953	CC7350000	613.83	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> K <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>
6)	酒石酸アンチモンナトリウム(III)	34521-09-0	2-2954	CC8050000	581.61	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>
7)	三酸化二アンチモン(III)	1309-64-4	1-543 (酸化アンチモン)	CC5650000	291.52	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
8)	五酸化二アンチモン(V)	1314-60-9	1-543 (酸化アンチモン)	CC6300000	323.52	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
9)	水素化アンチモン(-III)	7803-52-3	—	WJ0700000	124.78	H <sub>3</sub> Sb
10)	三フッ化アンチモン(III)	7783-56-4	1-341 (フッ化アンチモン)	CC5150000	178.76	SbF <sub>3</sub>
11)	五フッ化アンチモン(V)	7783-70-2	1-341 (フッ化アンチモン)	CC5800000	216.75	SbF <sub>5</sub>
12)	ヘキサヒドロキソアンチモン酸カリウム(V)	12208-13-8	1-458 (アンチモン酸カリウム)	—	262.90	H <sub>6</sub> KO <sub>6</sub> Sb

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
13)	ヘキサヒドロキ ソアンチモン酸 ナトリウム(V)	33908-66-6	1-506 (アンチモン酸ナト リウム)	—	246.79	H <sub>6</sub> NaO <sub>6</sub> Sb
14)	三硫化二アンチ モン(III)	1345-04-6	1-567 (三硫化アンチモン)	CC9450000	339.72	Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub>

(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)	Sb	常温で光沢のある銀白色の硬くてもろい金属である <sup>1)</sup> 。
2)	NaSbO <sub>3</sub>	常温で無臭の白色粉末である <sup>2)</sup> 。
3)	SbCl <sub>3</sub>	常温で白色～黄色の結晶である <sup>3)</sup> 。
4)	SbCl <sub>5</sub>	常温では無色ないし淡黄色の液体である <sup>4)</sup> 。
5)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> K <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>	透明な結晶である <sup>10)</sup> 。
6)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>	無色の美しい光沢のある結晶である <sup>11)</sup> 。
7)	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	常温で白色の固体である <sup>1)</sup> 。
8)	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	常温で無臭の白色粉末である <sup>4)</sup> 。
9)	H <sub>3</sub> Sb	無色の気体である <sup>7)</sup> 。
10)	SbF <sub>3</sub>	無色、斜方晶系結晶で潮解性がある <sup>11)</sup> 。
11)	SbF <sub>5</sub>	無色油状の液体である <sup>11)</sup> 。
12)	H <sub>6</sub> KO <sub>6</sub> Sb	無色のもろい結晶である <sup>11)</sup> 。
13)	H <sub>6</sub> NaO <sub>6</sub> Sb	常温で白色の固体である <sup>5)</sup> 。
14)	Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	黒灰色で金属光沢をもつ斜方晶系晶(安定型) <sup>7)</sup> 、赤橙色の無定形沈殿(不安定型) <sup>7)</sup> 、常温で無臭の灰色～黒色の固体である <sup>6)</sup> 。

No.	化学式	融点	沸点	密度
1)	Sb	630.628°C <sup>12)</sup> 、630°C <sup>13)</sup> 、 630.7°C <sup>14)</sup> 、 >600°C(1.01×10 <sup>5</sup> Pa) <sup>8)</sup>	1,587°C(760 mmHg) <sup>12)</sup> 、1,587°C <sup>14)</sup> 、 1,635°C <sup>13)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、1,440°C <sup>13)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、>600°C(758 mmHg) <sup>8)</sup>	6.68 g/cm <sup>3</sup> <sup>12)</sup> 、 <sup>13)</sup> 、6.697 g/cm <sup>3</sup> <sup>14)</sup> 、 7.05 (21.8°C) <sup>8)</sup>
2)	NaSbO <sub>3</sub>	>600°C(1×10 <sup>5</sup> Pa) <sup>2)</sup>	>600°C(750 mmHg) <sup>2)</sup>	4.75 (23.5°C) <sup>2)</sup>
3)	SbCl <sub>3</sub>	73.4°C <sup>12)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、73°C <sup>13)</sup> 、72 ～78°C <sup>3)</sup>	220.3°C(760 mmHg) <sup>12)</sup> 、 220.3°C <sup>14)</sup> 、223.5°C <sup>13)</sup>	3.14 g/cm <sup>3</sup> <sup>12)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、3.15 (22.5°C) <sup>3)</sup>
4)	SbCl <sub>5</sub>	4°C <sup>12)</sup> 、3.5°C <sup>13)</sup> 、3.2°C <sup>14)</sup>	140°C(760 mmHg)(分 解) <sup>12)</sup>	2.34 g/cm <sup>3</sup> <sup>12)</sup> 、 <sup>14)</sup>
5)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> K <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>	>235°C(分解して着色) <sup>11)</sup>		2.607 g/cm <sup>3</sup> (常温) <sup>11)</sup>
6)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>			
7)	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	655°C <sup>13)</sup> 、656°C <sup>14)</sup> 、 >400°C(約1atm) <sup>15)</sup>	1,425°C <sup>13)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、 1,550°C(昇華) <sup>14)</sup>	5.67 g/cm <sup>3</sup> <sup>14)</sup> 、5.9 (24°C) <sup>15)</sup>
8)	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	分解する <sup>12)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、 >600°C <sup>4)</sup>	>600°C <sup>4)</sup>	3.78 g/cm <sup>3</sup> <sup>12)</sup> 、 <sup>14)</sup> 、 4.29 (21.7°C) <sup>4)</sup>
9)	H <sub>3</sub> Sb	-88°C <sup>12)</sup> 、 <sup>13)</sup> 、 <sup>14)</sup>	-17°C(760 mmHg) <sup>12)</sup> 、 -18.4°C <sup>13)</sup> 、-17°C <sup>14)</sup>	蒸気密度：4.344(空気 =1)(15°C) <sup>14)</sup>

No.	化学式	融点	沸点	密度
10)	SbF <sub>3</sub>	287°C <sup>12)</sup> 、292°C <sup>13), 14)</sup>	376°C (760 mmHg) <sup>12)</sup> 、 376°C <sup>13)</sup> 、319°C <sup>14)</sup>	4.38 g/cm <sup>3</sup> <sup>12)</sup> 、 4.379 g/cm <sup>3</sup> <sup>14)</sup>
11)	SbF <sub>5</sub>	8.3°C <sup>12)</sup> 、8.3°C <sup>13), 14)</sup>	141°C (760 mmHg) <sup>12)</sup> 、 141°C <sup>13), 14)</sup>	3.10 g/cm <sup>3</sup> <sup>12), 14)</sup>
12)	H <sub>6</sub> KO <sub>6</sub> Sb			
13)	H <sub>6</sub> NaO <sub>6</sub> Sb	>600°C <sup>5)</sup>	>600°C <sup>5)</sup>	3.27 (21.4°C) <sup>5)</sup>
14)	Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	550°C <sup>12)</sup> 、550°C <sup>13), 14)</sup> 、 655°C <sup>16)</sup> 、506°C (750~ 760 mmHg) <sup>6)</sup>	~1,150°C <sup>14)</sup> 、>600°C <sup>6)</sup> 、 1,550°C <sup>16)</sup>	4.562 g/cm <sup>3</sup> <sup>12), 14)</sup> 、4.73 (21.5°C) <sup>6)</sup>

No.	化学式	蒸気圧	log Kow	解離定数
1)	Sb			
2)	NaSbO <sub>3</sub>			
3)	SbCl <sub>3</sub>			
4)	SbCl <sub>5</sub>			
5)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> K <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>			
6)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>			
7)	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>			
8)	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			
9)	H <sub>3</sub> Sb			
10)	SbF <sub>3</sub>			
11)	SbF <sub>5</sub>			
12)	H <sub>6</sub> KO <sub>6</sub> Sb			
13)	H <sub>6</sub> NaO <sub>6</sub> Sb			
14)	Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub>			

No.	化学式	水溶性(水溶解度)
1)	Sb	18.2±1.1 mg/L (pH=4.6) <sup>8)</sup>
2)	NaSbO <sub>3</sub>	247±76 mg/L (20°C、pH=6) <sup>2)</sup>
3)	SbCl <sub>3</sub>	加水分解し、大量の白色沈殿物を生成する <sup>3)</sup> 。
4)	SbCl <sub>5</sub>	少量の水により一水和物、四水和物を生成し、多量の水により加水分解して五酸化二アンチモンを生成する <sup>13)</sup> 。
5)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> K <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>	5.3×10 <sup>5</sup> mg/1,000 g (8.7°C) <sup>11)</sup> 、1.78×10 <sup>5</sup> mg/1,000 g (50°C) <sup>11)</sup>
6)	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>12</sub> Sb <sub>2</sub>	
7)	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	19.7 mg/L (20°C、pH=5) <sup>15)</sup> 、25.6 mg/L (20°C、pH=7) <sup>15)</sup> 、28.7 mg/L (20°C、pH=9) <sup>15)</sup> 、0.12 mg/L (17.8°C、pH=7.8~8.08) <sup>15)</sup> 、2.76 mg/L (22.2°C、pH=約 8.1) <sup>15)</sup> 、約 2.9 mg/L (22°C、pH=約 8) <sup>15)</sup> 、約 2.7 mg/L (22°C、pH=約 7) <sup>15)</sup> 、約 2.6 mg/L (22°C、pH=約 6) <sup>15)</sup>
8)	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	3×10 <sup>3</sup> mg/1,000g (20°C) <sup>12)</sup> 、453±11 mg/L (20±1°C、pH=3) <sup>4)</sup>
9)	H <sub>3</sub> Sb	4.1×10 <sup>3</sup> mg/L (0°C) <sup>17)</sup>
10)	SbF <sub>3</sub>	4.92×10 <sup>6</sup> mg/1,000 g (25°C) <sup>12)</sup> 、4.43×10 <sup>6</sup> mg/1,000 g (20°C) <sup>13)</sup> 、 4.924×10 <sup>6</sup> mg/1,000 g (25°C) <sup>14)</sup>
11)	SbF <sub>5</sub>	
12)	H <sub>6</sub> KO <sub>6</sub> Sb	2.82×10 <sup>4</sup> mg/1,000g (20°C) <sup>11)</sup>
13)	H <sub>6</sub> NaO <sub>6</sub> Sb	300 mg/1,000g <sup>9)</sup> 、594±26 mg/L (pH=約 6.6) <sup>5)</sup>
14)	Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	944 µg/L (pH=約 6.1) <sup>6)</sup> 、43.5±2.5 mg/L (pH=約 5.2) <sup>6)</sup>

### (3) 環境運命に関する基礎的事項

ヘキサヒドロキソアンチモン(V)酸ナトリウムの分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性・生物濃縮性（難分解性であるが高濃縮性ではないと判断される物質<sup>18)</sup>）

生物濃縮係数 (BCF) :

0.84（試験生物：コイ、試験期間：4週間、試験濃度：200 µg/L）<sup>19)</sup>

< 5.6（試験生物：コイ、試験期間：4週間、試験濃度：20µg/L）<sup>19)</sup>

#### ①大気

大気中に排出されたアンチモン化合物は、それ自身が粒子状物質を生成するか、他の粒子状物質に吸着した形で存在するとされ、風により拡散され、重力沈降、乾性沈着及び湿性沈着により大気から除去される<sup>20)</sup>。粒径が 5 µm 以上の粒子の半減期は数時間とされている<sup>20)</sup>。

アンチモン化合物は、燃焼や焼却により三酸化二アンチモンとして排出され、大気中では 3 価から 5 価になる傾向がある<sup>21)</sup>。

#### ②水域

土壌の風化作用や人為由来により環境水に排出されたアンチモン化合物は、河川により運搬され、河口域のような堆積作用が高いところで沈降するとされている<sup>20)</sup>。アンチモン化合物は底質に強く吸着され易く、鉄やマンガン、アルミニウム水酸化物と会合しているとされている<sup>20)</sup>。水域におけるアンチモンの挙動は解明されていないが、淡水域及び海域において溶存態のうち大部分が 5 価で存在しており  $\text{Sb(OH)}_6^-$  が主要な成分とされている<sup>20)</sup>。好氣的条件下で数パーセント、嫌氣的条件下で大部分のアンチモン化合物が  $\text{Sb(OH)}_3$  の様な 3 価の状態が存在しているとされている<sup>20)</sup>。また、推定よりも高い濃度の 3 価アンチモンが、好氣的条件下で検出されている<sup>21)</sup>。

嫌氣的条件下では 3 価のアンチモンのチオ体も存在しているとされている<sup>20)</sup>。嫌氣的な底質においてアンチモン化合物は微生物により還元又はメチル化され、揮発性を有するメチル化されたアンチモン化合物が生成される<sup>20)</sup>。生成されたものは溶解性を有すると共に、速やかに酸化される<sup>20)</sup>。

モノ又はジメチル化アンチモン酸は海域及び河口域に存在するとされており、バルト海における調査では水相における溶存アンチモン化合物の 10%を占めていたとされている。アンチモン化合物は水生生物中において生物濃縮しないとされている<sup>20)</sup>。

水域に排出されたアンチモン塩は酸化物もしくはアンチモン酸塩の形態をとるとされ、主要な成分は  $\text{Sb(OH)}_6^-$  又は  $\text{Sb(OH)}_5^-$  とされている。典型的な環境水の酸化還元電位幅において酸化物は安定であり、環境水中で一般的に見られる濃度域では十分に溶解した状態で存在する。還元環境下では、 $\text{Sb(OH)}_3$  や  $\text{Sb(OH)}_4^-$ 、 $\text{Sb}_2\text{S}_4^{4-}$  のような 3 価の種が主要な成分とされている<sup>20)</sup>。

多摩川水系における河川水中のアンチモンは、5 価が 99%以上を占め、3 価は検出限界以下が多かったという報告がある<sup>22)</sup>。

アンチモンの形態別安定性は、3 価のアンチモンを 20°C、4°C で 7 日間保存したサンプルでは、それぞれ約 15 %、約 3 %が 5 価に形態変化したという報告がある<sup>23)</sup>。また、EDTA を添加すると室温放置 7 日後には約 3.5 %が 5 価に形態変化し、EDTA が形態変化の抑制効果があ

るという報告がある<sup>23)</sup>。

アンチモンの休廃止鉱山が存在した地域の周辺では、底質中の 3 価/5 価のアンチモン比は 5 価アンチモンが 60~84%、河川水と底質の分配係数 (Kd) は  $8.8 \times 10^2 \sim 9.0 \times 10^3$  L/kg、河川水中アンチモンの溶存態と懸濁態の分配係数 (Kd) は  $34 \sim 1.0 \times 10^3$  L/kg の報告がある<sup>24)</sup>。

③陸域

アンチモン化合物の土壌中における吸着性や移動性を作用するものとして、土壌の性質、沈着した際のアンチモン化合物の形態、pH が挙げられる。いくつかの洗脱試験において、アンチモン化合物は大部分の土壌及び底質に強く吸着されるとされている。試験時間を延ばすとより移動性が減少するとされている。汚染土壌の土壌表面がより濃度が高い点からもアンチモンの移動性が欠けていることが分かる。土壌に吸着したアンチモン化合物の濃度は鉄、マンガン、アルミニウム濃度と相関があるが有機炭素とは相関が無いとされている。pH が高い又は低い場合、洗脱が著しいとされている<sup>20)</sup>。

土壌中でのアンチモン化合物の形態及び形態の変化に関する情報は少ない<sup>20)</sup>。風化の際、硫化物が酸化物に変化するとされている<sup>20)</sup>。

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量等

アンチモンのマテリアルフローを図 1 に示す<sup>25)</sup>。

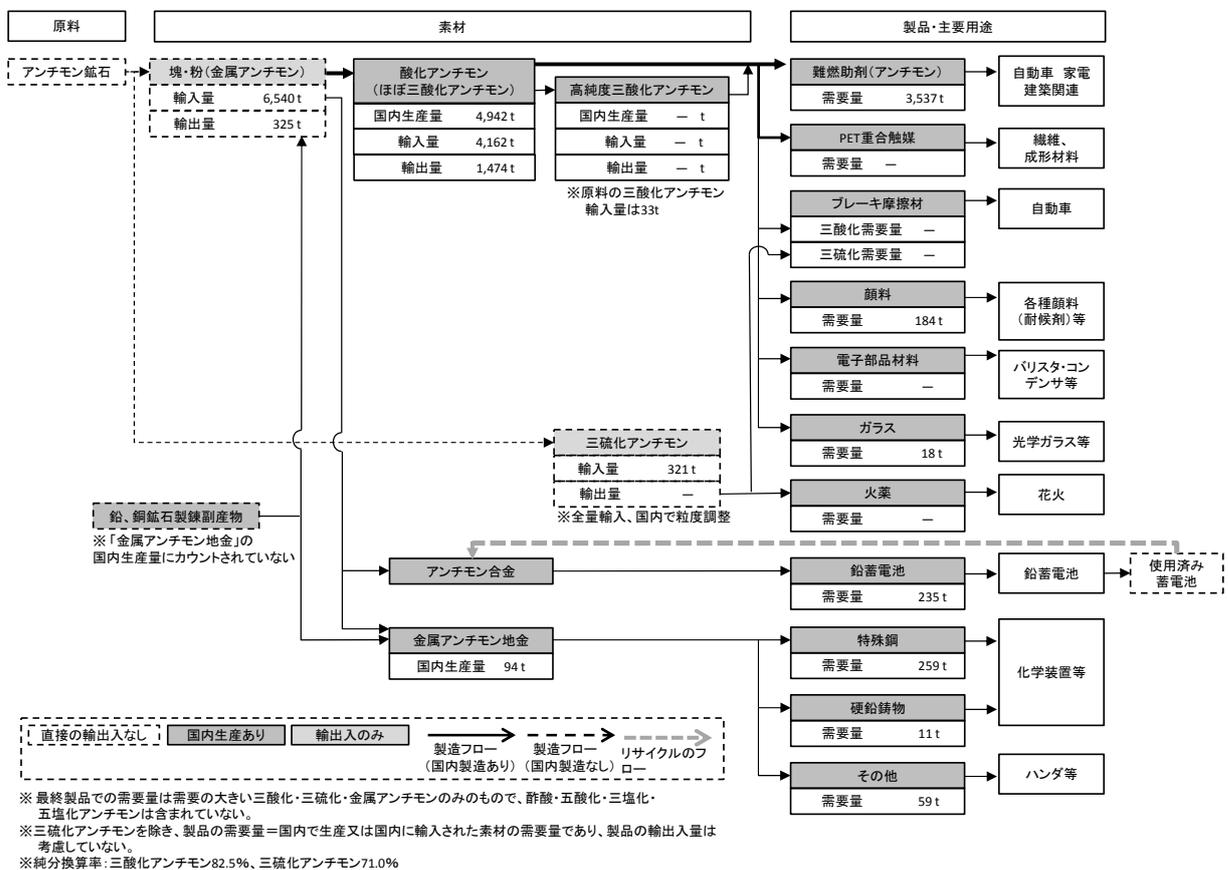


図 1 アンチモンのマテリアルフロー(2014)

アンチモン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<sup>26)</sup>。

表 1.1 製造・輸入数量 (t) の推移

平成 (年度)	22	23	24	25	26
塩化アンチモン	X	1,000 未満	X	X	X
酒石酸アンチモンカリウム	— <sup>c)</sup>	X	X	X	X
酒石酸アンチモンナトリウム	X	X	X	X	X
フッ化アンチモン	— <sup>c)</sup>	— <sup>c)</sup>	X	— <sup>c)</sup>	— <sup>c)</sup>
アンチモン酸ナトリウム	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満
酸化アンチモン	20,000	20,000	10,000	10,000	8,000
三硫化二アンチモン	X	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満	X

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) 「X」は届出事業者が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。

アンチモン及びその化合物の OECD に報告している生産量は、三酸化二アンチモンとして 1,000～10,000t 未満である。

五酸化二アンチモン、三酸化二アンチモン、アンチモン酸ソーダの生産量の推移を表 1.2 に示す<sup>28)</sup>。

表 1.2 生産量 (t) の推移

平成(年)	17	18	19	20	21
酒石酸アンチモンカリウム (3水和物)	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>
五酸化二アンチモン	約 300	約 300	約 300	約 300	約 300
三酸化二アンチモン	7,792	7,778	7,939	6,934	4,764
アンチモン酸ソーダ	約 150	約 150	約 150	約 150	約 150
平成(年)	22	23	24	25	26
酒石酸アンチモンカリウム (3水和物)	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>	100 <sup>a)</sup>
五酸化二アンチモン	約 300	約 300	約 300	約 300	約 300
三酸化二アンチモン	6,846	— <sup>b)</sup>	— <sup>b)</sup>	— <sup>b)</sup>	5,990
アンチモン酸ソーダ	約 350	約 350	約 350	約 350	約 350

注：a) 推定値

b) 公表されていない。

## ② 輸入量

アンチモン及びその化合物の OECD に報告している輸入量は、三酸化二アンチモンとして 1,000～10,000t 未満である。

アンチモンの酸化物、三硫化二アンチモン、アンチモン及びその製品（くずを含む）の輸入量の合計値の推移を表 1.3 に示す<sup>29)</sup>。

表 1.3 輸入量の推移

平成(年)	18	19	20	21	22
輸入量(t)	15,741	15,915	15,235	8,701	14,461
平成(年)	23	24	25	26	27
輸入量(t)	12,728	11,721	10,407	12,034	10,226

注：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)品別国別表より集計。

### ③ 輸出量

アンチモンの酸化物、アンチモン及びその製品（くずを含む）の輸出量の合計値の推移を表 1.4 に示す<sup>29)</sup>。

表 1.4 輸出量の推移

平成(年)	18	19	20	21	22
輸出量(t)	2,486	2,636	2,209	2,070	2,538
平成(年)	23	24	25	26	27
輸出量(t)	2,261	2,050	2,222	2,081	1,875

注：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)品別国別表より集計。

### ④ 用途

アンチモンは、鉛との合金としてバッテリーの電極、イリジウムやガリウムとの合金として半導体に使用されている。また、潤滑剤、ケーブル皮膜材料、陶器、ガラスなど製造の際の原料として使用されている<sup>1)</sup>。

アンチモン酸ナトリウムの主な用途は、無水物では合成樹脂の難燃助剤、三水和物では光学用ガラスの清澄剤、ほうろう、陶磁器乳白剤とされている<sup>30)</sup>。

五酸化二アンチモンの主な用途は、各種樹脂・繊維の難燃剤、顔料、ガラス清澄剤、電子材料用原料とされている<sup>30)</sup>。

三酸化二アンチモンは、プラスチック、ビニル電線、カーテン、帆布、紙や塗料などの難燃助剤として使われている。また、ガラス清澄剤（ガラスの気泡を除去するために添加）、塗料、黄色顔料などにも使用されている<sup>1)</sup>。

五塩化アンチモンの主な用途は、フルオレンガス触媒、塩素化触媒とされている<sup>30)</sup>。

三塩化アンチモンの主な用途は、顔料、触媒、媒染剤等とされている<sup>30)</sup>。

ヘキサヒドロキソアンチモン酸カリウムは、ナトリウム塩の定性的な検出に使われている<sup>31)</sup>。

酒石酸アンチモンカリウムの主な用途は、塩化ビニル樹脂の退色抑制阻止剤、染色（木綿、皮、毛、ナイロンなどの直接染料、塩基性染料、酸性染料の固着媒染剤）、顔料、化粧品、殺虫剤とされている<sup>30)</sup>。このほか、フラットパネルディスプレイの導電性付与剤にも用いられ

ているとされ、国内の2大用途は染料の固着剤（2006年の需要量20t）と導電性付与剤（2006年の需要量20t）とされている<sup>32)</sup>。

このほか、人為発生源として、石炭の燃焼、廃棄物や汚泥の焼却、埋立処分場からの浸出水などが挙げられている<sup>33)</sup>。

自然発生源として、大気へは風による土壌の巻き上げ、火山、海のしぶき、森林火災、生物由来が、水域へは土壌の攪乱や風化によるアンチモンの流入が挙げられる<sup>33)</sup>。

#### (5) 環境施策上の位置付け

アンチモン及びその化合物は、化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質（政令番号:31）に指定されている。

アンチモン及びその化合物は、有害大気汚染物質に該当する可能性のある物質に選定されている。

アンチモンは、水質汚濁に係る要監視項目に選定されている。アンチモン及びその化合物は、水道水質管理目標設定項目に位置づけられている。

## 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

本物質は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された、平成 26 年度の届出排出量<sup>1)</sup>、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体<sup>2),3)</sup>から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量 (PRTR データ) の集計結果 (平成 26 年度)

	届出						届出外 (国による推計)				総排出量 (kg/年)		
	排出量 (kg/年)				移動量 (kg/年)		排出量 (kg/年)				届出排出量	届出外排出量	合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体			
全排出・移動量	2,016	4,916	0.1	332,760	465	548,792	3,953	-	-	-	339,692	3,953	343,645

業種等別排出量(割合)	届出						届出外 (国による推計)				総排出量の構成比(%)		
	排出量 (kg/年)	割合 (%)	排出量 (kg/年)	割合 (%)	排出量 (kg/年)	割合 (%)	排出量 (kg/年)	割合 (%)	排出量 (kg/年)	割合 (%)	届出	届出外	
非鉄金属製造業	1,191	(59.1%)	2,447	(49.8%)	0	(100%)	332,760	(2.4%)	11	(10.0%)	54,794	0	
下水道業											3,142	(79.5%)	
化学工業	9	(0.4%)	1,395	(28.4%)	0		0	(14.1%)	66	(14.2%)	78,179	39	(1.0%)
繊維工業	0		163	(3.3%)	0		0	(28.1%)	131	(9.1%)	49,943	722	(18.3%)
鉄鋼業	0.4	(0.02%)	570	(11.6%)	0		0		0		25,885	50	(1.3%)
輸送用機械器具製造業	377	(18.7%)	0		0		0		0		44,106	0	
プラスチック製品製造業	90	(4.5%)	259	(5.3%)	0		0	(0.2%)	1	(30.2%)	165,990	0	
電気機械器具製造業	257	(12.8%)	75	(1.5%)	0		0	(1.3%)	6	(17.4%)	95,485	0	
低含有率物質												50	(1.3%)
金属製品製造業	42	(2.1%)	0.1	(0.002%)	0		0		0	(0.08%)	437	0	
窯業・土石製品製造業	20	(1.0%)	7	(0.1%)	0		0	(0.04%)	0.2	(2.6%)	14,453	0.0	(0.0008%)
一般機械器具製造業	16	(0.8%)	0		0.1	(100%)	0		0	(0.2%)	1,235	0	
ゴム製品製造業	14	(0.7%)	0		0		0		0		14,247	0	
医療業												0.1	(0.003%)
自然科学研究所												0.1	(0.002%)
計量証明業												0.1	(0.001%)
高等教育機関												0.0	(0.001%)
商品検査業												0.0	(0.0005%)
食料品製造業												0.0	(0.00003%)
機械修理業												0.0	(0.00003%)
電子応用装置製造業	0		0		0		0		0	(0.6%)	3,200		
衣服・その他の繊維製品製造業	0		0		0		0	(53.7%)	250	(0.2%)	840		

本物質の平成 26 年度における環境中への総排出量は、約 340 t となり、そのうち届出排出量は約 340 t で全体の 99%であった。届出排出量のうち 2 t が大気、4.9 t が公共用水域、0.0001 t

が土壌へ排出されるとしており、公共用水域への排出量が多い。この他に埋立処分が約 330 t、下水道への移動量が 0.47 t、廃棄物への移動量が約 550 t であった。届出排出量の主な排出源は、大気への排出が多い業種は非鉄金属製造業 (59%)、輸送用機械器具製造業 (19%)、電気機械器具製造業 (13%) であり、公共用水域への排出が多い業種は非鉄金属製造業 (50%)、化学工業 (28%)、鉄鋼業 (12%) であった。

表 2.1 に示したように PRTR データでは、届出排出量は媒体別に報告されているが、届出外排出量の推定は媒体別には行われていないため、届出外排出量対象業種の媒体別配分は届出排出量の割合をもとに行った。届出排出量と届出外排出量を媒体別に合計したものを表 2.2 に示す。

表 2.2 環境中への推定排出量

媒 体	推定排出量(kg)
大 気	3,056
水 域	7,828
土 壌	0.1

また、Nriagu<sup>4)</sup> は、アンチモン発生源として石炭燃焼 (電力、産業用・家庭用)、非鉄金属鉱業 (採掘、Pb 製造、Cu-Ni 製造、Zn-Cd 製造)、非鉄金属二次製品製造、鉄鋼業、ごみ焼却 (一般廃棄物、下水汚泥) 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<sup>5)</sup> は、日本全体の石炭火力による電力供給量 (平成 12 年度) と Nriagu による石炭焼却の排出係数を用いたアンチモンの年間排出量を 41~206 t と推計している。

貴田ら<sup>6)</sup> 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、アンチモン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 445 t 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アンチモン量は、12,087 kg/年と推計されている<sup>7)</sup>。1998 年製の使用済みパソコンに含まれるアンチモン量は、デスクトップ型の本体に 190 mg/kg、デスクトップ型の基板に 58 mg/kg、ノート型の基板に 53 mg/kg との報告がある<sup>8)</sup>。

## (2) 媒体別分配割合の予測

アンチモン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、アンチモン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 2.3 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、全アンチモンの濃度である。

表 2.3 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値 <sup>a)</sup>	算術 平均値	最小値	最大値 <sup>a)</sup>	検出 下限値 <sup>b)</sup>	検出率	調査地域	測定年度	文献	
一般環境大気	µg Sb/m <sup>3</sup>	<b>0.00071</b>	0.0011	0.00013	0.0028	— <sup>c)</sup>	13/13	全国	2014	9)
		0.00069	0.0010	0.00013	0.0022	— <sup>c)</sup>	13/13	全国	2013	10)
		0.00069	0.0014	0.000077	<b>0.0057</b>	— <sup>c)</sup>	13/13	全国	2012	11)
		0.00066	0.0014	0.000075	0.0058	— <sup>c)</sup>	13/13	全国	2011	12)
		0.0019	0.0020	0.0010	0.0031	— <sup>c)</sup>	7/7	東京都、 大阪府	2010	13)
		0.0019	0.0021	0.00096	0.0033	— <sup>c)</sup>	3/3	東京都	2009	14)
		0.0030	0.0033	0.0018	0.0059	— <sup>c)</sup>	7/7	東京都、 大阪府	2008	15)
		0.0029	0.0037	0.00064	0.0085	— <sup>c)</sup>	12/12	全国	2007	16)
		0.0031	0.0034	0.0011	0.0069	— <sup>c)</sup>	9/9	全国	2006	17)
室内空気	µg Sb/m <sup>3</sup>									
食物 <sup>d)</sup>	µg Sb/g									
飲料水	µg Sb/L	<20.0	<20.0	<0.1	5.0 <sup>e)</sup>	0.1~20.0	56/2354	全国	2014	18)
		<15.0	<15.0	<0.1	3.0 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	76/2276	全国	2013	19)
		<b>&lt;15.0</b>	<15.0	<0.1	<b>5.4<sup>e)</sup></b>	0.1~15.0	74/2259	全国	2012	20)
		<15.0	<15.0	<0.1	5.0 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	62/2211	全国	2011	21)
		<15.0	<15.0	<0.1	4.1 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	70/2187	全国	2010	22)
		<15.0	<15.0	<0.1	2.8 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	65/2083	全国	2009	23)
		<15.0	<15.0	<0.1	4.1 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	83/1923	全国	2008	24)
		<15.0	<15.0	<0.1	3.6 <sup>e)</sup>	0.1~15.0	83/1876	全国	2007	25)
		<2.0	<2.0	<0.1	4.1 <sup>e)</sup>	0.1~2.0	77/1762	全国	2006	26)
地下水	µg Sb/L	<2	<2	<0.2	4	0.2~2	19/281	全国	2014	27)
		<b>&lt;2</b>	<2	<0.2	<b>5</b>	0.2~2	26/307	全国	2013	28)
		<2	<2	<0.2	3	0.2~2	26/292	全国	2012	29)
		<2	<2	<0.2	5	0.2~2	19/311	全国	2011	30)
		<2	<2	<0.2	3	0.2~2	25/306	全国	2010	31)
		<2	<2	<0.2	3	0.2~2	17/332	全国	2009	32)
		<2	<2	<0.2	3	0.2~2	16/386	全国	2008	33)
		<5	<5	<0.2	4 <sup>f)</sup>	0.2~5	16/438	全国	2007	34)
		<5	<5	<0.2	21	0.2~5	13/380	全国	2006	35)
土壌 <sup>f)</sup>	µg Sb/g	—	0.78	0.047	7.4	—	—/78	全国	—	36)
公共用水域・淡水	µg Sb/L	<b>&lt;10</b>	<10	<0.1	110 (34 <sup>g)</sup> )	0.1~10	106/801	全国	2014	37)
		<10	<10	<0.1	140 (42 <sup>g)</sup> )	0.1~10	114/815	全国	2013	38)
		<2	<2	<0.1	<b>150</b> (28 <sup>g)</sup> )	0.1~2	108/821	全国	2012	39)
		<10	<10	<0.1	140	0.1~10	88/872	全国	2011	40)
		<2	<2	<0.1	160	0.1~2	97/884	全国	2010	41)
		<20	<20	<0.1	160	0.2~20	95/833	全国	2009	42)
		<2	<2	<0.1	130	0.2~2	89/747	全国	2008	43)
		<10	<10	<0.1	240	0.1~10	101/830	全国	2007	44)
		<10	<10	<0.2	190	0.2~10	84/686	全国	2006	45)
公共用水域・海水	µg Sb/L	<2	<2	<0.2	2 (0.2 <sup>g)</sup> )	0.2~2	5/75	全国	2014	37)
		<2	<2	<0.2	0.7 <sup>e), g)</sup>	0.2~2	5/82	全国	2013	38)
		<b>&lt;5</b>	<5	<0.3	<b>0.8<sup>e), g)</sup></b>	0.5~5	6/69	全国	2012	39)
		<2	<2	<0.2	<2	0.2~2	0/67	全国	2011	40)
		<2	<2	<0.5	1 <sup>e)</sup>	0.5~2	1/70	全国	2010	41)
		<20	<20	<0.2	1 <sup>e)</sup>	0.2~20	5/69	全国	2009	42)
		<2	<2	<0.2	2	0.2~2	2/82	全国	2008	43)

媒 体	幾何 平均値 <sup>a)</sup>	算術 平均値	最小値	最大値 <sup>a)</sup>	検出 下限値 <sup>b)</sup>	検出率	調査地域	測定年度	文 献
	<2	<2	<0.2	22	0.2~2	10/87	全国	2007	44)
	<2	<2	<0.2	1 <sup>e)</sup>	0.2~2	8/81	全国	2006	45)
底質(公共用水域・淡水) <sup>b)</sup> µg Sb/g	0.034	0.077	0.002	0.28	— <sup>c)</sup>	15/15	名古屋市	2008	46)
底質(公共用水域・海水) <sup>b)</sup> µg Sb/g	0.024	0.029	0.01	0.08	— <sup>c)</sup>	13/13	名古屋市	2008	46)
魚類(公共用水域・淡水) µg Sb/g									
魚類(公共用水域・海水) µg Sb/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) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す。  
 c) 公表されていない。  
 d) マーケットバスケット方式により国内6都市で採取した食品による一日摂取量(平均値) 2.90 µg Sb/dayの報告がある<sup>47)</sup>。  
 e) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある。  
 f) 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。  
 g) 人為由来の可能性が高い測定結果。  
 h) 過去のデータではあるが限られた地域を調査対象とした底質調査において淡水では最大 10 µg Sb/g (1998)、海水では最大 0.39 µg Sb/g (1997)の報告<sup>46)</sup>がある。

(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、飲料水、公共用水域・淡水及び食物の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った(表2.4)。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<sup>3</sup>、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。食物からの一日曝露量は、報告されている一日摂取量を体重 50 kg で除して算出した。

表 2.4 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
平 均	大 気 一般環境大気	0.00071 µg Sb/m <sup>3</sup> 程度 (2014)	0.00021 µg Sb/kg/day 程度
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水 質 飲料水	15.0 µg Sb/L 未満 (2012)	0.60 µg Sb/kg/day 未満
	地下水	2 µg Sb/L 未満 (2013)	0.08 µg Sb/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	10 µg Sb/L 未満 (2014)	0.4 µg Sb/kg/day 未満
	食 物 土 壤	濃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 0.78 µg Sb/g (算術平均値)程度)	0.058 µg Sb/kg/day 程度 データは得られなかった(過去のデータではあるが 0.0017 µg Sb/kg/day (算術平均値)程度)
	大 気 一般環境大気	0.0057 µg Sb/m <sup>3</sup> 程度 (2012)	0.0017 µg Sb/kg/day 程度

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
最 大 値	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水 質 飲料水	5.4 µg Sb/L (2012)	0.22 µg Sb/kg/day
	地下水	5 µg Sb/L (2013)	0.2 µg Sb/kg/day
	公共用水域・淡水	150 µg Sb/L (2012)	6 µg Sb/kg/day
	食 物 土 壤	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 7.4 µg Sb/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 0.016 µg Sb/kg/day 程度)

吸入曝露の予測最大曝露濃度は、表 2.4 に示すとおり、一般環境大気から 0.0057 µg Sb/m<sup>3</sup> 程度となった。一方、化管法に基づく平成 26 年度の大気への届出排出量をもとに、ブルーム・パフモデル<sup>48)</sup>を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.11 µg Sb/m<sup>3</sup> となった。

表 2.5 人の一日曝露量

媒 体		平均曝露量 (µg Sb/kg/day)	予測最大曝露量 (µg Sb/kg/day)
大 気	一般環境大気	0.00021	0.0017
	室内空気		
水 質	飲料水	<u>0.60</u>	0.22
	地下水	<u>(0.08)</u>	(0.2)
	公共用水域・淡水	<u>0.4</u>	6
食 物		0.058	0.058
土 壤		(過去のデータではあるが 0.0017)	(過去のデータではあるが 0.016)
経口曝露量合計	ケース 1	0.058+ <u>0.60</u>	0.278
	ケース 2	0.058+ <u>0.4</u>	6.058
	参考値 1	0.0597+ <u>0.60</u>	0.294
	参考値 2	0.0597+ <u>0.4</u>	6.074
総曝露量	ケース 1	0.05821+ <u>0.60</u>	0.2797
	ケース 2	0.05821+ <u>0.4</u>	6.0597
	参考値 1	0.05991+ <u>0.60</u>	0.2957
	参考値 2	0.05991+ <u>0.4</u>	6.09

注：1) アンダーラインを付した値は、曝露量が「検出下限値未満又は定量下限値未満」とされたものであることを示す。

2) ( ) 内の数字は、経口曝露量合計の算出に用いていない。

3) 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。

4) ケース 1 は飲料水を、ケース 2 は淡水を摂取していると仮定して計算したもの。

5) 参考値 1、参考値 2 は、それぞれケース 1、ケース 2 に過去の土壌のデータを加えた場合を示す。

6) 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。

経口曝露の予測最大曝露量は、表 2.5 に示すとおり、飲料水及び食物のデータから算定すると 0.28 µg Sb/kg/day であり、公共用水域・淡水及び食物のデータから算定すると 6.1 µg Sb/kg/day であった。一方、化管法に基づく平成 26 年度の公共用水域・淡水への届出排出量を全国河道構造データベース<sup>49)</sup>の平水流量で除し、希釈のみを考慮した河川中濃度を推定すると、

最大で 13  $\mu\text{g Sb/L}$  となった。推定した河川中濃度を用いて経口曝露量を算出すると 0.52  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  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 2.6 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）を人為由来の可能性が高いデータから設定すると、公共用水域の淡水域では 42  $\mu\text{g Sb/L}$ 、海域では 0.8  $\mu\text{g Sb/L}$  程度となった。

化管法に基づく平成 26 年度の公共用水域・淡水への届出排出量を全国河道構造データベース<sup>49)</sup>の平水流量で除し、希積のみを考慮した河川中濃度を推定すると、最大で 13  $\mu\text{g Sb/L}$  となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	10 $\mu\text{g Sb/L}$ 未満 (2014)	42 $\mu\text{g Sb/L}$ (2013)
海 水	5 $\mu\text{g Sb/L}$ 未満程度 (2012)	0.8 $\mu\text{g Sb/L}$ 程度 (2012)

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

三塩化アンチモン 1.5 mg/kg をラットに静脈内投与した結果、96 時間で投与したアンチモンの 22.4% が尿中に、24.6% が糞中に排泄されたが、そのほとんどが 24 時間以内の排泄であった。胆汁中へは 7 時間で投与量の約 10% が排泄された<sup>1)</sup>。

二酸化三アンチモン 200 mg をラットに単回強制経口投与した結果、8 日間で投与量の 3.2% が尿中に排泄され、そのほとんどが 2~5 日後までの排泄であった。また、2% の濃度で餌に混ぜて 8 ヶ月間投与した結果、体内のアンチモン濃度は胃内容物を除くと甲状腺で最も高く、次いで肝臓、胃腸管組織、脾臓、腎臓、心臓の順であったが、甲状腺での濃度は肝臓の 10 倍高かった。糞尿中への排泄は 2 相性で糞中への排泄が圧倒的に多く、糞中排泄量は投与期間終了から 7 日後まで急速に減少し、その後は 30 日間以上にわたって徐々に減少した。尿中排泄量は 5~6 日後までやや急速に減少し、その後はゆっくりと減少して、20 日後頃に糞中排泄量を上回るようになり、48 日後も尿中への排泄がみられた<sup>2)</sup>。

二酸化三アンチモン 119 mg/m<sup>3</sup> (平均粒径 1.3 μm) をラットに 80 時間吸入させた結果、1 日当たりの尿中排泄量は曝露終了後の 3 日間で平均 12 μg (約 60 μg/kg/day) であったが、4 日目には 2 μg 未満となった<sup>2)</sup>。0.25、1.08、4.92、23.46 mg/m<sup>3</sup> (空気動学的質量中央粒径 MMAD 3.1~4.8 μm) を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させたラットでは、アンチモンの肺への蓄積は 2 相性であり、雄は 2 週間後、雌は 4 週間後から緩慢となったが、各群の第 2 相の蓄積速度に明らかな差はなく、平衡に達することもなかった。0.06、0.51、4.50 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 3.8~4.6 μm) を 52 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた場合には、いずれの群も 6 ヶ月までにほぼ平衡状態に達した。13 週間又は 52 週間曝露終了後の肺からの消失は 1 相性であり、曝露終了時の二酸化三アンチモン濃度と半減期は線形関係にあり、肺中濃度が 10 μg/g の場合に約 3 ヶ月、2,000 μg/g の場合に約 10 ヶ月の半減期であった<sup>3)</sup>。<sup>122</sup>Sb 及び <sup>124</sup>Sb でラベルした 1.52 mg/kg (体積中央粒径 7.0 μm) を気管内投与したハムスターでは、放射活性は肺から 2 相性で消失し、半減期は第 1 相が 40 時間、第 2 相が 20~40 日であり、190 日後には投与量の 60% が肺に、7% が肝臓に、0.1~0.2% が腎臓や胃、気管に残存していた。同様にして 13.3、19.5 μm の粒子を投与した場合には、190 日後の肺で 49%、45%、肝臓で 9%、13%、腎臓や胃、気管で 0.2~0.6%、0.2~0.4% の残存がみられ、粒径の増加に伴う肺での減少と肝臓での増加は粘膜線毛輸送による排出と消化管での吸収を示唆するものと考えられた<sup>4)</sup>。

<sup>124</sup>Sb でラベルした酒石酸アンチモンを 3 価又は 5 価に調整してシリアンハムスターに強制経口投与 (1 mL) した結果、いずれの場合も全身の放射活性は 1 日未満の半減期で消失し、4 日後の体内残留は投与量の 1.6% (3 価)、2% (5 価) であり、その 61%、64% が消化管内にあった。また、それらの粒子 (空気動学的放射活性中央粒径 AMAD 1.6 μm) をハムスターの鼻部に曝露して吸入させた結果、全身の放射活性は 2 相性で消失し、1 日後には曝露直後の 65% (3 価)、60% (5 価) まで減少し、1 日後の 90% が 7 日後までに消失した。第 2 相の半減期は約 16 日であり、排泄パターンには価数による違いはなかった。体内分布にも価数による大きな違いはなく、肝臓、大腿骨、皮膚で高かったが、肝臓では 3 価 > 5 価の関係にあつてその差は 5 日後に最大となり、5 価では終了時 (32 日後) まで大腿骨 > 肝臓の関係にあつたが、3 価では 15 日

後まで肝臓>大腿骨の関係にあった<sup>5)</sup>。また、異なった粒径 (AMAD 0.3、0.7、1.6  $\mu\text{m}$ ) に調整してマウスの頭部に 10 分間曝露した結果、全身の放射活性は 2 相で消失し、第 2 相の半減期は 0.3 及び 0.7  $\mu\text{m}$  群で 39 日、1.6  $\mu\text{m}$  群で 28 日であり、1.6  $\rightarrow$  0.3  $\mu\text{m}$  の粒径変化は 52 日後の体内濃度で肺では 8.6 倍の増加、大腿骨では 3.3 倍の減少をもたらすと見積もられた<sup>6)</sup>。

ヒトでは、酒石酸アンチモンカリウムを誤って経口摂取した中毒事例からアンチモンの吸収率は 5% と見積もられた<sup>7)</sup>。原子炉配管切断時の事故で  $^{125}\text{Sb}$  の酸化物粉じん (AMAD 5  $\mu\text{m}$  程度) を吸入した炉労働者では、肺の放射活性の半減期は非喫煙者で 600~1,100 時間、喫煙者で 1,700~3,700 時間であり、事故から 180 日後でも初期肺胞沈着量 (事故の 7 日後) の 51% 以上が肺に残留していた<sup>8)</sup>。

## (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<sup>9)</sup>

【アンチモン】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	100 mg/kg
【三酸化二アンチモン】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	>34,600 mg/kg
ウサギ	経皮	LDLo	2,000 mg/kg
【三塩化アンチモン】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	525 mg/kg
モルモット	経口	LD <sub>50</sub>	574 mg/kg
【五塩化アンチモン】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	1,115 mg/kg
モルモット	経口	LD <sub>50</sub>	900 mg/kg
ラット	吸入	LC <sub>50</sub>	720 mg/m <sup>3</sup> (2 hr)
マウス	吸入	LC <sub>50</sub>	620 mg/m <sup>3</sup>
注：( ) 内の時間は曝露時間を示す。			
【酒石酸アンチモン】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ウサギ	経口	LDLo	115 mg/kg
【酒石酸アンチモンカリウム】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ヒト	経口	LDLo	1,857 $\mu\text{g/kg}$
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	115 mg/kg
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	600 mg/kg
マウス	経口	LDLo	600 mg/kg
ウサギ	経口	LD <sub>50</sub>	115 mg/kg

## 【水素化アンチモン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	吸入	LCLo	100 ppm[510 mg/m <sup>3</sup> ] (1 hr)
マウス	吸入	LCLo	500 mg/m <sup>3</sup> (20 min)
モルモット	吸入	LCLo	92 ppm[469 mg/m <sup>3</sup> ] (1 hr)
モルモット	吸入	LCLo	500 mg/m <sup>3</sup> (20 min)
ウサギ	吸入	LCLo	500 mg/m <sup>3</sup> (20 min)
ネコ	吸入	LCLo	40 ppm[204 mg/m <sup>3</sup> ] (1 hr)
ネコ	吸入	LCLo	500 mg/m <sup>3</sup> (20 min)
イヌ	吸入	LCLo	40 ppm[204 mg/m <sup>3</sup> ] (1 hr)
イヌ	吸入	LCLo	500 mg/m <sup>3</sup> (20 min)
イヌ	吸入	LCLo	200 mg/m <sup>3</sup> (1 hr)

注：( ) 内の時間は曝露時間を示す。

## 【三ふっ化アンチモン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	804 mg/kg

## 【五ふっ化アンチモン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	吸入	LC <sub>50</sub>	270 mg/m <sup>3</sup>

アンチモンは眼に機械的刺激を引き起こすことがあり、眼に入ると発赤や痛みを生じる。経口摂取すると腹痛、嘔吐、下痢を生じ、吸入ではさらに咳の症状も加わる<sup>10)</sup>。

三酸化二アンチモンは眼、皮膚、気道を軽度に刺激する。吸入すると咳、頭痛、吐き気、咽頭痛、嘔吐を生じ、経口摂取ではさらに腹痛や下痢、胃の灼熱感の症状も加わる。眼に入ると発赤、痛み、皮膚に付くと発赤、痛み、水疱を生じる<sup>11)</sup>。

三塩化アンチモンは気道に対して腐食性を示し、吸入すると咽頭痛、咳、灼熱感、息切れ、腹痛を生じ、肺水腫を引き起こすことがある。経口摂取すると腐食性を示し、灼熱感、胃痙攣、吐き気、嘔吐、ショック/虚脱を生じる。眼、皮膚に対して腐食性を示し、痛みや発赤、重度の熱傷を生じる<sup>12)</sup>。

## ② 中・長期毒性

ア) Wistar ラット雌雄各 12 匹を 1 群とし、0、0.1、0.5、2%の濃度で三酸化二アンチモンを餌に混ぜて 90 日間投与した結果、一般状態や体重、生存率に影響はなかった。2%群の雌雄で血清 ALP の有意な低下と雌で血清 GOT (AST) の有意な増加、雌雄で肝臓重量の軽度 (約 10%) な増加などの変化がみられたが、肝臓を含むいずれの組織にも影響がなかったことから、偶発的な変化と考えられた。摂餌量から求めた用量は雄で 0、70、352、1,408 mg Sb/kg/day、雌で 0、81、413、1,750 mg Sb/kg/day であった<sup>13)</sup>。この結果から、NOAEL を 2% (雄 1,408 mg Sb/kg/day、雌 1,750 mg Sb/kg/day) 以上とする。

イ) Wistar ラット雄 12~15 匹を 1 群とし、0、0.5、1、2%の濃度でアンチモンを餌に混ぜて 24 週間投与した結果、0.5%以上の群で体重増加の抑制、肝細胞索の乱れ及び混濁腫脹、1%

以上の群で白血球数の減少、2%群でヘマトクリット値及びヘモグロビン濃度の減少、脾臓及び精巣相対重量の増加と肝臓相対重量の減少などがみられたが、体重への影響以外はいずれも軽度であった。なお、摂餌量から求めた2%群のアンチモン摂取量は約1,300 mg/kg/dayと見積もられた<sup>14)</sup>。

ウ) Fischer 344 ラット雌雄各10匹を1群として0、0.015、0.030、0.065、0.125、0.25% (0、16、28、59、94、168 mg/kg/day)、B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各10匹を1群として0、0.03、0.065、0.125、0.25、0.5% (0、59、98、174、273、407 mg/kg/day) の濃度で酒石酸アンチモンカリウムを飲水に添加して14日間投与した結果、ラットでは0.25%群の雌雄で肝臓相対重量、雌で腎臓相対重量の増加がみられ、雄の尿細管上皮における好酸性小体の明瞭化がみられた以外には、影響はなかった。マウスでは0.5%群の雌1匹が死亡し、0.25%以上の群の雄及び0.5%群の雄で体重増加の有意な抑制が最初の8日間にみられたが、0.5%群の雄を除く各群では16日後までに体重への影響は消失した。0.5%群の雌雄の全数で主に小葉中心性の肝細胞空胞化を認め、雄1匹及び雌3匹の前胃では過形成変化を伴った扁平上皮の壊死、炎症及び潰瘍形成がみられた<sup>15)</sup>。この結果から、NOAELをラットで0.125% (94 mg/kg/day (34 mg Sb/kg/day))、マウスで0.25% (273 mg/kg/day (100 mg Sb/kg/day)) とする。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各10匹を1群とし、0、0.00005、0.0005、0.005、0.05% (雄0、0.06、0.56、5.58、42.17 mg Sb/kg/day、雌0、0.06、0.64、6.13、45.69 mg Sb/kg/day) の濃度で酒石酸アンチモンカリウムを飲水に添加して13週間投与した結果、死亡や一般状態に影響はなかったが、0.05%群の飲水量は対照群や低濃度群の約35%少なく、0.05%群の雄で6週以降、雌で12週以降に体重増加の有意な抑制を認めた。0.00005%以上の群の雌雄で肝細胞核の大小不同、雌で脾洞の過形成、0.0005%以上の群の雄で赤脾髄のうっ血、雌で血糖値低下、0.005%群の雌で胸腺相対重量の減少、0.005%以上の群の雌で甲状腺ホルモン結合タンパク比の上昇、0.05%群の雌雄で摂餌量の減少、腎臓相対重量の増加、血清クレアチニン及びALPの低下、肝細胞の線維化、雄で血尿、雌で血清コレステロール及び総タンパク質の低下などがみられた。この結果から、著者らは0.00005%以上の群でみられた肝細胞核の大小不同、脾洞の過形成は適応反応であると考え、0.0005%以上の群の赤脾髄のうっ血、血糖値低下を指標としてNOAELを0.00005% (0.06 mg Sb/kg/day) とした<sup>16)</sup>。しかし、肝細胞核の大小不同、脾洞の過形成等の形態学的変化、血糖値低下などの血液生化学的变化はいずれも明らかな毒性の徴候を伴わず、用量依存性に乏しく、対照群にも普通にみられ、正常な生理学的範囲に収まるもので適応反応と考えられることから、0.05%群でみられた体重増加の抑制、飲水量及び摂餌量の減少を指標にNOAELは0.005% (雌雄平均で6.0 mg Sb/kg/day) が適切と考えられた<sup>17)</sup>。これらの結果から、NOAELを6.0 mg Sb/kg/dayとする。

オ) Long-Evans ラット及びCD マウス雌雄各51~59匹を1群とし、0、0.0005%の濃度で酒石酸アンチモンカリウムを飲水に添加して生涯にわたって投与した結果、ラットでは体重への影響はなかったが、0.0005%群の雌雄の寿命は有意に短かった。また、28ヶ月齢時に実施した血液及び尿の検査では0.0005%群の雌雄で血糖値の有意な低下、雄でコレステロールの有意な増加、雌でコレステロールの有意な減少を認めた。一方、マウスでは体重や

生存期間、組織等への影響はなかった<sup>18,19)</sup>。しかし、寿命を評価指標とした試験は稀で多くの交絡要因の影響を受けやすく、コレステロールの変化も雌雄で異なり、ラットの試験時には肺炎の発生もあったことから、本試験結果の信頼性は低いと考えられた<sup>17)</sup>。

カ) Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.25、1.08、4.92、23.46 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 3.1～4.8 μm) の三酸化二アンチモンを 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、0.25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄各 30% で角膜異常がみられ、23.46 mg/m<sup>3</sup> 群の雄で体重増加の有意な抑制、4.92 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 23.46 mg/m<sup>3</sup> 群の雌で肺の絶対及び相対重量の有意な増加を認め、27 週間の回復期間内でも 23.46 mg/m<sup>3</sup> 群の肺重量は高いままであった。対照群を含む全群で慢性間質性肺炎がみられ、発生率及び重篤度は各群で同程度であったが、回復期間内には 23.46 mg/m<sup>3</sup> 群で最も頻繁にみられ、肉芽腫性炎も 23.46 mg/m<sup>3</sup> 群の回復期間内に高い頻度でみられた。4.92 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で肺胞マクロファージ、0.25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で粒子状異物を含む肺胞マクロファージの増加を認め、それらの発生率及び重篤度は曝露期間内よりも回復期間の方が高かった<sup>3)</sup>。なお、対照群を含む全群に肺炎がみられたことから、NOAEL 等の評価はしない。

キ) Fischer 344 ラット雌雄各 65 匹を 1 群とし、0、0.06、0.51、4.50 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 3.8～4.6 μm) の三酸化二アンチモンを 52 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、体重や一般状態、血液、血液生化学に影響はなく、肺重量にも影響はなかった。対照群を含む全群で同程度にみられた慢性間質性肺炎は 1 年間の回復期間後には 0.51 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌及び 4.50 mg/m<sup>3</sup> 群の雄で重症度が増加し、ほぼ全数にみられるようになった。また、0.06 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で肺胞や血管周囲、細気管支周囲、気管支周囲のリンパ節でマクロファージや粒子状異物を含むマクロファージの増加を認め、それらの発生率及び重篤度は曝露期間内よりも回復期間の方が高かった<sup>3)</sup>。なお、対照群を含む全群に肺炎がみられたことから、NOAEL 等の評価はしない。

ク) Fischer 344 ラット雌 49～51 匹を 1 群とし、0、1.6、4.2 mg Sb/m<sup>3</sup> (粒径 0.4～0.44 μm) の三酸化二アンチモンを 1 年間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、1.6 mg Sb /m<sup>3</sup> 以上の群の肺で重量増加、限局性線維症、腺腫様増殖、多核巨細胞、着色したマクロファージがみられたとした報告があった<sup>20)</sup>。

ケ) Wistar Han ラット及び B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、3.75、7.5、15、30、60 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 1.3～1.5 μm) の三酸化二アンチモンを 2 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、体重や一般状態、生存率に影響はなかった。ラットでは 30 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄で肺相対重量、雌で肺の絶対及び相対重量、60 mg/m<sup>3</sup> 群の雄で肺絶対重量の有意な増加、3.75 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の肺で異物、30 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で慢性活動性肺炎の発生率に有意な増加を認めた。また、3.75、7.5、15 mg/m<sup>3</sup> 群の雌各 1 匹、30 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄各 2～3 匹で喉頭蓋に軽微な扁平上皮化生がみられた。マウスでは 3.75 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌及び 60 mg/m<sup>3</sup> 群の雄で肺相対重量、7.5 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 15 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌で肺絶対重量の有意な増加、3.75 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の肺で異物、30 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で喉頭

蓋の扁平上皮化生の発生率に有意な増加を認め、15 mg/m<sup>3</sup> 群の雄 1 匹、3.75、7.5、15 mg/m<sup>3</sup> 群の雌各 2~3 匹でも喉頭蓋の扁平上皮化生がみられた<sup>21)</sup>。この結果から、ラットで NOAEL を 15 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 2.68 mg/m<sup>3</sup> (2.2 mg Sb/m<sup>3</sup>))、マウスで LOAEL を 3.75 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 0.67 mg/m<sup>3</sup> (0.56 mg Sb/m<sup>3</sup>)) とする。なお、引用文献 21) の知見は NTP の中間報告 (2016 年 12 月時点) であるが、検査データの信頼性を鑑みて、本初期評価として採用した (以下、同じ)。

コ) Wistar Han ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、3、10、30 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 0.9~1.5 µm) の三酸化二アンチモンを 105 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌で生存率の有意な低下を認め、肺の蛋白症が主要な死因であった。30 mg/m<sup>3</sup> 群の雄及び 3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌で体重増加の抑制、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で異常呼吸、チアノーゼ、痩せがみられ、12 ヶ月時の途中剖検では 3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で肺の絶対及び相対重量の有意な増加、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄で肝臓相対重量の有意な増加を認めた。3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の肺で異物、慢性活動性炎症、化膿性肺炎、血管周囲性のリンパ球浸潤、蛋白症、肺胞上皮過形成、細気管支上皮過形成、線維化、気管支及び縦隔リンパ節で異物、リンパ組織過形成、雌の網膜で萎縮の発生率に有意な増加を認め、異物は喉頭や気管、鼻腔でも有意に増加した。また、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌及び 30 mg/m<sup>3</sup> 群の雄の尿細管で硝子滴の蓄積、30 mg/m<sup>3</sup> 群の雌雄の鼻腔で呼吸上皮の過形成及び扁平上皮化生、脾臓で動脈の慢性活動性炎症や壊死、腸間膜動脈の慢性活動性炎症、骨髄で造血組織の過形成、雄で眼の毛様体の急性炎症、雌で腎症の発生率に有意な増加を認めた<sup>21)</sup>。この結果から、LOAEL を 3 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 0.54 mg/m<sup>3</sup> (0.45 mg Sb/m<sup>3</sup>)) とする。

サ) B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、3、10、30 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 0.9~1.5 µm) の三酸化二アンチモンを 105 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で生存率の有意な低下を認め、雄では肺の炎症と肺胞/細気管支癌、雌では肺の炎症と悪性リンパ腫が主な死因であった。3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌で体重増加の抑制、3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で異常呼吸、痩せがみられ、12 ヶ月時の途中剖検では 3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌で肺の絶対及び相対重量、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で胸腺の絶対及び相対重量の有意な増加を認めた。3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の肺で異物、リンパ球浸潤、慢性活動性炎症、肺胞の線維化、胸膜の線維化及び炎症、肺胞上皮過形成、細気管支上皮過形成、気管支リンパ節で異物、リンパ組織過形成、縦隔リンパ節や喉頭、気管、鼻腔で異物の発生率に有意な増加を認めた。また、3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌の縦隔リンパ節でリンパ組織過形成、骨髄で造血組織の過形成、3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌及び 10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄の胸腺で細胞枯渇、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の喉頭で呼吸上皮過形成、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雄及び 30 mg/m<sup>3</sup> 群の雌の喉頭で呼吸上皮の扁平上皮化生、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の心臓で心外膜の慢性活動性炎症、30 mg/m<sup>3</sup> 群の雄の前胃で慢性活動性炎症、雌の脾臓で造血細胞の増殖などの発生率に有意な増加を認めた<sup>21)</sup>。この結果から、LOAEL を 3 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 0.54 mg/m<sup>3</sup> (0.45 mg Sb/m<sup>3</sup>)) とする。

### ③ 生殖・発生毒性

ア) Wistar ラット雄 7~8 匹を 1 群とし、0、12、1,200 mg/kg/day の三酸化二アンチモン、27.4 mg/kg/day の酒石酸アンチモンカリウムを 4 週間 (3 日/週) 強制経口投与した結果、体重や精巣、精巣上体、腹側前立腺、精囊の重量に影響はなく、精子の数や運動性、形態にも影響はなかった。三酸化二アンチモンの 12 mg/kg/day 群で 1/8 匹、1,200 mg/kg/day 群で 1/7 匹に排精の遅延がみられたが、その頻度はいずれも 1%未満であった<sup>22)</sup>。

イ) CD-1 マウス雄 8~10 匹を 1 群とし、0、12、1,200 mg/kg/day の三酸化二アンチモン、27.4 mg/kg/day の酒石酸アンチモンカリウムを 4 週間 (5 日/週) 強制経口投与した結果、体重や精巣、精巣上体、腹側前立腺、精囊の重量に影響はなく、精子の数や運動性、形態にも影響はなかった。三酸化二アンチモンの 12 mg/kg/day 群で 1/10 匹に精上皮の剥脱がみられ、その頻度は 50%を超えたが、1,200 mg/kg/day 群には明瞭な剥脱頻度の増加はなかった<sup>22)</sup>。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌 5 匹を 1 群とし、0、0.39、0.73、1.48、6.07 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 1.59~1.96 μm) の三酸化二アンチモンを妊娠 0 日から妊娠 19 日まで鼻部に曝露 (6 時間/日) して実施した用量設定の予備試験では、母ラットに影響はなかったが、6.07 mg/m<sup>3</sup> 群の胎仔で軽度の発育遅延 (体重、頭臀長) がみられた。このため、雌 26 匹を 1 群とし、0、2.6、4.4、6.3 mg/m<sup>3</sup> (MMAD 1.59~1.82 μm) を同様に吸入させた結果、2.6 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で肺重量の有意な増加、肺泡マクロファージの着色と炎症、赤血球量の有意な増加を認めたが、着床数や胎仔の体重、頭臀長、性比、外表、内臓、骨格に影響はなかった<sup>23)</sup>。この結果から、母ラットで LOAEL を 2.6 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 0.65 mg/m<sup>3</sup> (0.54 mg Sb/m<sup>3</sup>))、胎仔で NOAEL を 6.3 mg/m<sup>3</sup> (曝露状況で補正 : 1.6 mg/m<sup>3</sup> (1.3 mg Sb/m<sup>3</sup>)) 以上とする。

エ) 雌ラット (系統不明) 6~7 匹を 1 群とし、0、0.027、0.082、0.27 mg/m<sup>3</sup> (粒径不明) の三酸化二アンチモンを妊娠期間中 (21 日間連続) に吸入させた結果、母ラットの体重に影響はなかったが、0.082 mg/m<sup>3</sup> 群の胎仔で低体重、0.082 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で着床前後の胚損失や胎仔死亡の増加、胎仔の肝臓周辺部及び脳くも膜の出血、腎盂及び脳室の拡張がみられたとした報告があったが、詳細は不明であった<sup>24)</sup>。

### ④ ヒトへの影響

ア) 手作りケーキのレシピに記載のあった酒石酸水素カリウムと混同し、酒石酸アンチモンカリウム (推定 6 g) を用いたケーキを食べた 4 人では、入院時に重篤な腹部痙攣、吐き気、持続性嘔吐、水様便がみられ、酸素分圧低下のため、酸素吸入が必要であったが、3 人は治療により、12 日後に退院し、その後の経過も良好であった。残る 1 人は 93 歳の高齢者で慢性心臓病、心筋梗塞、慢性閉塞性肺疾患の既往歴があり、入院時には著しいチアノーゼと吐血がみられ、間もなくして切迫心不全と切迫呼吸不全を発症し、2 日目には広範な消化管出血を起こし、3 日目に多臓器不全で死亡した<sup>7)</sup>。

イ) ろう付け棒製造工場のアンチモン溶融工程に従事し、皮膚炎を発症した 28 歳の労働者は、

破碎したアンチモン鑄塊をるつぼで溶融する作業に3年間従事しており、前腕、胴、額に小胞状の丘疹や膿疱の発疹を生じた。アンチモンの気中濃度は $0.39 \text{ mg Sb/m}^3$  (8時間加重平均)、尿中濃度は $53.2 \text{ } \mu\text{g Sb/L}$ であった。また、同じ作業に従事した33歳の労働者では腕に小胞状の丘疹や膿疱、胴体部に乾燥した湿疹様斑点がみられ、31歳のもう1人では、前腕に紅斑状の丘疹、脚と背に丘疹がみられた。3人とも配置転換によりアンチモン関連作業から離れると皮膚炎は完治した。金属アンチモンは溶融過程で蒸発し、空気中で凝固する際に酸化されて三酸化二アンチモンのフュームを生じることから、金属アンチモンの粉じんや三酸化二アンチモンのフュームによる皮膚炎と考えられた<sup>25)</sup>。

ウ) イタリアの壁面装飾タイル製造工場5ヶ所のエナメル職人126人、装飾職人64人を対象とした金属酸化物顔料等のパッチテストでは、各1人が三酸化二アンチモンに陽性反応を示し、そのうち1人は皮膚炎患者であった<sup>26)</sup>。

エ) 旧ユーゴスラビアのアンチモン製錬工場に9~31年間勤務し、専ら精錬工としての作業に従事し、じん肺に罹患した男性労働者51人の調査では、アンチモン酸化物曝露の特徴であるオレンジ色の着色は前歯にみられなかったが、31人に色素沈着と小水疱性あるいは嚢胞性発疹を特徴とした「アンチモン皮膚炎」がみられ、夏場の暑い時期や溶鉱炉そばの暑い場所での作業時に発症することが多かった。しかし、胸部X線検査や臨床所見、肺機能検査の結果には特徴がなく、他のじん肺と同様の結果であったことから、アンチモンとじん肺との関連は不明であった<sup>27)</sup>。

オ) 旧ソ連のアンチモン冶金工場働く女性労働者318人、対照群115人を対象にして1962~1964年に実施した調査では、月経周期の異常が曝露群の61.2%、対照群の35.7%、自然流産が曝露群の12.5%、対照群の4.1%、未熟児出産が曝露群の3.4%、対照群の1.2%にみられ、新生児の体重は両群でほぼ同じであっても、その後の体重増加の遅延が曝露群でみられた。曝露群の血液からは対照群の12~16倍のアンチモンが検出され、曝露群の労働者では母乳や羊水、胎盤、臍帯血からもアンチモンが検出された<sup>28)</sup>。このため、著者はアンチモンによる影響と結論したが、不明な点が多く、信頼性は低いと考えられた。

### (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 (1989)	2B 三酸化二アンチモン：ヒトに対して発がん性があるかもしれない
		3 三硫化二アンチモン：ヒトに対する発がん性については分類できない
EU	EU (2008)	2 三酸化二アンチモン：ヒトに対して発がん性であるとみなされるべき物質
USA	EPA	—
	ACGIH (1975)	A2 三酸化二アンチモン製造：ヒト発がん物質の疑いあり
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会 (1991)	第2 三酸化二アンチモン：ヒトに対しておそらく発がん性群 B があると判断できる物質のうち、証拠が比較的十分でない物質
ドイツ	DFG (2005)	2 ヒトに対して発がん性があると考えられる物質

## 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、三酸化二アンチモンは代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌<sup>29,30)</sup>、大腸菌<sup>30)</sup>、マウスリンパ腫細胞 (L5178Y)<sup>30)</sup> で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、S9 無添加の枯草菌で DNA 傷害<sup>29,31)</sup>、チャイニーズハムスター肺細胞 (V79)<sup>29)</sup>、ヒト末梢血リンパ球<sup>32)</sup> で姉妹染色分体交換を誘発し、S9 添加の有無にかかわらずヒト末梢血リンパ球で染色体異常を誘発した<sup>30)</sup>。

三塩化アンチモンは S9 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌<sup>29,33)</sup> で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、S9 無添加の枯草菌で DNA 傷害<sup>29,31)</sup>、チャイニーズハムスター肺細胞 (V79)<sup>29)</sup>、ヒト末梢血リンパ球<sup>32)</sup> で姉妹染色分体交換を誘発し、チャイニーズハムスター肺細胞 (V79)<sup>34)</sup>、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO-K1)<sup>35)</sup>、ヒト気管支上皮細胞 (BES-6)<sup>35)</sup>、ヒト線維芽細胞<sup>35)</sup>、ヒト末梢血リンパ球<sup>36)</sup> で小核を誘発した。大腸菌で DNA 傷害を誘発しなかったが<sup>37)</sup>、ヒト末梢血リンパ球で DNA 傷害を誘発した<sup>36)</sup>。

五酸化二アンチモン<sup>29)</sup>、五塩化アンチモン<sup>29)</sup>、酒石酸アンチモンカリウム<sup>38)</sup> は S9 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかった。

*in vivo* 試験系では、三酸化二アンチモンは経口投与したマウスの骨髄細胞で染色体異常を誘発したが<sup>39)</sup>、小核を誘発しなかった<sup>30)</sup>。経口投与したラットの肝臓で不定期 DNA 合成を誘発しなかった<sup>30)</sup>。吸入曝露したラットの末梢血赤血球で小核を誘発しなかったが、マウスでは小核を誘発し、ラットの肺細胞、白血球、マウスの白血球で DNA 傷害を誘発しなかったが、マウスの肺細胞で DNA 傷害を誘発した<sup>21)</sup>。三酸化二アンチモンに職業曝露した労働者の末梢血リンパ球で小核、姉妹染色分体交換の誘発はみられなかったが、酸化的 DNA 傷害の誘発を認め、アンチモンの遺伝子傷害性における酸化的 DNA 傷害の関与が示唆された<sup>40)</sup>。

## ○ 実験動物に関する発がん性の知見

Long-Evans ラット及び CD マウス雌雄各 51～59 匹を 1 群とし、0、0.0005%の濃度で酒石酸アンチモンカリウムを飲水に添加して生涯にわたって投与した結果、ラット及びマウスの雌雄で腫瘍の発生率に有意な増加はなかった<sup>18,19)</sup>。

Fischer 344 ラット雌 49～51 匹を 1 群とし、0、1.6、4.2 mg Sb/m<sup>3</sup>（粒径 0.4～0.44 μm）の三酸化二アンチモンを 1 年間（6 時間/日、5 日/週）吸入させ、その後 1 年間飼育した結果、4.2 mg Sb/m<sup>3</sup> 群で細気管支/肺胞腫瘍（硬癌、腺腫、扁平上皮癌）の発生率に有意な増加を認めたが、その他の組織では腫瘍の発生率に有意差はなかったとした報告があった<sup>20)</sup>。

Wistar ラット雌雄各 90 匹を 1 群とし、0、45 mg/m<sup>3</sup>（MMAD 2.80 μm）の三酸化二アンチモン、36～40 mg/m<sup>3</sup>（MMAD 4.78 μm）のアンチモン鉱石（主に三硫化二アンチモン）を 52 週間（7 時間/日、5 日/週）吸入させ、その後 20 週間飼育した結果、三酸化二アンチモン曝露群の雌、アンチモン鉱石曝露群の雌で肺腫瘍の発生率に有意な増加を認めた。雄ではいずれの群にも肺腫瘍の発生はなく、肺を除く組織では雌雄ともに腫瘍の発生率に有意な増加はなかった。なお、不純物として含まれるヒ素の影響が懸念されたことから、ヒ素の体内濃度を測定した結果、12 ヶ月後の血液中ヒ素濃度は各群の雌で有意に高かった<sup>41)</sup>。

Fischer 344 ラット雌雄各 65 匹を 1 群とし、0、0.06、0.51、4.50 mg/m<sup>3</sup>（MMAD 3.8～4.6 μm）の三酸化二アンチモンを 52 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、腫瘍の発生率に増加はなかった<sup>3)</sup>。

Wistar Han ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、3、10、30 mg/m<sup>3</sup>（MMAD 0.9～1.5 μm）の三酸化二アンチモンを 105 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、30 mg/m<sup>3</sup> 群の雄で良性の褐色細胞腫、雌で良性の褐色細胞腫、良性＋悪性の褐色細胞腫の発生率に有意な増加を認め、10 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄で細気管支/肺胞腺腫、雄で細気管支/肺胞の腺腫＋癌の発生率に増加がみられた。また、30 mg/m<sup>3</sup> 群の雌 3/50 匹の肺にみられた嚢胞性角化上皮腫又は扁平上皮癌は自然発生率（0%）を上回っていた<sup>21)</sup>。

B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、3、10、30 mg/m<sup>3</sup>（MMAD 0.9～1.5 μm）の三酸化二アンチモンを 105 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、3 mg/m<sup>3</sup> 以上の群の雌雄の肺で細気管支/肺胞の癌、腺腫＋癌、雌で細気管支/肺胞腺腫、悪性リンパ腫の発生率に有意な増加を認めた。また、30 mg/m<sup>3</sup> 群の雄の皮膚で線維性組織球腫、線維性組織球腫＋線維肉腫の発生率に有意な増加を認め、雌 2/50 匹にみられた扁平上皮癌は自然発生率（0%）を上回っていた<sup>21)</sup>。

これらの結果から、NTP（2016）は Wistar Han ラットの雌雄で幾つかの発がん性の証拠があり、B6C3F<sub>1</sub> マウスの雌雄で明らかな発がん性の証拠があったとしている<sup>21)</sup>。

## ○ ヒトに関する発がん性の知見

旧ユーゴスラビアのアンチモン製錬工場に 9～31 年間勤務し、専ら精錬工としての作業に従事し、じん肺に罹患した男性労働者 51 人の調査では、がんの発生率が増加したというデータはなかった<sup>27)</sup>。

スウェーデンのアンチモン製錬工場の労働者で 1976 年から 1978 年に死亡した 40 人（平均年齢 66.6 歳、悪性腫瘍 15 人、循環器疾患 17 人、その他 8 人）、工場から約 50 km 離れ

対照地方の死亡者 11 人（平均年齢 67.5 歳、心筋梗塞 7 人、脳出血 3 人、器質性大動脈疾患 1 人）について体内のアンチモン濃度を調べた結果、労働者の肺のアンチモン濃度は対照群の 12 倍と有意に高く、退職後の経過年数に応じて濃度が低下する傾向はなかった。肺がんで死亡した労働者は 6 人であったが、他の悪性腫瘍や循環器疾患、その他の死因で死亡した労働者との間で、肺のアンチモン濃度に有意差はなかった。肝臓、腎臓のアンチモン濃度については、労働者群と対照群で差はなかった<sup>42)</sup>。

イギリスのアンチモン製錬工場に 1961 年 1 月 1 日時点で勤務していた男性労働者 1,420 人を対象にした死因調査では、1992 年末までに 357 人が死亡していた。労働者をアンチモン部門、ジルコン砂部門、メンテナンス部門、その他の部門に分け、工場のある地域の男性人口からがんの期待値を求めると、アンチモン部門で肺がん、メンテナンス部門で全がん、肺がん、肺・胃以外のがんの観察値は有意に高かった。また、肺がんの観察値は 1961 年以前に雇用されたアンチモン部門、メンテナンス部門の労働者で有意に高く、アンチモン部門の労働者では最初の曝露から肺がんによる死亡までに最低 20 年の潜伏期間が認められたが、勤続年数と肺がん死亡との間には関連は認められなかった。なお、労働者は他にも多くの化学物質に曝露されているために、この増加をもたらした化学物質を特定できなかった<sup>43)</sup>。

テキサス州のアンチモン製錬工場で 1937 年から 1971 年の間に 3 ヶ月以上雇用された男性労働者 1,014 人を対象とした調査では、同州の男性人口から求めた肺がんの標準化死亡比 (SMR) は 1.39 (90% CI: 1.01~1.88) と有意に高く、雇用期間が長くなると、SMR は高くなる傾向がみられた。しかし、交絡因子の影響が懸念されることや適切な対照群が得られていないことから、結論できないとされている<sup>44)</sup>。

#### (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。発がん性については動物実験で発がん性を示唆する結果が得られているものの、ヒトでの知見は十分でなく、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・長期毒性エ) に示した酒石酸アンチモンカリウム投与のラットの試験から得られた NOAEL 6.0 mg Sb/kg/day (体重増加の抑制) を慢性曝露への補正が必要なことから 10 で除した 0.60 mg Sb/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、NTP の中間報告 (2016 年 12 月時点) であるが、中・長期毒性コ) に示した三酸化二アンチモン曝露のラットの試験及び中・長期毒性サ) に示した三酸化二アンチモン曝露のマウスの試験から得られた LOAEL 0.45 mg Sb/m<sup>3</sup> (体重増加の抑制、肺の重量増加、炎症など) を LOAEL であることから 10 で除した 0.045 mg Sb/m<sup>3</sup> が信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。なお、三酸化二アンチモンについては、吸入曝露の発がん性試験によって複数の動物種で発がん性の証拠が得られており、IARC

は「2B」に分類していることから、吸入曝露した三酸化二アンチモンのリスク評価に当たっては発がん性の考慮が必要と考えられた。

## 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 ・食物	0.058 $\mu\text{g Sb/kg/day}$ 以上 0.60 $\mu\text{g Sb/kg/day}$ 未満	0.28 $\mu\text{g Sb/kg/day}$	0.60 mg Sb/kg/day	ラット	210
	公共用水域・ 淡水・食物	0.058 $\mu\text{g Sb/kg/day}$ 以上 0.4 $\mu\text{g Sb/kg/day}$ 未満	6.1 $\mu\text{g Sb/kg/day}$			9.8

経口曝露については、飲料水と食物を摂取すると仮定した場合、平均曝露量は 0.058  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  以上 0.60  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  未満、予測最大曝露量は 0.28  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  であった。無毒性量等 0.60 mg Sb/kg/day と予測最大曝露量から、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 210 となる。また、公共用水域・淡水と食物を摂取すると仮定した場合、平均曝露量は 0.058  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  以上 0.4  $\mu\text{g Sb/kg/day}$  未満、予測最大曝露量は 6.1  $\mu\text{g/kg/day}$  であり、MOE は 9.8 となる。MOE の算出に用いた予測最大曝露量は、ほぼ公共用水域・淡水が寄与 (98%程度) していたが、アンチモンは公共用水域及び地下水における水質汚濁に係る要監視項目 (指針値: 20  $\mu\text{g Sb/L}$  以下) として指針値が設定されており、公共用水域等の監視が既に実施されている。指針値設定以降の公共用水域・淡水の測定結果 (平成 16~26 年度)<sup>45~55)</sup> をみると、指針値超過率は 1%以下の低い水準で推移しているものの、広範囲に検出がみられる。地下水については、平成 19 年度以降、指針値超過はみられない<sup>56~66)</sup>。一方、化管法に基づく平成 26 年度の公共用水域・淡水への届出排出量をもとに推定した高排出事業所の排出先河川中濃度から算出した最大曝露量は 0.52  $\mu\text{g/kg/day}$  であったが、参考としてこれから算出した MOE は 120 となる。

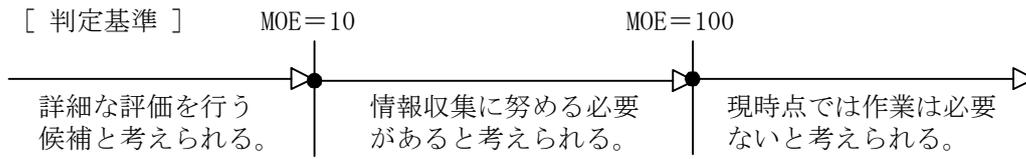
従って、本物質の経口曝露については、飲料水や地下水の濃度は指針値を満足しているものの、公共用水域・淡水と食物を摂取すると仮定した場合の MOE は 10 を下回ることから、公共用水域・淡水については検出状況の推移を見守りつつ、健康リスクの評価に向けて経口曝露の情報収集等を行う必要があると考えられる。

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	0.00071 $\mu\text{g Sb/m}^3$ 程度	0.0057 $\mu\text{g Sb/m}^3$ 程度	0.045 mg Sb/m <sup>3</sup>	ラット マウス	160
	室内空気	—	—			—

吸入曝露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均曝露濃度は 0.00071  $\mu\text{g Sb/m}^3$  程度、予測最大曝露濃度は 0.0057  $\mu\text{g Sb/m}^3$  程度であった。無毒性量等 0.045 mg Sb/m<sup>3</sup> と予測最大曝露濃度から、三酸化二アンチモン曝露の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、さらに発がん性を考慮して 5 で除して求めた MOE は 160 となる。一方、化管法に基づく平成 26 年度の大気への届出排出量をもとに推定した高排出事業所近傍の大気中濃度 (年平均値) の最大値は 0.11  $\mu\text{g Sb/m}^3$  であったが、参考としてこれから算出した MOE は 8 となる。

従って、本物質の一般環境大気の吸入曝露については、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があると考えられる。



## 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、3 価及び 5 価のアンチモンについて行った。

## (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、3 価アンチモンは表 4.1.1、5 価アンチモンは表 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

## 【3 価アンチモン】

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Sb/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		○	200	—	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO	4	D	C	1)-9607	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
		○	396	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	D	C	4)-2	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		730	—	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO	3	D	C	1)-9607	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
		○	<b>2,110</b>	36~54	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	B	B	4)-1	SbCl <sub>3</sub>
	○		>2,400	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	3	D	C	4)-2	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
		○	4,150	—	<i>Skeletonema costatum</i>	珪藻類	NOEC GRO	4	D	C	1)-83925	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		>4,150	—	<i>Skeletonema costatum</i>	珪藻類	EC <sub>50</sub> GRO	4	D	C	1)-83925	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		<b>7,900</b>	塩分36	<i>Isochrysis galbana</i>	コッコリサス藻類	IC <sub>50</sub> GRO (AUG)	3	B	B	1)-102702	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		10,800	塩分36	<i>Synechococcus</i> sp.	藍藻類	IC <sub>50</sub> GRO (AUG)	3	B	B	1)-102702	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		15,100	塩分36	<i>Prasinococcus</i> sp.	ブラシノコックス属	IC <sub>50</sub> GRO (AUG)	3	B	B	1)-102702	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		24,200	塩分36	<i>Tetraselmis tetrahele</i>	クロロデンドロン藻類	IC <sub>50</sub> GRO (AUG)	3	C	C	1)-102702	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		>36,600	36~54	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	3	B	B	4)-1	SbCl <sub>3</sub>
甲殻類	○		1,635	38~45	<i>Macrobrachium nipponense</i>	テナガエビ	LC <sub>50</sub> MOR	4	D	C	1)-157895	SbCl <sub>3</sub>
		○	<b>1,740</b>	231~250	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	4)-3	SbCl <sub>3</sub>
	○		1,963	38~45	<i>Macrobrachium nipponense</i>	テナガエビ	LC <sub>50</sub> MOR	4	D	C	3)-2015143	SbCl <sub>3</sub>

1 アンチモン及びその化合物

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Sb/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
甲殻類	○		<b>2,510</b>	250	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	B	B	3)-2015142	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	○		4,100	45	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	B	B	3)-2015144	SbCl <sub>3</sub>
魚 類		○	>7.5	28~40	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー (胚)	NOEC GRO / MOR	33 - 35 (~孵化後 30日)	B	C	1)-10427	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
			580	195	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC <sub>50</sub> MOR	28 (~孵化後 4日)	A	—	1)-5305	SbCl <sub>3</sub>
			3,600	—	<i>Oreochromis mossambicus</i>	カワスズメ	NOEC GRO/BCM	16	B	—	1)-19302	SbCl <sub>3</sub>
	○		9,000	20	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	TLm MOR	4	C	C	1)-2042	SbCl <sub>3</sub>
			11,300	195	<i>Carassius auratus</i>	キンギョ	LC <sub>50</sub> MOR	7 (~孵化後 4日)	A	—	1)-5305	SbCl <sub>3</sub>
	○		<b>12,400</b>	塩分33.7	<i>Pagrus major</i>	マダイ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-61468	SbCl <sub>3</sub>
	○		14,050	38~45	<i>Cyprinus carpio</i>	コイ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-98033	SbCl <sub>3</sub>
	○		14,400	48.5	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-61178	SbCl <sub>3</sub>
	○		17,000	400	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	TLm MOR	4	C	C	1)-2042	SbCl <sub>3</sub>
その他			300	195	<i>Gastrophryne carolinensis</i>	ジムグリガエル 科 (胚)	LC <sub>50</sub> MOR	7 (~孵化後 4日)	B	—	1)-5305	SbCl <sub>3</sub>
	○		<b>1,770</b>	85~103	<i>Chlorohydra viridissima</i>	クロロヒドラ 属	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	4)-4	SbCl <sub>3</sub>
	○		1,950	85~103	<i>Hydra oligactis</i>	ヒドラ属	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	4)-5	SbCl <sub>3</sub>
	○		4,100	85~103	<i>Chironomus dilutus</i>	ユスリカ属	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	4)-6	SbCl <sub>3</sub>
	○		6,000	不明	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ 属	IC <sub>50</sub> POP	36時間 (MT法)	A	A	1)-16142	SbCl <sub>3</sub>
		○	12,500	60.5	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	NOEC GRO	4	D	C	1)-61178	SbCl <sub>3</sub>
	○		16,000	不明	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ 属	IC <sub>50</sub> POP	9時間 (FT法)	A	A	1)-16142	SbCl <sub>3</sub>
	○		>20,000	不明	<i>Caenorhabditis elegans</i>	カンセンチュウ 科	LC <sub>50</sub> MOR	4	A	B	1)-3437	SbCl <sub>3</sub>

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

EC<sub>50</sub> (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、LC<sub>50</sub> (Median Lethal Concentration)：半数致死濃度、  
IC<sub>50</sub> (Median Inhibition Concentration)：半数阻害濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration)：無影響濃度、  
TLm (Median Tolerance Limit)：半数生存限界濃度

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、  
REP (Reproduction)：繁殖、再生産、POP (Population Change)：個体群の変化（増殖）、  
BCM (Biochemical Effect)：生化学的影響

毒性値の算出方法

AUG (Area Under Growth Curve)：生長曲線下の面積により求める方法（面積法）  
RATE：生長速度より求める方法（速度法）

( ) 内：試験条件

MT 法 (Microplate technique)：試験容器にマイクロプレートを用いた方法  
FT 法 (Flask technique)：試験容器にフラスコを用いた方法

3 価アンチモンについて、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) 藻類

Satoh<sup>ら</sup> 1)-102702 は、コッコリサス藻類 *Isochrysis galbana* の生長阻害試験を実施した。被験物質には三酸化二アンチモン (III) が用いられた。設定試験濃度は0 (対照区)、0.78、1.56、3.13、6.25、12.5、25.0、50.0、100 mg Sb/L (公比 2) であった。試験用水にはダイゴIMK培地 (塩分 36) が用いられた。面積法による72時間半数生長阻害濃度 (IC<sub>50</sub>) は、設定濃度に基づき7,900 µg Sb/Lであった。

また、OECD テストガイドライン No.201 及び ISO の試験方法 (ISO 8692, 2002) に準拠して、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験が実施された<sup>4)-1</sup>。被験物質には、三塩化アンチモン (III) が用いられた。設定試験濃度は0 (対照区)、1.0、1.8、3.2、5.6、10、18、32 mg/L (公比 約 1.8) であった。被験物質の初期実測濃度は、<0.001 (対照区)、1.22、2.11、4.00、6.73、12.2、21.9、36.6 mg Sb/L であった。速度法による 72 時間無影響濃度 (NOEC) は、初期実測濃度に基づき 2,110 µg Sb/L であった。

## 2) 甲殻類

Waijers<sup>ら</sup> 1)-2015142 は OECD テストガイドライン No.202 (2004) に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を実施した。被験物質には三酸化二アンチモン (III) が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 4 濃度区であった。試験用水には、硬度約 250 mg/L (CaCO<sub>3</sub> 換算) の ISO 培地が用いられた。被験物質の実測濃度 (対照区以外) は、0.85、2.15、3.02、3.16 mg/L であった。遊泳阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC<sub>50</sub>) は、実測濃度に基づき 2,510 µg Sb/L であった。

また、OECD テストガイドライン No.211 に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験が実施された<sup>4)-4</sup>。被験物質には三塩化アンチモン (III) が用いられた。試験は半止水式 (週 3

回換水)で行われ、設定試験濃度は0(対照区)、56、100、180、320、560、1,000、1,800、3,200、5,600、10,000 µg Sb/L(公比約1.8)であった。試験溶液の調製の際、1N塩酸を用いてpH7.3に調整した。試験用水には、硬度231~250 mg/L(CaCO<sub>3</sub>換算)のISO培地が用いられた。被験物質の初期実測濃度は、<2(対照区)、46.4、90.5、166、300、561、948、1,708、2,990、5,580 µgSb/Lであった。繁殖阻害(繁殖率)に関する21日間無影響濃度(NOEC)は、初期実測濃度に基づき1,740 µg Sb/Lであった。

### 3) 魚類

Takayanagi<sup>1)-61468</sup>は、米国ASTMの試験方法(E729-96,1998)に準拠して、マダイ *Pagrus major* の急性毒性試験を実施した。被験物質には三塩化アンチモン(III)が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度の範囲は7.8~25.7 mg Sb/Lであった。試験用水には、活性炭処理した塩分33.7の濾過海水が用いられた。96時間半数致死濃度(LC<sub>50</sub>)は、設定濃度に基づき12,400 µg Sb/Lであった。

### 4) その他の生物

クロロヒドラ属 *Chlorohydra viridissima* の急性毒性試験が実施された<sup>4)-4</sup>。試験は止水式で行われ、被験物質には三塩化アンチモン(III)が用いられた。設定試験濃度は0(対照区)、0.5、1.0、2.5、5.0、6.25 mg Sb/L(公比1.25~2.5)であり、試験溶液の硬度は83~103 mg/L(CaCO<sub>3</sub>換算)であった。被験物質の実測濃度は0(対照区)、1.11、1.50、2.54、4.59、5.39 mg Sb/Lであった。96時間半数致死濃度(LC<sub>50</sub>)は、実測濃度に基づき1,770 µg Sb/Lであった。

表 4.1.2 水生生物に対する毒性値の概要

#### 【5価アンチモン】

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Sb/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		○	<b>111,000</b> <sup>1)</sup>	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	A	A	2)	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
	○		<b>&gt;111,000</b> <sup>1)</sup>	24	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	3	A	A	2)	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
甲殻類		○	<b>29,300</b>	60~70	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	A	2)	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
	○		<b>&gt;110,000</b> <sup>1)</sup>	50	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	A	A	2)	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
	○		>231,000	286	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC <sub>50</sub> MOR	1	B	B	1)-5718	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
魚類	○		<b>930</b>	塩分33.7	<i>Pagrus major</i>	マダイ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-61468	SbCl <sub>5</sub>
	○		6,900	塩分33.7	<i>Pagrus major</i>	マダイ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-61468	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Sb/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
魚類	○		>111,000*1	70	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	2)	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]
その他	○		> <b>219,000</b>	230	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	7	A	A	1)-152265	K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]

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

EC<sub>50</sub> (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、LC<sub>50</sub> (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)、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡、

REP (Reproduction)：繁殖、再生産

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

\*1 限度試験 (毒性値を求めるのではなく、定められた濃度において影響の有無を調べる試験) により得られた値

5 価アンチモンについて、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) 藻類

環境省<sup>2)</sup>は「新規化学物質等に係る試験の方法について (化審法テストガイドライン)」(2006) に準拠して、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を実施した。被験物質にはヘキサヒドロキソアンチモン (V) 酸カリウムが用いられた。設定試験濃度は 0 (対照区)、30、70、100 mg Sb/L (限度試験) であった。被験物質の実測濃度 (試験開始時及び終了時の算術平均値) は、0.00240 (対照区)、32.5、77.0、111 mg Sb/L であり、試験開始時及び終了時において、それぞれ設定濃度の 109~113%及び 108~110%であった。毒性値の算出には実測濃度が用いられた。濃度区においても対照区と同様に生長阻害は見られず、速度法による 72 時間半数影響濃度 (EC<sub>50</sub>) は 111,000 µg Sb/L 超、72 時間無影響濃度 (NOEC) は 111,000 µg Sb/L とされた。

## 2) 甲殻類

環境省<sup>2)</sup>は「新規化学物質等に係る試験の方法について (化審法テストガイドライン)」(2006) に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を実施した。被験物質にはヘキサヒドロキソアンチモン (V) 酸カリウムが用いられた。試験は止水式 (密閉容器使用) で行わ

れ、設定試験濃度は0 (対照区)、100 mgSb/L (限度試験) であった。試験用水には、硬度 50 mg/L (CaCO<sub>3</sub> 換算) の脱塩素水道水が用いられた。被験物質の実測濃度 (試験開始時及び終了時の算術平均値) は、0.0227 (対照区)、110 mg Sb/L であり、試験開始時及び終了時において、それぞれ設定濃度の 109%及び 110%であった。濃度区においても対照区と同様に遊泳阻害は見られず、48 時間半数影響濃度 (EC<sub>50</sub>) は、実測濃度に基づき 110,000 µg Sb/L 超とされた。

また、環境省<sup>2)</sup>は OECD テストガイドライン No.211 (2008) に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。被験物質にはヘキサヒドロキソアンチモン (V) 酸カリウムが用いられた。試験は半止水式 (48 又は 72 時間毎に換水) で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区)、6.25、12.5、25.0、50.0 mg Sb/L (公比 2.0) であった。試験用水には、硬度 59 mg/L (CaCO<sub>3</sub> 換算) の脱塩素水道水が用いられた。被験物質の実測濃度 (時間加重平均値) は 0.00047 (対照区)、7.50、14.4、29.3、59.6、120 mg Sb/L であり、0、9、18 日後の換水時及び 2、11、21 日後の換水前において、それぞれ設定濃度の 109~120%及び 115~123%であった。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 21 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 29,300 µg Sb/L であった。

### 3) 魚 類

Takayanagi<sup>1)-61468</sup> は、米国 ASTM の試験方法 (E729-96, 1998) に準拠して、マダイ *Pagrus major* の急性毒性試験を実施した。被験物質には五塩化アンチモン (V) が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度の範囲は 0.40~1.06 mg Sb/L であった。試験用水には、活性炭処理した塩分 33.7 の濾過海水が用いられた。96 時間半数致死濃度 (LC<sub>50</sub>) は、設定濃度に基づき 930 µg Sb/L であった。

### 4) その他の生物

Duester<sup>ら 1)-152265</sup> は、国際標準化機構の試験方法 (ISO 20079) に準拠し、コウキクサ *Lemna minor* の生長阻害試験を実施した。被験物質としてヘキサヒドロキソアンチモン (V) 酸カリウムが用いられた。試験は止水式で行われ、試験培地には改変Steinberg培地 (硬度約230 mg/L、CaCO<sub>3</sub> 換算) が用いられた。最高濃度区においても影響は見られず、速度法による7日間半数影響濃度 (EC<sub>50</sub>) は、実測濃度に基づき 219,000 µg Sb/L 超とされた。

#### (2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

3 価アンチモンと 5 価アンチモンのそれぞれを対象として、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。

#### 【3 価アンチモン】

##### 急性毒性値

藻 類	<i>Isochrysis galbana</i>	72 時間 EC <sub>50</sub> (生長阻害)	7,900 µg Sb/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC <sub>50</sub> (遊泳阻害)	2,510 µg Sb/L
魚 類	<i>Pagrus major</i>	96 時間 LC <sub>50</sub>	12,400 µg Sb/L
その他	<i>Chlorohydra viridissima</i>	96 時間 LC <sub>50</sub>	1,770 µg Sb/L

アセスメント係数：100 [3 生物群（藻類、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最も小さい毒性値（甲殻類の 2,510 µg Sb/L）をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 25 µg Sb/L が得られた。

#### 慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	2,110 µg Sb/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	1,740 µg Sb/L

アセスメント係数：100 [2 生物群（藻類及び甲殻類）の信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、小さい方の値（甲殻類の 1,740 µg Sb/L）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 17 µg Sb/L が得られた。

### 【5 価アンチモン】

#### 急性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 EC <sub>50</sub> (生長阻害)	111,000 µg Sb/L 超
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC <sub>50</sub> (遊泳阻害)	110,000 µg Sb/L 超
魚類	<i>Pagrus major</i>	96 時間 LC <sub>50</sub>	930 µg Sb/L
その他	<i>Lemna minor</i>	7 日間 EC <sub>50</sub> (生長阻害)	219,000 µg Sb/L 超

アセスメント係数：100 [3 生物群（藻類、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最も小さい値（魚類の 930 µg Sb/L）をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 9.3 µg Sb/L が得られた。

#### 慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	111,000 µg Sb/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	29,300 µg Sb/L

アセスメント係数：100 [2 生物群（藻類及び甲殻類）の信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、小さい方（甲殻類の 29,300 µg Sb/L）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 290 µg Sb/L が得られた。

したがって、本評価における PNEC としては、より生態影響が大きいと考えられる 5 価アンチモンの 9.3 µg Sb/L を採用する。

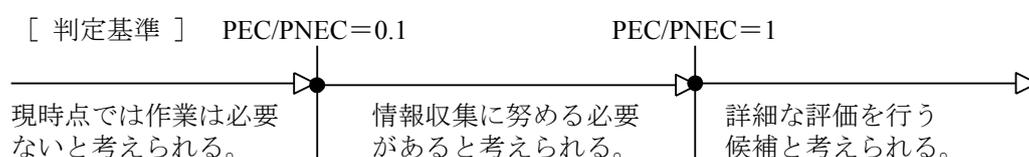
## (3) 生態リスクの初期評価結果

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	10 $\mu\text{g Sb/L}$ 未満 (2014)	42 $\mu\text{g Sb/L}$ (2013)	9.3 $\mu\text{g Sb/L}$	5
公共用水域・海水	5 $\mu\text{g Sb/L}$ 未満程度 (2012)	0.8 $\mu\text{g Sb/L}$ 程度 (2012)		0.08

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、平均濃度でみると淡水域で 10  $\mu\text{g Sb/L}$  未満、海水域で 5  $\mu\text{g Sb/L}$  未満程度であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域で 42  $\mu\text{g Sb/L}$ 、海水域で 0.8  $\mu\text{g Sb/L}$  程度であった。なお、得られた環境中濃度は化学形態別ではなく、全アンチモンとしての濃度である。

環境中のアンチモン濃度が全て 5 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、淡水域で 5、海水域で 0.08 となるため、本物質は詳細な評価を行う候補であると考えられる。

なお、PNEC の算出に用いた 5 価アンチモンでは、魚類の信頼できる毒性値が海産魚類のメダカと淡水魚類のメダカで大きく異なっていることから、今後は水域別 (淡水域と海水域等) 評価の実施等の検討を進める必要があると考えられる。

## 5. 引用文献等

## (1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省 (2012) : 化学物質ファクトシート -2012 年版-,  
(<http://www.env.go.jp/chemi/communication/factsheet.html>).
- 2) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Sodium antimonate.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.8 現在).
- 3) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Antimony trichloride.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.7 現在).
- 4) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Diantimony pentoxide.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.10 現在).
- 5) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Sodium hexahydroxoantimonate. (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.7 現在).
- 6) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Antimony sulphide.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.10 現在).
- 7) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人.
- 8) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Antimony.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.7 現在).
- 9) 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ック.
- 10) 越後谷悦郎ら 監訳 (1986) : 実用化学辞典 朝倉書店.
- 11) 化学大辞典編集委員 (1963) : 化学大辞典(縮刷版)7 共立出版.
- 12) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 13) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry.
- 14) Sidney L. Phillips (1997) : Properties of Inorganic Compounds: Version 2.0, Boca Raton, CRC Press. (CD-ROM).
- 15) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Diantimony trioxide.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.6.13 現在).
- 16) OECD High Production Volume Chemicals Program (2008) : SIDS Initial Assessment Profile,Diantimony trioxide.
- 17) Lide, D.R. (ed.). CRC Handbook of Chemistry and Physics. 75th ed. Boca Raton, Fl: CRC Press Inc., 1994-1995.:4-40 [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2016.10.6 現在)].
- 18) 経済産業公報(2002.11.8).
- 19) アンチモン及びその化合物[ヘキサヒドロキソアンチモン(V)酸ナトリウム (被験物質番号 K-1245) にて実験実施]のコイにおける濃縮度試験最終報告書.化審法データベース (J-CHECK).
- 20) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2016.8.17 現在).

- 21) OECD High Production Volume Chemicals Program (2009) : SIDS Initial Assessment Profile, Diantimony trioxide.
- 22) 田中茂、中村優 (1993) : 多摩川水系における有機金属化合物の化学形態及び濃度分布とその生成機構に関する研究, (財)とうきゅう環境浄化財団学術研究成果報告書.
- 23) 西川雅高、伊藤雅喜、松尾喜義 : 29 規制項目等有害元素による地下水高濃度汚染実態解明と修復技術に関する研究, 平成 15 年度環境保全研究発表会, (<http://www.env.go.jp/policy/digest/h15/pdf/029.pdf>).
- 24) Satoshi Asaoka, Yoshio Takahashi, Yusuke Araki, Masaharu Tanimizu (2012) : Comparison of antimony and arsenic behavior in an Ichinokawa River water -sediment system. *Chemical Geology*. 334:1-8.
- 25) 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2015) : 鉱物資源マテリアルフロー2015 アンチモン (Sb) .
- 26) 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](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html), 2016.06.29 現在).
- 27) 経済産業省 (2003) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成 13 年度実績)の確報値, ([http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/new\\_page/10/2.htm](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/new_page/10/2.htm), 2005.10.2 現在). 経済産業省 (2007) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成 16 年度実績)の確報値, ([http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html), 2007.4.6 現在). ; 経済産業省(2009) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 19 年度実績) の確報値, ([http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/kakuhou19.html](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html), 2009.12.28 現在).
- 28) 化学工業日報社(2007) : 15107 の化学商品 ; 化学工業日報社(2008) : 15308 の化学商品 ; 化学工業日報社(2009) : 15509 の化学商品 ; 化学工業日報社(2010) : 15710 の化学商品 ; 化学工業日報社(2011) : 15911 の化学商品 ; 化学工業日報社(2012) : 16112 の化学商品 ; 化学工業日報社(2013) : 16313 の化学商品 ; 化学工業日報社(2014) : 16514 の化学商品 ; 化学工業日報社(2015) : 16615 の化学商品 ; 化学工業日報社(2016) : 16716 の化学商品.
- 29) 財務省 : 貿易統計, (<http://www.customs.go.jp/toukei/info/> , 2016.6.29 現在).
- 30) 化学工業日報社(2016) : 16716 の化学商品.
- 31) 農林水産省(2007) : 飼料及び飼料添加物の成分規格等に関する省令.
- 32) シーエムシー出版 (2007) : 2008 年版ファインケミカル年鑑 : 363-366.
- 33) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1992) : Toxicological Profile for Antimony and Compounds. (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>, 2007.6.20 現在).

## (2) 曝露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2016) : 平成 26 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 1 1 条に基づき開示する個別事業所データ.
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2016) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計表 3-1 全国,  
([http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/law/prtr/h26kohyo/shukeikekka\\_csv.html](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h26kohyo/shukeikekka_csv.html), 2016.3.4 現在).
- 3) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2016) : 平成 26 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法の詳細.  
(<https://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH26/syosai.html>, 2016.3.4 現在).
- 4) Jerome O. Nriagu, Jozef M. Pacyna (1988) : Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333:134-139.
- 5) 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.
- 6) 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.
- 7) 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.
- 8) 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.
- 9) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2016) : 平成 26 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 10) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2015) : 平成 25 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 11) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2014) : 平成 24 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 12) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2013) : 平成 23 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 13) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2012) : 平成 22 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 14) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2011) : 平成 21 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果) .
- 15) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2009) : 平成 20 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果) .
- 16) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2008) : 平成 19 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について.
- 17) 環境省水・大気環境局大気環境課 (2007) : 平成 18 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について.

- 18) (社)日本水道協会 (2016) : 平成 26 年度水道統計 水質編 第 97-2 号.
- 19) (社)日本水道協会 (2015) : 平成 25 年度水道統計 水質編 第 96-2 号.
- 20) (社)日本水道協会 (2014) : 平成 24 年度水道統計 水質編 第 95-2 号.
- 21) (社)日本水道協会 (2013) : 平成 23 年度水道統計 水質編 第 94-2 号.
- 22) (社)日本水道協会 (2012) : 平成 22 年度水道統計 水質編 第 93-2 号.
- 23) (社)日本水道協会 (2011) : 平成 21 年度水道統計 水質編 第 92-2 号.
- 24) (社)日本水道協会 (2010) : 平成 20 年度水道統計 水質編 第 91-2 号.
- 25) (社)日本水道協会 (2009) : 平成 19 年度水道統計 水質編 第 90-2 号.
- 26) (社)日本水道協会 (2008) : 平成 18 年度水道統計 水質編 第 89-2 号.
- 27) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 26 年度地下水質測定結果.
- 28) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 25 年度地下水質測定結果.
- 29) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 24 年度地下水質測定結果.
- 30) 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 23 年度地下水質測定結果.
- 31) 環境省水・大気環境局 (2012) : 平成 22 年度地下水質測定結果.
- 32) 環境省水・大気環境局 (2011) : 平成 21 年度地下水質測定結果.
- 33) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度地下水質測定結果.
- 34) 環境省水・大気環境局 (2008) : 平成 19 年度地下水質測定結果.
- 35) 環境省水・大気環境局 (2007) : 平成 18 年度地下水質測定結果.
- 36) 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.
- 37) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 26 年度公共用水域水質測定結果.
- 38) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 25 年度公共用水域水質測定結果.
- 39) 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 24 年度公共用水域水質測定結果.
- 40) 環境省水・大気環境局 (2012) : 平成 23 年度公共用水域水質測定結果.
- 41) 環境省水・大気環境局 (2011) : 平成 22 年度公共用水域水質測定結果.
- 42) 環境省水・大気環境局 (2010) : 平成 21 年度公共用水域水質測定結果.
- 43) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度公共用水域水質測定結果.
- 44) 環境省水・大気環境局水環境課 (2008) : 平成 19 年度公共用水域水質測定結果.
- 45) 環境省水・大気環境局水環境課 (2007) : 平成 18 年度公共用水域水質測定結果.
- 46) 山守英朋、渡辺正敏 (2010) : 名古屋市内水域における底質中の重金属の経年変動. *名古屋市環境科学研究所報*. 39:63-116.
- 47) Koichi Ohno, Kohei Ishikawa, Yuki Kurosawa, Yoshihiro Matsui, Taku Matsushita, Yasumoto Magara (2010) : Exposure assessment of metal intakes from drinking water relative to those from total diet in Japan. *Water Sci. Technol.* 62(11):2694-2701.
- 48) 経済産業省 (2016) : 経済産業省一低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy, Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.3.2.1.
- 49) 鈴木規之ら (2003) : 環境動態モデル用河道構造データベース. 国立環境研究所研究報告 第 179 号 R-179 (CD)-2003.

## (3) 健康リスクの初期評価

- 1) Bailly R, Lauwerys R, Buchet JP, Mahieu P, Konings J. (1991): Experimental and human studies on antimony metabolism: their relevance for the biological monitoring of workers exposed to inorganic antimony. *Br J Ind Med.* 48: 93-97.
- 2) Gross P, Brown JH, Westrick ML, Srsic RP, Butler NL, Hatch TF. (1955): Toxicologic study of calcium halophosphate phosphors and antimony trioxide. I. Acute and chronic toxicity and some pharmacologic aspects. *AMA Arch Ind Health.* 11: 473-478.
- 3) Newton PE, Bolte HF, Daly IW, Pillsbury BD, Terrill JB, Drew RT, Ben-Dyke R, Sheldon AW, Rubin LF. (1994): Subchronic and chronic inhalation toxicity of antimony trioxide in the rat. *Fundam Appl Toxicol.* 22: 561-576.
- 4) Leffler P, Gerhardsson L, Brune D, Nordberg GF. (1984): Lung retention of antimony and arsenic in hamsters after the intratracheal instillation of industrial dust. *Scand J Work Environ Health.* 10: 245-251.
- 5) Felicetti SA, Thomas RG, McClellan RO. (1974): Metabolism of two valence states of inhaled antimony in hamsters. *Am Ind Hyg Assoc J.* 35: 292-300.
- 6) Thomas RG, Felicetti SW, Lucchino RV, McClellan RO. (1973): Retention patterns of antimony in mice following inhalation of particles formed at different temperatures. *Proc Soc Exp Biol Med.* 144: 544-550.
- 7) Lauwers LF, Roelants A, Rosseel PM, Heyndrickx B, Baute L. (1990): Oral antimony intoxications in man. *Crit Care Med.* 18: 324-326.
- 8) Garg SP, Singh IS, Sharma RC. (2003): Long term lung retention studies of <sup>125</sup>Sb aerosols in humans. *Health Phys.* 84: 457-468.
- 9) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database.
- 10) IPCS (2006): International Chemical Safety Cards. 0775. Antimony.
- 11) IPCS (2013): International Chemical Safety Cards. 0012. Antimony trioxide.
- 12) IPCS (2004): International Chemical Safety Cards. 1224. Antimony trichloride.
- 13) Hext PM, Pinto PJ, Rimmel BA. (1999): Subchronic feeding study of antimony trioxide in rats. *J Appl Toxicol.* 19: 205-209.
- 14) 砂川真治 (1981): アンチモン中毒に関する実験的研究. *医学研究* 51: 129-142.
- 15) NTP (1992): NTP report on the toxicity studies of antimony potassium tartrate in F344/N rats and B6C3F<sub>1</sub> mice (drinking water and intraperitoneal injection studies). NTP TOX 11.
- 16) Poon R, Chu I, Lecavalier P, Valli VE, Foster W, Gupta S, Thomas B. (1998): Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. *Food Chem Toxicol.* 36: 21-35.
- 17) Lynch BS, Capen CC, Nestmann ER, Veenstra G, Deyo JA. (1999): Review of subchronic/chronic toxicity of antimony potassium tartrate. *Regul Toxicol Pharmacol.* 30: 9-17.
- 18) Schroeder HA, Mitchener M, Nason AP. (1970): Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats: life term studies. *J Nutr.* 100: 59-68.

- 19) Schroeder HA, Mitchener M, Balassa JJ, Kanisawa M, Nason AP. (1968): Zirconium, niobium, antimony and fluorine in mice: effects on growth, survival and tissue levels. *J Nutr.* 95: 95-101.
- 20) Watt WD. (1983): Chronic inhalation toxicity of antimony trioxide: Validation of the Threshold Limit Value. Detroit, MI. Wayne State University, PhD Thesis. Cited in: IARC (1989): Antimony trioxide and antimony trisulfide. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 47. Some organic solvents, resin monomers and related compounds, pigments and occupational exposures in paint manufacture and painting.
- 21) NTP (2016): NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of antimony trioxide (CAS No. 1309-64-4) in Wistar Han [CrI:WI (Han)] rats and B6C3F<sub>1</sub>/N mice (inhalation studies). NTP TR 590. Draft.
- 22) Omura M, Tanaka A, Hirata M, Inoue N. (2002): Testicular toxicity evaluation of two antimony compounds, antimony trioxide and antimony potassium tartrate, in rats and mice. *Environ Health Prev Med.* 7: 15-18.
- 23) Newton PE, Schroeder RE, Zwick L, Serex T. (2004): Inhalation developmental toxicity studies in rats with antimony trioxide (Sb<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). *Toxicologist.* 78: 38.
- 24) Grin' NV, Govorunova NN, Bessemrnyĭ AN, Pavlovich LV. (1987): Embryotoxic action of antimony oxide in an experiment. *Gig Sanit.* (10): 85-86. (in Russian).
- 25) White GP Jr, Mathias CG, Davin JS. (1993): Dermatitis in workers exposed to antimony in a melting process. *J Occup Med.* 35: 392-395.
- 26) Motolese A, Truzzi M, Giannini A, Seidenari S. (1993): Contact dermatitis and contact sensitization among enamellers and decorators in the ceramics industry. *Contact Dermatitis.* 28: 59-62.
- 27) Potkonjak V, Pavlovich M. (1983): Antimoniosis: a particular form of pneumoconiosis. I. Etiology, clinical and X-ray findings. *Int Arch Occup Environ Health.* 51: 199-207.
- 28) Beliaeva AP. (1967): The effect of antimony on the generative function. *Gig Tr Prof Zabol.* 11:32-37. (in Russian).
- 29) Kuroda K, Endo G, Okamoto A, Yoo YS, Horiguchi S. (1991): Genotoxicity of beryllium, gallium and antimony in short-term assays. *Mutat Res.* 264: 163-170.
- 30) Elliott BM, Mackay JM, Clay P, Ashby J. (1998): An assessment of the genetic toxicology of antimony trioxide. *Mutat Res.* 415: 109-117.
- 31) Kanematsu N, Hara M, Kada T. (1980): Rec assay and mutagenicity studies on metal compounds. *Mutat Res.* 77: 109-116.
- 32) Gebel T, Christensen S, Dunkelberg H. (1997): Comparative and environmental genotoxicity of antimony and arsenic. *Anticancer Res.* 17: 2603-2607.
- 33) Yamamoto A, Kohyama Y, Hanawa T. (2001): Mutagenicity evaluation of forty-one metal salts by the umu test. *J Biomed Mater Res.* 59: 176-183.
- 34) Gebel T, Birkenkamp P, Luthin S, Dunkelberg H. (1998): Arsenic(III), but not antimony(III), induces DNA-protein crosslinks. *Anticancer Res.* 18: 4253-4257.
- 35) Huang H, Shu SC, Shih JH, Kuo CJ, Chiu ID. (1998): Antimony trichloride induces DNA damage and apoptosis in mammalian cells. *Toxicology.* 129: 113-123.

- 36) Schaumlöffel N, Gebel T. (1998): Heterogeneity of the DNA damage provoked by antimony and arsenic. *Mutagenesis*. 13: 281-286.
- 37) Lantzsch H, Gebel T. (1997): Genotoxicity of selected metal compounds in the SOS chromotest. *Mutat Res*. 389: 191-197.
- 38) Zeiger E, Anderson B, Haworth S, Lawlor T, Mortelmans K. (1992): *Salmonella* mutagenicity tests: V. Results from the testing of 311 chemicals. *Environ Mol Mutagen*. 19(Suppl. 21): 2-141.
- 39) Gurnani N, Sharma A, Talukder G. (1992): Comparison of the clastogenic effects of antimony trioxide on mice *in vivo* following acute and chronic exposure. *Biometals*. 5: 47-50.
- 40) Cavallo D, Iavicoli I, Setini A, Marinaccio A, Perniconi B, Carelli G, Iavicoli S. (2002): Genotoxic risk and oxidative DNA damage in workers exposed to antimony trioxide. *Environ Mol Mutagen*. 40: 184-189.
- 41) Groth DH, Stettler LE, Burg JR, Busey WM, Grant GC, Wong L. (1986): Carcinogenic effects of antimony trioxide and antimony ore concentrate in rats. *J Toxicol Environ Health*. 18: 607-626.
- 42) Gerhardsson L, Brune D, Nordberg GF, Wester PO. (1982): Antimony in lung, liver and kidney tissue from deceased smelter workers. *Scand J Work Environ Health*. 8: 201-208.
- 43) Jones RD. (1994): Survey of antimony workers: mortality 1961-1992. *Occup Environ Med*. 51: 772-776.
- 44) Schnorr TM, Steenland K, Thun MJ, Rinsky RA. (1995): Mortality in a cohort of antimony smelter workers. *Am J Ind Med*. 27: 759-770.
- 45) 環境省水・大気環境局 (2015): 平成 26 年度公共用水域水質測定結果.
- 46) 環境省水・大気環境局 (2014): 平成 25 年度公共用水域水質測定結果.
- 47) 環境省水・大気環境局 (2013): 平成 24 年度公共用水域水質測定結果.
- 48) 環境省水・大気環境局 (2012): 平成 23 年度公共用水域水質測定結果.
- 49) 環境省水・大気環境局 (2011): 平成 22 年度公共用水域水質測定結果.
- 50) 環境省水・大気環境局 (2010): 平成 21 年度公共用水域水質測定結果.
- 51) 環境省水・大気環境局 (2009): 平成 20 年度公共用水域水質測定結果.
- 52) 環境省水・大気環境局水環境課 (2008): 平成 19 年度公共用水域水質測定結果.
- 53) 環境省水・大気環境局水環境課 (2007): 平成 18 年度公共用水域水質測定結果.
- 54) 環境省水・大気環境局水環境課 (2006): 平成 17 年度公共用水域水質測定結果.
- 55) 環境省水・大気環境局水環境課 (2005): 平成 16 年度公共用水域水質測定結果.
- 56) 環境省水・大気環境局 (2015): 平成 26 年度地下水質測定結果.
- 57) 環境省水・大気環境局 (2014): 平成 25 年度地下水質測定結果.
- 58) 環境省水・大気環境局 (2013): 平成 24 年度地下水質測定結果.
- 59) 環境省水・大気環境局 (2012): 平成 23 年度地下水質測定結果.
- 60) 環境省水・大気環境局 (2011): 平成 22 年度地下水質測定結果.
- 61) 環境省水・大気環境局 (2010): 平成 21 年度地下水質測定結果.
- 62) 環境省水・大気環境局 (2009): 平成 20 年度地下水質測定結果.
- 63) 環境省水・大気環境局 (2008): 平成 19 年度地下水質測定結果.
- 64) 環境省水・大気環境局 (2007): 平成 18 年度地下水質測定結果.
- 65) 環境省水・大気環境局 (2006): 平成 17 年度地下水質測定結果.

66) 環境省水・大気環境局 (2005): 平成 16 年度地下水質測定結果.

#### (4) 生態リスクの初期評価

##### 1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 2042 : Tarzwell, C.M., and C. Henderson (1960): Toxicity of Less Common Metals to Fishes. *Ind.Wastes* 5:12.
- 3437 : Williams, P.L., and D.B. Dusenbery (1990): Aquatic Toxicity Testing Using the Nematode, *Caenorhabditis elegans*. *Environ.Toxicol.Chem.* 9(10):1285-1290.
- 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.
- 5718 : Bringmann, G., and R. Kühn (1977): Results of the Damaging Effect of Water Pollutants on *Daphnia magna* (Befunde der Schadwirkung Wassergefährdender Stoffe Gegen *Daphnia magna*). *Z.Wasser-Abwasser-Forsch.* 10(5):161-166.
- 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.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 32(5):565-569.
- 16142 : Sauvant, M.P., D. Pepin, J. Bohatier, and C.A. Groliere (1995): Microplate Technique for Screening and Assessing Cytotoxicity of Xenobiotics with *Tetrahymena pyriformis*. *Ecotoxicol.EnvIRON.Saf.* 32(2):159-165.
- 19302 : Lin, H.C., and P.P. Hwang (1998): Acute and Chronic Effects of Antimony Chloride (SbCl<sub>3</sub>) on Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) Larvae. *Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 61(1):129-134.
- 61178 : Brooke,L.T., D.J. Call, S.H. Poirier, C.A. Lindberg, and T.P. Markee (1986): Acute Toxicity of Antimony III to Several Species of Freshwater Organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, WI:12 p.
- 61468 : Takayanagi,K. (2001): Acute Toxicity of Waterborne Se(IV), Se(VI), Sb(III), and Sb(V) on Red Seabream (*Pargus major*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*66(6): 808-813.
- 83925 : Syracuse Research Corporation (2000): Results of Continuous Exposure of Fathead Minnow Embryo to 21 Priority Pollutants. EPA/OTS Doc.#40-7848049 :46 p. (NTIS/OTS 0511060).
- 98033 : Chen,L.H., and J.L. Yang (2007): Acute Toxicity of Antimony Chloride and Its Effects on Oxygen Consumption of Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*78(6): 459-462.
- 102702 : Satoh, A., L.Q. Vudikaria, N. Kurano, and S. Miyachi (2005): Evaluation of the Sensitivity of Marine Microalgal Strains to the Heavy Metals, Cu, As, Sb, Pb and Cd. *Environ.Int.* 31(5):713-722.

- 152265 : Duester,L., H.G. Van Der Geest, S. Moelleken, A.V. Hirner, and K. Kueppers (2011): Comparative Phytotoxicity of Methylated and Inorganic Arsenic- and Antimony Species to *Lemna minor*, *Wolffia arrhiza* and *Selenastrum capricornutum*. *Microchem. J.*97(1): 30-37.
- 157895 : Yang,J.L., T.J. Hu, and H.Y. Lee (2010): Sublethal Antimony (III) Exposure of Freshwater Swamp Shrimp (*Macrobrachium nipponense*): Effects on Oxygen Consumption and Hepatopancreatic Histology. *J. Water Resour. Prot.*2(1): 42-47.
- 2) 環境省 (2008) : 平成 19 年度 生態影響試験
- 3) その他
- 2015142 : Waaijers, S.L., J. Hartmann, A.M. Soeter, R. Helmus, S.A.E. Kools, P. de Voogt, W. Admiraal, J.R. Parsons and M.H.S. Kraak (2013) : Toxicity of new generation flame retardants to *Daphnia magna*. *Sci. Total Environ.*, 463-464 : 1042-1048.
- 2015143 : Yang, J.L (2014): Comparative Acute Toxicity of Gallium(III), Antimony(III), Indium(III), Cadmium(II), and Copper(II) on Freshwater Swamp Shrimp (*Macrobrachium nipponense*). *Biol Res.*47 : 13.
- 2015144 : Okamoto A., M. Yamamuro and N. Tatarazako (2015): Acute Toxicity of 50 Metals to *Daphnia magna*. *Journal of Applied Toxicology*, 35(7) : 824-830.
- 4) European Chemicals Agency : Information on Registered Substance, Antimony.  
(<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2016.2.4 現在)
1. Read across Subs Key Toxicity to aquatic algae and cyanobacteria 009 (2004).
  2. Read across Subs Supporting Toxicity to aquatic algae and cyanobacteria 014 (2001).
  3. Read across Subs Key Long-term toxicity to aquatic invertebrates 002 (2003).
  4. Read across Subs Supporting Short-term toxicity to aquatic invertebrates 035 (1990).
  5. Read across Subs Supporting Short-term toxicity to aquatic invertebrates 038 (1990).
  6. Read across Subs Key toxicity to aquatic plants other than algae 003 (1986).