

### [3] 銀及びその化合物

本物質のナノ材料についての評価は、別途検討が行われているため、本初期評価の対象としていない。

#### 1. 物質に関する基本的事項

##### (1) 分子式・分子量・構造式

###### 1) 銀

物質名：銀
CAS 番号：7440-22-4
化管法政令番号：1-82（銀及びその水溶性化合物）
RTECS 番号：VW3500000
元素記号：Ag
原子量：107.87
換算係数：1ppm= 4.41 mg/m <sup>3</sup> (気体、25°C)

主な銀化合物は以下の通りである。

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)	塩化銀 (I)	7783-90-6	1-4	VW3563000	143.32	AgCl
3)	酸化銀 (I)	20667-12-3	1-9	VW4900000	231.74	Ag <sub>2</sub> O
4)	臭化銀 (I)	7785-23-1	1-2	—	187.77	AgBr
5)	硝酸銀 (I)	7761-88-8	1-8	VW4725000	169.87	AgNO <sub>3</sub>
6)	ヨウ化銀 (I)	7783-96-2	1-7	VW4450000	234.77	AgI
7)	硫化銀 (I)	21548-73-2	1-1019	—	247.80	Ag <sub>2</sub> S

(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

銀および銀化合物の性状は以下の通りである。

No.	化学式	性状
1)	Ag	常温で白色の、展延性に富む金属 <sup>1)</sup>
2)	AgCl	白色の微結晶 <sup>2)</sup>
3)	Ag <sub>2</sub> O	褐色ないし黒色の粉末 <sup>2)</sup>
4)	AgBr	淡黄色粉末 <sup>2)</sup>
5)	AgNO <sub>3</sub>	常温で無色の固体 <sup>1)</sup>
6)	AgI	黄色の結晶性粉末 <sup>2)</sup>
7)	Ag <sub>2</sub> S	黒色の粉末または灰黒色の結晶 <sup>3)</sup>

No.	化学式	融点	沸点	密度
1)	Ag	961.78°C <sup>4)</sup> 、960.5°C <sup>5)</sup> 、 961.93°C <sup>6)</sup>	2,162°C (760mmHg) <sup>4)</sup> 、 ~2,000°C <sup>5)</sup> 、2,212°C <sup>6)</sup>	10.5 g/cm <sup>3</sup> <sup>4)</sup> 、 10.49 g/cm <sup>3</sup> (15°C) <sup>5)</sup> 、 10.43 g/cm <sup>3</sup> <sup>6)</sup>
2)	AgCl	455°C <sup>4), 5), 6)</sup>	1,547°C (760mmHg) <sup>4)</sup> 、 1,547°C <sup>6)</sup> 、1550°C <sup>5)</sup>	5.56 g/cm <sup>3</sup> <sup>4), 5), 6)</sup>
3)	Ag <sub>2</sub> O	200°C (分解) <sup>5)</sup> 、 300°C (分解) <sup>6)</sup>		7.2 g/cm <sup>3</sup> <sup>4), 6)</sup>
4)	AgBr	430°C <sup>4)</sup> 、432°C <sup>5), 6)</sup> 、	1,502°C (760mmHg) <sup>4)</sup> 、 1,502°C <sup>6)</sup> 、	6.47 g/cm <sup>3</sup> <sup>4), 5), 6)</sup>
5)	AgNO <sub>3</sub>	210°C <sup>4)</sup> 、212°C <sup>5), 6)</sup>	440°C (760mmHg)(分 解) <sup>4)</sup> 、440°C(分解) <sup>5), 6)</sup>	4.35 g/cm <sup>3</sup> <sup>4)</sup> 、 4.352 g/cm <sup>3</sup> <sup>5), 6)</sup>
6)	AgI	558°C <sup>4), 6)</sup> 、552°C <sup>5)</sup>	1,506°C (760mmHg) <sup>4)</sup> 、 1,506°C <sup>6)</sup>	5.68 g/cm <sup>3</sup> <sup>4), 6)</sup> 、 5.67 g/cm <sup>3</sup> <sup>5)</sup>
7)	Ag <sub>2</sub> S	836°C <sup>4)</sup> 、845°C <sup>5)</sup> 、 825°C <sup>6)</sup>	分解する <sup>6)</sup>	7.23 g/cm <sup>3</sup> <sup>4)</sup> 、7.32 g/cm <sup>3</sup> <sup>6)</sup>

No.	化学式	蒸気圧	log Kow	解離定数
1)	Ag			
2)	AgCl			
3)	Ag <sub>2</sub> O			
4)	AgBr			
5)	AgNO <sub>3</sub>			
6)	AgI			
7)	Ag <sub>2</sub> S			

No.	化学式	水溶性(水溶解度)
1)	Ag	
2)	AgCl	1.9 mg/1,000g (25°C) <sup>4), 6)</sup> 、1.93 mg/L (25°C) <sup>5), 6)</sup>
3)	Ag <sub>2</sub> O	25 mg/1,000g <sup>4)</sup> 、13 mg/L (20°C) <sup>6)</sup>
4)	AgBr	0.14 mg/1,000g (25°C) <sup>4)</sup> 、0.135 mg/L <sup>5)</sup> 、0.135 mg/1,000g (25°C) <sup>6)</sup>
5)	AgNO <sub>3</sub>	2.34×10 <sup>6</sup> mg/1,000g (25°C) <sup>4)</sup> 、2.16×10 <sup>6</sup> mg/1,000g (25°C) <sup>5)</sup> 、7.07×10 <sup>5</sup> mg/1,000g (25°C) <sup>6)</sup>
6)	AgI	0.03 mg/1,000g <sup>4)</sup> 、0.03 mg/L <sup>5), 6)</sup>
7)	Ag <sub>2</sub> S	0.14 mg/L (20°C) <sup>7)</sup>

### (3) 環境運命に関する基礎的事項

硝酸銀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（難分解性ではあるが高濃縮性ではないと判断される物質<sup>8)</sup>）

生物濃縮係数(BCF)：

460（試験生物：コイ、試験期間：28日間、試験濃度：0.4 µg/L）<sup>9)</sup>

250（試験生物：コイ、試験期間：33日間、試験濃度：0.04 µg/L）<sup>9)</sup>

### ①大気

大気中には、硫化銀、硫酸銀 ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ )、炭酸銀 ( $\text{Ag}_2\text{CO}_3$ )、ハロゲン化銀及び金属銀の形態で排出されると考えられる<sup>10)</sup>。

### ②水域

淡水表層の銀は、硫化物・重炭酸塩、硫酸塩と一価のイオンとして、塩化物や硫酸塩との錯イオンの一部として、粒子状物質に吸着して存在する<sup>10)</sup>。

水中の銀は、低濃度では単純な水硫化物 ( $\text{AgSH}$ ) 又は単純な高分子化合物  $\text{HS-Ag-S-Ag-SH}$  として存在し、高濃度では硫化銀コロイドや多硫化錯体が形成される<sup>10)</sup>。

都心部近郊の高度に汚染された水中や天然有機物を高濃度に含有する水中では、主な溶存種は銀チオラート錯体の可能性がある<sup>10)</sup>。

米国の河川水では、総銀量の 53～71%が  $\text{Ag}^+$ 、28～45%が  $\text{AgCl}^0$ 、0.6～2.0%が  $\text{AgCl}_2^-$  との研究報告がある<sup>10),11)</sup>。

汽水や海水の塩分濃度が上昇すると、銀クロロ錯体 ( $\text{AgCl}^0$ 、 $\text{AgCl}_2^-$ 、 $\text{AgCl}_3^{2-}$ 、 $\text{AgCl}_4^{3-}$ ) の濃度が上昇する<sup>10)</sup>。海水の溶存種は、 $\text{AgCl}_2^-$  である<sup>12)</sup>。

東京湾の溶存態銀濃度は、河川から湾口の塩分濃度とともに減少した報告がある<sup>13)</sup>。

### ③陸域

土壌中の銀は、不溶性の塩としての沈殿により、さらに有機物・粘土・マンガン及び鉄の酸化物による錯体形成又は吸着により大部分が不溶化する<sup>10)</sup>。

## (4) 製造輸入量及び用途

### ① 生産量・輸入量等

銀のマテリアルフローを図 1 に示す<sup>14)</sup>。

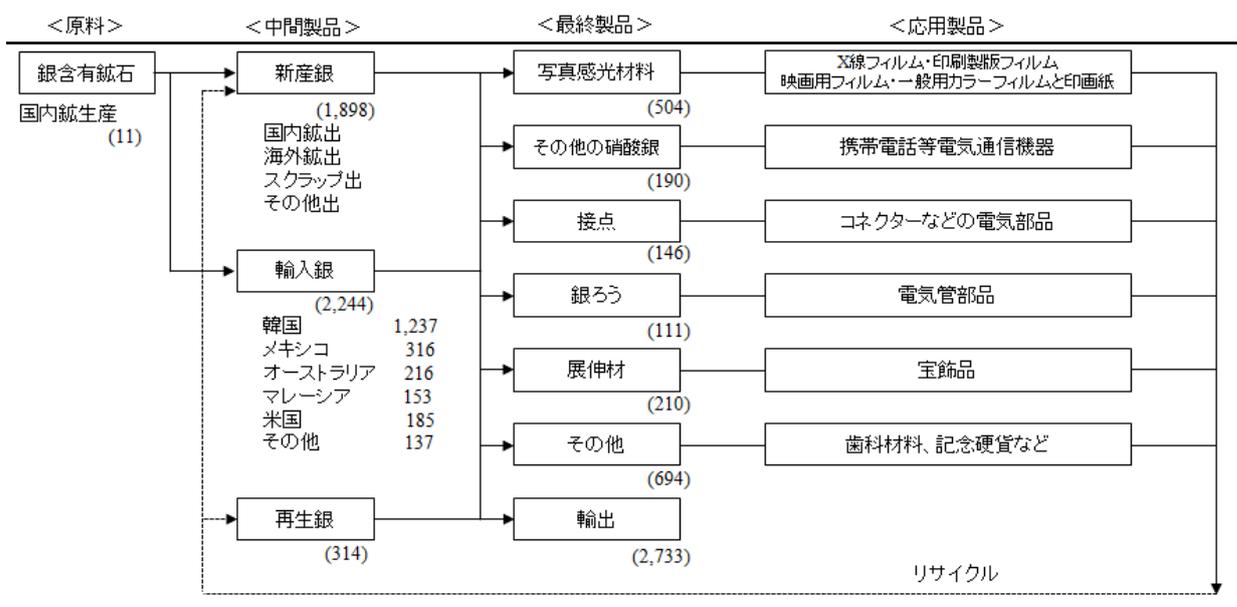


図1 銀のマテリアルフロー

銀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<sup>15)</sup>を表 1.1 に示す。

表 1.1 製造・輸入数量 (t)<sup>a)</sup> の推移

官報 公示整 理番号	官報公示名称	平成 (年度)					
		22	23	24	25	26	27
1-4	塩化銀	1,000 未満	X <sup>b)</sup>				
1-9	酸化銀	1,000 未満	1,000 未満	X <sup>b)</sup>	X <sup>b)</sup>	X <sup>b)</sup>	X <sup>b)</sup>
1-2	臭化銀	X <sup>b)</sup>					
1-8	硝酸銀	1,000 未満					
1-7	ヨウ化銀	X <sup>b)</sup>					
1-1019	硫化銀	— <sup>c)</sup>					

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

b) 届出業者が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。

銀の輸出量<sup>16)</sup>、輸入量<sup>16)</sup>の推移を表 1.2 に示す。

表 1.2 輸出量・輸入量の推移

平成（年）	19	20	21	22	23
輸出量 (t) <sup>a),b)</sup>	7,262	7,099	6,634	7,713	6,409
輸入量 (t) <sup>a),b)</sup>	4,173	4,447	2,994	4,198	3,625
平成（年）	24	25	26	27	28
輸出量 (t) <sup>a),b)</sup>	7,134	6,229	6,323	6,453	8,290
輸入量 (t) <sup>a),b)</sup>	2,371	2,262	1,941	1,887	2,232

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) 銀（金又は白金をめっきした銀を含むものとし、加工していないもの、一次製品及び粉状のものに限る）。

硝酸銀の輸出量<sup>16)</sup>、輸入量<sup>16)</sup>の推移を表 1.3 に示す。

表 1.3 輸出量・輸入量の推移

平成（年）	19	20	21	22	23
輸出量 (t) <sup>a)</sup>	6.3	5.451	2.459	5.481	5.42
輸入量 (t) <sup>a)</sup>	— <sup>b)</sup>	0.216	0.01	— <sup>b)</sup>	— <sup>b)</sup>
平成（年）	24	25	26	27	28
輸出量 (t) <sup>a)</sup>	4.705	4.519	3.683	6.386	3.955
輸入量 (t) <sup>a)</sup>	— <sup>b)</sup>	0.029	0.005	— <sup>b)</sup>	0.051

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。

銀及びその水溶性化合物としての化学物質排出把握管理促進法（化管法）における製造・輸入量区分は 100 t 以上である<sup>17)</sup>。

「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」によると硝酸銀の平成 16 年度における製造（出荷）及び輸入量は 1,000～10,000 t/年未満である<sup>18)</sup>。また OECD に報告している硝酸銀の生産量は 1,000～10,000 t/年未満である。

## ② 用途

銀は硝酸銀の原料として使われるほか、電気接点材料や銀ろうなどとして使われている<sup>1)</sup>。硝酸銀は写真感光材料や電気通信機器などに使われている<sup>1)</sup>。

銀は殺菌剤として浄水器の吸着材として使われている活性炭の表面にコーティングされているものがある<sup>19)</sup>。

金属銀は水耕栽培用や稲の種子浸漬用の殺菌剤<sup>20)</sup>である。

なお、ナノ材料としての銀＋無機微粒子は日用品、キッチン回り、食品密封容器など<sup>21)</sup>に、銀ナノ粒子は電子デバイスの接合・配線材料、積層セラミックコンデンサ、プリント配線板、半導体<sup>22)</sup>に使われている。

## (5) 環境施策上の位置付け

銀及びその水溶性化合物は、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:

82) に指定されている。

銀及びその化合物は、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。

銀及びその化合物は、生態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。銀は、水道水質基準の要検討項目に位置づけられている。

金属銀は、農薬取締法の登録農薬である。

## 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

銀及びその水溶性化合物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 27 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い。

表 2.1 平成 27 年度 PRTR データによる排出量及び移動量  
(銀及びその水溶性化合物)

	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	160	489	0	4,374	293	1,141	1,612	-	-	-	5,024	1,612	6,636

業種等別排出量(割合)

業種	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	移動量	合計
非鉄金属製造業	110 (68.3%)	459 (93.8%)	0	4,374 (100%)	37 (12.5%)	298 (26.1%)	5,083 (67.2%)
下水道業							361 (22.4%)
医療業							81 (5.0%)
高等教育機関							34 (2.1%)
化学工業	36 (22.6%)	5 (1.0%)	0	0	201 (68.7%)	215 (18.9%)	452 (6.7%)
電気機械器具製造業	13 (8.3%)	19 (3.9%)	0	0	25 (8.5%)	299 (26.2%)	341 (5.1%)
自然科学研究所							18 (1.1%)
精密機械器具製造業							11 (0.7%)
計量証明業							11 (0.7%)
金属製品製造業	0.3 (0.2%)	7 (1.3%)	0	0	2 (0.8%)	23 (2.0%)	32 (0.5%)
その他の製造業							3 (0.2%)
機械修理業							3 (0.2%)
食料品製造業							2 (0.1%)
商品検査業							2 (0.1%)
輸送用機械器具製造業	1 (0.6%)	0	0	0	0	4 (0.4%)	5 (0.1%)
鉄鋼業							0.9 (0.06%)
一般機械器具製造業	0	0	0	0	28 (9.5%)	28 (2.5%)	28 (0.4%)
飲料・たばこ・飼料製造業							0.5 (0.03%)
出版・印刷・同関連産業							0.5 (0.03%)
窯業・土石製品製造業	0	0	0	0	0	255 (22.3%)	255 (3.7%)
産業廃棄物処分業	0	0	0	0	0	47 (4.1%)	47 (0.7%)
パルプ・紙・紙加工品製造業	0	0	0	0	0	0.3 (0.03%)	0.3 (0.004%)

総排出量の構成比(%)	
届出	届出外
76%	24%

銀及びその水溶性化合物の平成 27 年度における環境中への総排出量は約 6.6 t となり、そのうち届出排出量は 5.0 t で全体の 76% であった。届出排出量のうち 0.16 t が大気、約 0.49 t が公共用水域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 4.4 t、下水道への移動量が約 0.29 t、廃棄物への移動量が約 1.1 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（68%）、化学工業（23%）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（94%）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を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	471
水域	1,790
土壌	0

なお、日本で年間廃棄される主要な小型家電 9 品目の基板に存在する銀は、23,629 kg/年と推計されている<sup>4)</sup>。1998 年製の使用済みパソコンに含まれる銀は、デスクトップ型の本体に 71 mg/kg、デスクトップ型の基板に 680 mg/kg、ノート型の基板に 1,000 mg/kg との報告がある<sup>5)</sup>。また、不燃ごみ粉碎残渣を王水（硝酸+塩酸）で抽出した結果、銀は平均 12 mg/kg との報告があるが、全含有量ではないことが指摘されている<sup>6)</sup>。

## (2) 媒体別分配割合の予測

環境中における銀の化学形態は明らかでないため、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、銀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、整理した調査結果は全銀濃度である。

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 Ag/m <sup>3</sup>	0.00012	0.00014	0.000062	0.0003	— <sup>c)</sup>	9/9	全国	2013	7)
	<b>0.00015</b>	0.00048	0.000015	<b>0.0033</b>	— <sup>c)</sup>	13/13	全国	2012	8)
	<0.00014	<0.00018	0.000028	0.00057	— <sup>c)</sup>	11/13	全国	2011	9)
	<0.00041	0.00043	<0.00031	0.00068	— <sup>c)</sup>	4/7	東京都、 大阪府	2010	10)
	0.00023	0.00023	0.00023	0.00023	— <sup>c)</sup>	1/1	青森県	2010	11)
	0.00031	0.00031	0.0003	0.00034	— <sup>c)</sup>	3/3	東京都	2009	12)

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
室内空気	0.000091	0.000091	0.000091	0.000091	— <sup>c)</sup>	1/1	青森県	2009	11)
	0.0011	0.0011	0.00094	0.0013	0.000003	2/2	東京都	2001	13)
	0.00024	0.00024	0.00022	0.00028	— <sup>c)</sup>	3/3	和歌山県	2001	14)
	0.0011	0.0011	0.00083	0.0014	— <sup>c)</sup>	2/2	東京都	2000	15)
食物 <sup>d)</sup>									
飲料水	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/17	大阪府	2010	16)
	<b>&lt;0.06</b>	<0.06	<0.06	<b>&lt;0.06</b>	0.06	0/23	全国	2009	17)
地下水									
土壌	— <sup>c)</sup>	0.10 <sup>e)</sup>	0.012 <sup>e)</sup>	0.45 <sup>e)</sup>	— <sup>c)</sup>	— <sup>c)</sup>	全国	— <sup>c)</sup>	18)
公共用水域・淡水	<b>0.004</b>	0.012	0.0009	<b>0.12</b>	0.0006	15/15	全国	2015	19)
公共用水域・海水	<b>0.0012</b>	0.0037	<0.0006	<b>0.017</b>	0.0006	4/6	全国	2015	19)
底質(公共用水域・淡水)									
底質(公共用水域・海水)									
魚類(公共用水域・淡水)									
魚類(公共用水域・海水)									

注：a) 最大値また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1都市で2011年に採取した食品による一日摂取量2.6 µg Ag/dayの報告がある<sup>20)</sup>。

e) 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。

#### (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 2.4)。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 15m<sup>3</sup>、2L、2,000g 及び 0.11g と仮定し、体重を 50kg 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	大気		
	一般環境大気	<b>0.00015 µg Ag/m<sup>3</sup>程度</b> (2012)	0.000045 µg Ag/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
均	水質		
	飲料水	0.06 µg Ag/L 未満程度 (2009)	<b>0.0024 µg Ag/kg/day 未満程度</b>
	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.004 µg Ag/L 程度 (2015)	<b>0.00016 µg Ag/kg/day 程度</b>

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
平 均	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 (0.10 µg Ag/g (算術平均値) の報告がある)	データは得られなかった (限られた地域 で 0.052 µg Ag/kg/day の報告がある) データは得られなかった (0.00022 µg Ag/kg/day の報告がある)
最 大 値	大気 一般環境大気 室内空気 水質 飲料水 地下水 公共用水域・淡水 食 物 土 壤	<b>0.0033 µg Ag/m<sup>3</sup>程度</b> (2012) データは得られなかった 0.06 µg Ag/L 未満程度 (2009) データは得られなかった 0.12 µg Ag/L 程度 (2015) 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 0.45 µg Ag/g 程度 (算術平均 値) )	0.00099 µg Ag/kg/day 程度 データは得られなかった <b>0.0024 µg Ag/kg/day 未満程度</b> データは得られなかった <b>0.0048 µg Ag/kg/day 程度</b> データは得られなかった (限られた地域 で 0.052 µg Ag/kg/day の報告がある) データは得られなかった (過去のデータ ではあるが 0.00099 µg Ag/kg/day 程度)

注：1) **太字**は、リスク評価に用いた全銀濃度に基づく曝露濃度（曝露量）を示す。

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 0.0033 µg Ag/m<sup>3</sup>程度となった。一方、化管法に基づく平成 27 年度の大気への届出排出量（銀及びその水溶性化合物として）をもとに、プルーム・パフモデル<sup>21)</sup>を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.017 µg Ag/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 Ag/kg/day)	予測最大曝露量 (µg Ag/kg/day)
大 気	一般環境大気	0.000045	0.00099
	室内空気		
水 質	飲料水	<b>&lt;0.0024</b>	<b>&lt;0.0024</b>
	地下水		
	公共用水域・淡水	<b>0.00016</b>	<b>0.0048</b>
食 物	参考値 <sup>a)</sup>	(0.052)	(0.052)
土 壤	参考値 <sup>b)</sup>	(0.00022)	(0.00099)
経口曝露量合計	飲料水	<b>&lt;0.0024</b>	<b>&lt;0.0024</b>
	公共用水域・淡水	<b>0.00016</b>	<b>0.0048</b>
	参考値 (飲料水+食物 <sup>a)</sup> +土壌 <sup>b)</sup> )	(0.052 + <0.0024)	(0.053 + <0.0024)
	参考値 (公共用水域・淡水 +食物 <sup>a)</sup> +土壌 <sup>b)</sup> )	(0.052)	(0.058)
総曝露量	一般環境大気 +飲料水	0.000045 + <0.0024	0.00099 + <0.0024

媒体		平均曝露量 (µg Ag/kg/day)	予測最大曝露量 (µg Ag/kg/day)
	一般環境大気 + 公共用水域・淡水	0.00021	0.0058
	参考値 (一般環境大気 + 飲料水+食物 <sup>a)</sup> + 土壌 <sup>b)</sup> )	(0.052 + <0.0024)	(0.054 + <0.0024)
	参考値 (一般環境大気 + 公共用水域・淡水 + 食物 <sup>a)</sup> +土壌 <sup>b)</sup> )	(0.052)	(0.059)

注：1) **太字**の数字は、リスク評価に用いた全銀濃度に基づく曝露量を示す。

2) 不等号 (<) を付した値は、曝露量の算出に用いた測定濃度が「検出下限値未満」とされたものであることを示す。

3) 括弧内の値は、調査時期や調査地域の観点から参考値としたものを示す。

a) 限られた地域を調査対象とした結果に基づく曝露量

b) 過去 (10 年以上前) の調査結果に基づく曝露量

経口曝露の予測最大曝露量は、表 2.5 に示すとおり、飲料水のデータから算定すると 0.0024 µg Ag/kg/day 未満程度であり、公共用水域・淡水のデータから算定すると 0.0048 µg Ag/kg/day 程度であった。一方、化管法に基づく平成 27 年度の公共用水域・淡水への届出排出量 (銀及びその水溶性化合物として) を全国河道構造データベース<sup>22)</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 2.6 µg Ag/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 0.10 µg Ag/kg/day となった。なお、推定した河川中濃度の最大値 (2.6 µg Ag/L) と公共用水域・淡水の最大値 (0.12 µg Ag/L) は、同一地点での値である。

また、限られた地域を調査対象とした食物のデータ及び土壌のデータに飲料水又は公共用水域・淡水のデータを加えた経口曝露量の参考値は、それぞれ 0.053 µg Ag/kg/day、0.058 µg Ag/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全銀濃度に基づいて設定すると、公共用水域の淡水域では 0.12 µg Ag/L 程度、同海水域では 0.017 µg Ag/L 程度となった。

化管法に基づく平成 27 年度の公共用水域・淡水への届出排出量 (銀及びその水溶性化合物として) を全国河道構造データベース<sup>22)</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 2.6 µg Ag/L となった。なお、推定した河川中濃度の最大値 (2.6 µg Ag/L) と公共用水域・淡水の最大値 (0.12 µg Ag/L) は、同一地点での値である。

表 2.6 公共用水域濃度

水域	平均	最大値
淡水	0.004 µg Ag/L 程度 (2015)	0.12 µg Ag/L 程度 (2015)
海水	0.0012 µg Ag/L 程度 (2015)	0.017 µg Ag/L 程度 (2015)

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

銀の放射性核種 ( $^{111m}\text{Ag}$ ) を硝酸銀として、ラット、マウス、サル、イヌに単回強制経口投与した結果、2 日間で投与した放射活性の 90~99% が糞尿中に排泄されたが、いずれもほぼすべてが糞中への排泄であった。一方、静脈内投与では2 日間でマウスは 82%、ラットは 71%、サルは 44%、イヌは 15% の放射活性を糞尿中に排泄し、ほぼすべてが糞中への排泄であった。ラット、マウスへの腹腔内投与では、2 日間でマウスは 88%、ラットは 77% を糞尿中に排泄し、ほぼすべてが糞中への排泄であった。経口投与後の体内の放射活性はラット、マウス、サルでは 1 週間以内に投与量の 1% 未満になったが、イヌでは 1 週間後も 6% 程度残留しており、腸内滞留時間が長い種であることとの関連が考えられた<sup>1)</sup>。

本物質の主要な排泄経路は糞中であるが、胆管を結紮することによって糞中排泄は 1/10 未満となったことから、本物質の糞中排泄には、本物質の腸肝循環による胆汁への排泄の寄与が大きい<sup>2)</sup>。

ラットに塩化銀又は硝酸銀の 0.1% 溶液を長期間経口投与し、組織の変色の程度によって銀の全身分布を調べた結果、多くの組織で強い沈着がみられ、そのなかでも腎臓の糸球体基底膜や尿管の血管壁、肝臓の門脈や肝静脈、脳の脈絡叢、眼の脈絡膜、甲状腺で著明であった<sup>3)</sup>。

イヌの気管内に挿管し、 $^{110m}\text{Ag}$  でラベルした銀のエアロゾル（空気動学的放射活性中央粒径 AMAD 0.5  $\mu\text{m}$ ）を 7~15 分間吸入させた結果、吸入量の 17% の銀が気道に沈着した。6 時間後の剖検では肺に 96.9%、肝臓に 2.4%、血液に 0.38% が分布しており、その他にも胆嚢及び胆汁に 0.14%、腸に 0.10%、腎臓に 0.06%、胃に 0.02% があったが、尿や膀胱からは不検出（0.003% 未満）であった。肺からの銀の消失は 3 相性で半減期はそれぞれ 1.7、8.4、40 日であった。肝臓からの消失は 2 相性で半減期はそれぞれ 9、40 日であり、第 1 相で 97%、第 2 相で 3% 排泄した。また、吸入した銀の約 90% が血液から肝臓、胆汁を経由して排泄されたと考えられた<sup>4)</sup>。

ヒトでは、 $^{111m}\text{Ag}$  でラベルした酢酸銀を経口投与して放射活性の残留を調べた結果、1、2、8、30 週間には投与量の 21、20、19、18.7% が残留していた<sup>5)</sup>。

実験用原子炉の事故で  $^{111m}\text{Ag}$  を吸入した労働者では、体内の放射活性の大部分が 1 日程度の半減期の第 1 相で肺から排出されたが、15% は 52 日の半減期の第 2 相でゆっくりと排泄され、そのほとんどが肝臓に局在していた。尿からの放射活性の検出は 54 日後もなかったが、糞からは 300 日後も検出された<sup>6)</sup>。

写真感光剤に使用する銀塩の製造工場で 0.001~0.1  $\text{mg Ag/m}^3$  の銀を曝露した労働者 37 人の血液、尿、糞に含まれる銀を調べた結果、血液で 80%、糞で 100%、銀が検出され、平均濃度は血液で 0.011  $\mu\text{g Ag/mL}$ 、糞で 15  $\mu\text{g Ag/g}$  であった。一方、尿からは 6% のみから検出され、その平均濃度は 0.009  $\mu\text{g Ag/g}$  であった。なお、非曝露の対照群 35 人の血液、尿からはすべて不検出であったが、糞からは 100% の検出率で平均 1.5  $\mu\text{g Ag/g}$  の銀が検出され、食事に由来するものと考えられた<sup>7)</sup>。

組織への銀沈着は不溶性銀塩（例えば塩化銀やリン酸銀）沈殿の結果であり、これらの不溶性銀塩は可溶性の銀スルフィドアルブミンへ変換され、RNA や DNA、タンパク質のアミノ基やカルボキシル基と結合して複合体を形成したり、あるいはアスコルビン酸やカテコール

アミンによって銀に還元される。銀皮症患者で紫外線を浴びた皮膚が青灰色～灰色に退色するのは光還元によって塩化銀が銀に還元されるためと考えられ、銀はその後、組織で酸化され、黒い硫化銀として結合する<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>

【銀】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	経口	LD	>10,000 mg Ag/kg
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	100 mg Ag/kg
モルモット	経口	LD	>5,000 mg Ag/kg
【銀（コロイド）】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	100 mg Ag/kg
ウサギ	静脈内	LDLo	49 mg Ag/kg
【硝酸銀】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	1,173 mg/kg
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	50 mg/kg
モルモット	経口	LD <sub>50</sub>	473 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	800 mg/kg
ウサギ	経口	LD <sub>50</sub>	800 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	20 mg/kg
【酸化銀】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	2,820 mg/kg
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	1,027 mg/kg
【塩化銀】			
動物種	経路		致死量、中毒量等
マウス	経口	LD	>10,000 mg/kg
モルモット	経口	LD	>5,000 mg/kg

大量の銀蒸気を吸入すると、肺水腫を伴う肺の損傷を引き起こすことがある<sup>10)</sup>。

硝酸銀は眼、皮膚、気道に対して腐食性を示し、経口摂取でも腐食性を示す。吸入すると咽頭痛、咳、灼熱感、息切れ、息苦しさ、唇や爪、皮膚のチアノーゼ、眩暈、頭痛、吐き気、錯乱、痙攣、意識喪失を生じ、経口摂取では腹痛、灼熱感、ショック/虚脱などの症状も加わる。皮膚に付くと痛み、発赤、皮膚熱傷、水疱を生じ、眼に入ると発赤、痛み、重度の熱傷、視力喪失を生じる<sup>11)</sup>。

ヒトの最小致死量として、銀（コロイド）の静脈内投与で 0.71 mg Ag/kg、硝酸銀の子宮内投与で 140 mg Ag/kg という報告があった<sup>9)</sup>。また、硝酸銀の経口摂取による致死量は約 10 g と見積もられているが、これは主に硝酸の腐食性が原因と考えられている<sup>12)</sup>。

## ② 中・長期毒性

ア) Wistar ラット雌 8 匹を 1 群とし、0、14 mg/kg/day の酢酸銀を 28 日間強制経口投与した結果、一般状態に影響はなかったが、14 mg/kg/day 群で体重増加の有意な抑制、血漿の ALP の有意な上昇と尿素の有意な低下を認めた。また、14 mg/kg/day 群で肝臓の絶対重量、胸腺の絶対及び相対重量の有意な減少を認めたが、いずれの器官・組織にも組織学的な影響はみられなかった<sup>13)</sup>。この結果から、LOAEL を 14 mg/kg/day (9 mg Ag/kg/day) とする。

イ) Sprague-Dawley 雄ラット 12 匹を 1 群とし、0、650、1,300、2,600 mg Ag/L の濃度で飲水に添加した硝酸銀を 60 週間投与する計画の予備試験では、2,600 mg Ag/L 群で飲水量の減少がみられ、1 週までに 3 匹が死亡した。2,600 mg Ag/L 群ではその後死亡はなかったが、一般状態が悪く、飲水量の減少も継続していたことから同群の試験を中止した。1,300 mg Ag/L 群では初期に飲水量の低下がみられたが、5 日後までに回復し、その後は軽微な体重増加の抑制がみられたものの、一般状態は良好であった。本試験では、雄 15 匹を 1 群として 0、1,300 mg Ag/L を投与した結果、1,300 mg Ag/L 群の 6 匹で 76~81 週に一般状態の急激な悪化がみられ、通常の飲水に戻すと 6 匹中 5 匹はゆっくりと回復した<sup>14)</sup>。

ウ) Wistar ラット雄 40 匹に硝酸銀を 0.25% の濃度で飲水に添加して 10 週間投与した後に 2 群に分け、0、0.25% の濃度でさらに 27 週間飲水投与した結果、0.25% 群では実験開始後 23 週頃から体重減少と死亡率の増加がみられるようになり、投与終了時の体重はピーク時の約 50% となったが、通常の飲水に戻すと体重増加に転じ、その後の 13 週間以内に対照群と同様の成長経過を示した。眼球組織の電子顕微鏡観察では、脈絡膜及び毛様体で銀粒子の不均一な沈着を認め、投与期間の経過とともに銀粒子の数とサイズが増加したが、網膜への銀の沈着はなかった。10 週間投与のみの群 (0% 群) では沈着した銀粒子は経時的に減少したものの、12 ヶ月後も銀の微粒子が脈絡膜及び毛様体にみられた<sup>15)</sup>。なお、0.25% 群は 222.2 mg Ag/kg/day に相当するとした見積もり<sup>16)</sup>があった。

エ) NMRI マウス雌 20 匹を 1 群とし、0、0.015% の濃度で硝酸銀を飲水に添加して 125 日間投与した結果、一般状態や体重に影響はなかったが、投与期間終了から 10~14 日後に実施したオープンフィールド試験では一貫して 0.015% 群で有意な活動低下を認めた。なお、硝酸銀の総摂取量は平均で 0.09 mg/匹であった<sup>17)</sup>。

オ) Osborn Mendel ラット雄 89 匹、雌 99 匹を対照群とし、雄 131 匹、雌 114 匹に 0.1% の濃度で硝酸銀または塩化銀を飲水に添加して 1~29 ヶ月間投与した結果、0.1% 群で心室肥大の発生率が有意に高く、この原因として高血圧が考えられ、血圧上昇は銀の沈着によって生じた腎糸球体基底膜の肥厚によるものとした報告があった<sup>18)</sup>。なお、0.1% 群は 88.9 mg Ag/kg/day に相当するが<sup>16)</sup>、心臓の着色の程度と心室肥大の関連はなく、血圧の変化も不明であった。

### ③ 生殖・発生毒性

ア) ラット（系統等不明）に塩化銀又は硝酸銀の0.1%溶液を生涯にわたって経口投与した結果、雌雄の繁殖能への影響はなく、明瞭な銀の沈着もなかった<sup>3)</sup>。

イ) 妊娠27日から妊娠43日のカニクイサル7匹に1%の硝酸銀溶液1 mLを単回子宮内に投与した結果、1~2日後に子宮から出血し、平均5.3日間続き全数が流産した。6匹に0.9%の塩化ナトリウム溶液を子宮内投与した結果、6匹中4匹が健康な仔を出産した。硝酸銀投与群の7匹を再度交尾させたところ、2匹が妊娠し、正常で健康な仔を出産した<sup>19)</sup>。著者らはこの結果から、妊娠初期の1%の硝酸銀溶液の子宮内投与により流産を引き起こす、と結論づけた。

ウ) 雄ラット（系統不明）3~5匹を1群とし、硝酸銀溶液を1~30日間皮下投与（0、4.3 mg Ag/kg/day）した結果、一過性の精巣上体間質の浮腫と精巣上体管の変形がみられた<sup>20)</sup>。

### ④ ヒトへの影響

ア) 有機やコロイド状の銀による全身性の銀沈着症患者70人の調査では、アルスフェナミン銀の静脈内投与療法の梅毒患者11人では2~9.75年の間に31~100回の投与（総量で4~20 g）を受けており、何人かの患者は4~8 gの総量に達した時点で銀沈着症を発症していたが、10~20 gに達するまで発症しない患者もみられた。また、10人から得た皮膚生検試料を用いた生体分光光度分析の結果、皮膚の退色の程度は銀の含有量と直接関連していた。この結果から、アルスフェナミン銀の総投与量が約8 gに達すると臨床的に明らかに銀沈着症になると著者らは結論した<sup>21)</sup>。US EPA（1996）は同様の検討から、アルスフェナミン銀の総投与量が8 gを超えると銀沈着症が発症する可能性があるとした別の報告（Hill と Pillsbury, 1939<sup>12)</sup>）もあることを示した上で、銀は生涯にわたって蓄積することを考慮すると、総投与量が最小であった4 gでも銀沈着症の発症は理論的に考えられるため、4 g（銀として0.92 g Ag  $\div$  1 g Ag）はLOAELと考えられるとしている。これから、銀の経口摂取による吸収率を4%、体重を70 kg、生涯（70年間）を25,500日と仮定し、静脈内投与による1 g Agは総経口摂取量として25 g Ag、用量として0.014 mg Ag/kg/dayに相当するとした<sup>22)</sup>。体重を50 kgとすると0.020 mg Ag/kg/dayとなる。

イ) WHOの飲料水ガイドライン（2003）では、梅毒の治療目的で他の有毒な金属とともにアルスフェナミン銀を合計で約1 g Ag投与された不健康な患者で銀沈着症の報告があったが、銀に曝露された健康者で銀沈着症やその他の毒性影響の報告がないことから、現在の疫学及び薬物動態学の知見に基づくと銀のNOAELは生涯経口摂取量として約10 g Agと考えられるとしており、0.1 mg Ag/Lまでの飲料水濃度（70年間の総摂取量がNOAELの1/2量となる濃度に相当）では健康リスクは考えられないとしている<sup>23)</sup>。体重を50 kg、生涯（70年間）を25,550日とすると、NOAEL 10 g Agは0.0078 mg Ag/kg/dayとなる。

ウ) 酸化銀及び硝酸銀の製造工場でこれらに曝露された労働者30人の調査では、大部分の労

働者が眼や気道、皮膚の刺激症状を訴えていた。6人に全身性の銀沈着症、20人に結膜銀症、15人に角膜銀症がみられ、視覚機能に変化はなかったが、結膜あるいは角膜への銀の沈着が多いほど、また、勤続年数の長いほど夜間の視力低下を訴えるものが多かった。吐き気、頭痛、不安、疲労感などの訴えが多かったが、これらの症状と勤続年数や血液中の銀濃度との相関は明らかでなく、腎機能の低下を示す例もあったが、銀曝露との関連は明確でなかった。しかし、焼け付くような感じの腹痛を訴えるものが血液中銀濃度の高い群で有意に多く、曝露との関連が示唆された。なお、職場の銀濃度は $0.039\sim 0.378\text{ mg Ag/m}^3$ であった<sup>24)</sup>。

エ) 粉末貴金属の製造に従事する労働者27人を対象とした調査では、96%で尿中銀濃度の増加、92%で血液中銀濃度の増加を認め、19%で尿中カドミウム濃度の増加もみられた。大部分の労働者が呼吸器系の刺激症状を訴え、鼻血は30%の労働者で報告された。眼の角膜への銀沈着は長期間労働者の8人中5人(63%)にみられ、有意差はなかったものの、角膜への銀沈着は夜間の視力低下の訴えと関連していた。非曝露の対照群23人との比較では尿中酵素のN-アセチル-B-D-グルコサミニダーゼ(NAG)が有意に上昇し、NAGは血液中の銀濃度、年齢と有意な関連があった。また、曝露群でクレアチンクリアランスは有意に低く、腎機能への悪影響は職場での曝露と関連があると思われたが、それが銀によるものか、カドミウムによるものかは不明であった<sup>25)</sup>。

オ) 歯肉びらんの治療に硝酸銀溶液を使用して全身性の銀沈着症に罹患して受診した男性(52歳)の場合、受診の約10年前に3%溶液の硝酸銀30mLを数ヶ月にわたって口腔内に塗布したところ、約3年後に白髪になり始め、5年後に皮膚の変色が始まって年を経るに従い次第に増強したと言い、受診時には皮膚の露出部やその周辺、爪床で色素沈着が著明であった。神経学的検査では、軽度の小脳性運動失調がみられたが、臨床検査データのいずれにも異常はなかった。皮膚生検試料の銀含有量は $8\sim 14\text{ mg Ag/kg}$ であり、対照群の報告値よりも100倍以上高かった。また、腎臓生検試料の観察では、銀粒子の沈着は糸球体の毛細血管壁や間質にみられ、セレン化銀として沈着していた<sup>26)</sup>。日本産業衛生学会(1992)は本報告を最も少ない曝露量で銀沈着症を発症した知見と評価し、3%溶液の硝酸銀30mLで銀沈着症の発症があったことから、硝酸銀として約1g、銀として約 $0.6\text{ g Ag}$ の総投与量で発症していたことになり、経口吸収率を20%と仮定すると $0.12\text{ g Ag}$ の吸収量で発症していたことになるとした。その上で、呼吸器からの吸収率を20%と仮定し、8時間の労働時間の呼吸量を $10\text{ m}^3$ として25年間(240日/年)の勤続期間内の銀の吸収量を $0.12\text{ g Ag}$ 程度に抑えるための濃度を $0.01\text{ mg Ag/m}^3$ と算出した<sup>27)</sup>。なお、塗布期間を3ヶ月(90日)間、体重を50kgとすると、LOAELの $0.6\text{ g Ag}$ は $0.13\text{ mg Ag/kg/day}$ となる。

カ) ACGIH(2001)は、銀沈着症は $0.1\text{ mg Ag/m}^3$ を超える曝露濃度や約 $3.8\text{ g Ag}$ 以上の総摂取量で生じる可能性があるとし、呼吸器での保持率を25%、労働時間内の呼吸量を $10\text{ m}^3$ と仮定し、 $0.1\text{ mg Ag/m}^3$ の曝露は25年間の労働期間を想定しても総沈着量は $1.5\text{ g Ag}$ を超えないとして、 $0.1\text{ mg Ag/m}^3$ を金属ダスト及びフェームの時間荷重平均濃度(TLV-TWA)とした。また、可溶性の銀化合物についてはより毒性が高いことを考慮し、可溶性の銀化

化合物の TLV-TWA は  $0.01 \text{ mg Ag/m}^3$  とした<sup>28)</sup>。

キ) 健康なボランティア 30 人に  $50 \text{ mg/day}$  の銀を銀箔として 20 日間投与し、血液化学成分及び尿への影響を調べた結果、副作用はみられず、尿への影響はなかった。投与前に比べて HDL コレステロールが有意に上昇したものの、リン脂質、トリグリセライド、総コレステロール、クレアチンキナーゼ (CPK) MB 分画、AST、ALT、LDH、ALP、GGT、空腹時血糖値は有意に低下し、総脂質や CPK、総タンパク質、アルブミンに有意な変化はなかった。この結果から、銀の投与は糖尿病や肥満、アテローム性動脈硬化症に有効である可能性が示唆された<sup>29)</sup>。

ク) 米国食品医薬品局 (FDA) は 2009 年 10 月、銀含有サプリメントは銀沈着症を生じる可能性があるとして注意喚起を行っており、消費者や医療従事者に対して、銀含有サプリメントを使用して銀沈着症やその他の副作用がみられた場合は速やかに報告するように求めている<sup>30)</sup>。

### (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 (2006)	—
EU	EU	—
USA	EPA (1989)	D ヒト発がん物質として分類できない。
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG (2004)	—

#### 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、銀は代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体異常を誘発しなかった<sup>31)</sup>。

スルファジアジン銀は 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<sup>32)</sup>。

硝酸銀は S9 無添加の大腸菌で遺伝子突然変異<sup>33,34)</sup>、DNA 傷害<sup>35)</sup> を誘発しなかったが、ラットの肝細胞 (初代培養) で不定期 DNA 合成<sup>36)</sup>、サルアデノウイルス (SA-7) に感染させたシリアンハムスター胚細胞 (HEC) で形質転換<sup>37)</sup> を誘発した。

塩化銀は S9 無添加の大腸菌<sup>35)</sup>、枯草菌<sup>38)</sup> で DNA 傷害を誘発しなかった。

硫酸銀は S9 無添加の大腸菌で DNA 傷害を誘発しなかった<sup>35)</sup> が、硫化銀はチャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO) で DNA 傷害を誘発した<sup>39)</sup>。

*in vivo* 試験系については、知見は得られなかった。

#### ○ 実験動物に関する発がん性の知見

Wistar ラット雄 25 匹を 1 群とし、1.5 cm 四方の銀、ステンレス、タンタル、スズ、バイタリウムの金属箔 (2 枚/匹) を腹壁に埋め込み、生涯にわたって飼育した結果、銀投与群では 32% の発生率で線維肉腫の発生を認め、他の金属群に比べて約 3 倍高かった。また、腫瘍の発生時期も銀投与群が最も早く、275 日で最初の腫瘍を認めた。なお、スズ投与群では腫瘍の発生はなかった<sup>40)</sup>。

Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、トリカプリリンに懸濁させた銀粉末を月に 1 回の頻度で 0、5 mg Ag を 5 回、0、10 mg Ag を 5 回筋肉内投与した結果、対照群では 1 匹で投与部位に肉腫の発生を認めたが、銀の投与群では投与部位に腫瘍の発生はなく、その他の組織でも腫瘍の発生率に増加はなかった<sup>41)</sup>。

#### ○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、知見は得られなかった。

### (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、ヒトへの影響<sup>4)</sup>の知見から得られた LOAEL 0.13 mg Ag/kg/day (銀沈着症) を慢性曝露への補正が必要なことから 10 で除し、さらに LOAEL であるために 10 で除した 0.0013 mg Ag/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	0.0024 µg Ag/kg/day 未満程度	0.0024 µg Ag/kg/day 未満程度	0.0013 mg Ag/kg/day	ヒト
	公共用水域・淡水	0.00016 µg Ag/kg/day 程度	0.0048 µg Ag/kg/day 程度		

経口曝露については、飲料水を摂取すると仮定した場合、平均曝露量、予測最大曝露量ともに  $0.0024 \mu\text{g Ag/kg/day}$  未満程度であった。無毒性量等  $0.0013 \text{ mg Ag/kg/day}$  と予測最大曝露量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 540 超となる。また、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均曝露量は  $0.00016 \mu\text{g Ag/kg/day}$  程度、予測最大曝露量は  $0.0048 \mu\text{g Ag/kg/day}$  程度であり、予測最大曝露量から求めた MOE は 270 となる。一方、化管法に基づく平成 27 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  $0.10 \mu\text{g Ag/kg/day}$  であったが、参考としてこれから算出した MOE は 13 となる。さらに限られた地域を対象とした食物のデータ及び土壌のデータに飲料水又は公共用水域・淡水のデータを加えた曝露量はそれぞれ  $0.053 \mu\text{g Ag/kg/day}$ 、 $0.058 \mu\text{g Ag/kg/day}$  であり、参考としてそれらから算出した MOE は 25、22 となる。

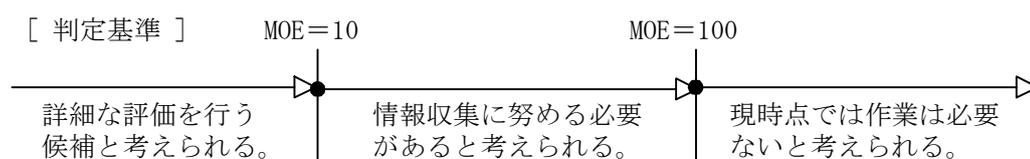
従って、本物質の経口曝露については、健康リスクの評価に向けて経口曝露の情報収集等を行う必要があると考えられる。

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	$0.00015 \mu\text{g Ag/m}^3$ 程度	$0.0033 \mu\text{g Ag/m}^3$ 程度	—	—	—
	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  $0.0043 \text{ mg Ag/m}^3$  となるが、参考としてこれと予測最大曝露濃度  $0.0033 \mu\text{g Ag/m}^3$  程度から求めた MOE は 1,300 となる。また、化管法に基づく平成 27 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  $0.017 \mu\text{g Ag/m}^3$  であったが、参考としてこれから算出した MOE は 250 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、表 4.1 のとおりとなった。毒性値は原則として全銀当たりに換算した。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Total Ag/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	○		1.6 (Ag <sup>+</sup> )	15	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO	1	D	C	1)-89737	—
	○		1.8	塩分 7.5	<i>Chroomonas</i> sp.	クリプト藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	5	C	C	1)-70464	—
		○	<b>1.9</b>	塩分 30	<i>Champia parvula</i>	ワツナギソウ	NOEC GRO (四分孢子体)	11	B	B	1)-10178	AgNO <sub>3</sub>
	○		2.3 (Ag <sup>+</sup> )	15	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO	1	D	C	1)-89737	—
	○		3.3	塩分 7.5	<i>Prorocentrum minimum</i>	渦鞭毛藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	5	C	C	1)-70464	—
		○	<5	15	<i>Staurastrum cristatum</i>	接合藻類	NOEC GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
		○	<5	15	<i>Chlorella vulgaris</i>	トレボウクシア 藻類	NOEC GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
		○	<5	15	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
		○	5	15	<i>Scenedesmus acutus</i>	緑藻類	NOEC GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
	○		5.9	塩分 7.5	<i>Skeletonema costatum</i>	珪藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	5	C	C	1)-70464	—
	○		10.2	塩分 7.5	<i>Thalassiosira pseudonana</i>	珪藻類	EC <sub>50</sub> GRO (RATE)	5	C	C	1)-70464	—
	○		<b>10.3</b>	15	<i>Chlorella vulgaris</i>	トレボウクシア 藻類	IC <sub>50</sub> GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
	○		14.0	15	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	IC <sub>50</sub> GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
	○		24.4	15	<i>Scenedesmus acutus</i>	緑藻類	IC <sub>50</sub> GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>
○		26.5	15	<i>Staurastrum cristatum</i>	接合藻類	IC <sub>50</sub> GRO	4	B	B	1)-78692	AgNO <sub>3</sub>	
甲殻類		○	0.001	80~100	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジ ンコ	NOEC REP	8	C	C	1)-68229	AgNO <sub>3</sub>
		○	<b>0.1</b>	170	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	2)- 2017114	AgNO <sub>3</sub>

## 3 銀及びその化合物

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Total Ag/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>0.18</b>	115	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC <sub>50</sub> MOR	2	B	B	1)-66362	AgNO <sub>3</sub>
	○		0.19	80~100	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	B	B	1)-97377	AgNO <sub>3</sub>
	○		0.24	47	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC <sub>50</sub> MOR	2	B	B	1)-3621	—
	○		0.5	80~100	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジンコ	LC <sub>50</sub> MOR	2	D	C	1)-68229	AgNO <sub>3</sub>
	○		0.6	40	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
	○		0.66	170	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	B	B	2)- 2017114	AgNO <sub>3</sub>
		○	0.9	35	<i>Hyalella azteca</i>	ヨコエビ亜目	NOEC MOR	21	D	C	1)-3774	AgNO <sub>3</sub>
		○	1.6	60	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
魚類		○	<b>0.24</b>	36	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (降海型)	スチールヘッドトラウト (胚)	NOEC GRO	60	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
		○	0.34	30	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (胚)	NOEC GRO	18ヶ月	B	B	1)-2129	AgNO <sub>3</sub>
		○	0.37	45	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール (胚)	NOEC MOR	~ふ化後28	A	A	1)-10417	AgNO <sub>3</sub>
	○		<b>1.48</b>	30	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-19218	AgNO <sub>3</sub>
	○		2.3 <sup>*2</sup>	8	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール	LC <sub>50</sub> MOR	4	A	B	1)-104888	AgNO <sub>3</sub>
	○		2.43	50	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-19218	AgNO <sub>3</sub>
	○		3.37 <sup>*2</sup>	6	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-104205	AgNO <sub>3</sub>
	○		3.8 <sup>*2</sup>	8	<i>Fundulus heteroclitus</i>	マミチヨグ	LC <sub>50</sub> MOR	4	A	B	1)-104888	AgNO <sub>3</sub>
	○		5.3	31	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-2129	AgNO <sub>3</sub>
	○		6.7	44	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール	LC <sub>50</sub> MOR	4	A	A	1)-10417	AgNO <sub>3</sub>
	○		8.0 <sup>*1</sup>	40	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノール	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
	○		9.2	36	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (降海型)	スチールヘッドトラウト	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
	○		9.4 <sup>*1</sup>	29	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-10525	AgNO <sub>3</sub>
	○		10.3 <sup>*2</sup>	8	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ	LC <sub>50</sub> MOR	4	A	B	1)-104888	AgNO <sub>3</sub>
その他		○	<b>0.31</b>	32	<i>Isonychia bicolor</i>	チラカゲロウ属	NOEC DVP (脱皮数)	14	B	B	1)-3774	AgNO <sub>3</sub>

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg Total Ag/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		○	1.84	35	<i>Maccaffertium modestum</i>	ヒラタカゲロウ科	NOEC DVP (脱皮数)	14	B	B	1)-16355	AgNO <sub>3</sub>
		○	2.5	35	<i>Leuctra</i> sp.	ホソカワゲラ科	LC <sub>50</sub> MOR	4	D	C	1)-3774	AgNO <sub>3</sub>
		○	2.6	35	<i>Corbicula fluminea</i>	タイワンシジミ	NOEC GRO	21	D	C	1)-3774	AgNO <sub>3</sub>
		○	<b>3.9</b>	35	<i>Maccaffertium modestum</i>	ヒラタカゲロウ科	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-3774	AgNO <sub>3</sub>
		○	4.1	185	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	ヘリグロヒキガエル	LC <sub>50</sub> MOR	4	D	C	1)-12339	AgNO <sub>3</sub>
		○	4.2	195	<i>Lymnaea luteola</i>	モノアラガイ科	LC <sub>50</sub> MOR	4	D	C	1)-12943	AgNO <sub>3</sub>
		○	6.8	35	<i>Isonychia bicolor</i>	チラカゲロウ属	LC <sub>50</sub> MOR	4	B	B	1)-3774	AgNO <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

EC<sub>50</sub> (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、IC<sub>50</sub> (Median Inhibition Concentration)：半数阻害濃度、

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

DVP (Development)：発生、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

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

\*1 4 試験の平均値

\*2 0.45 µm のフィルターで濾過した試験溶液の実測濃度に基づき算出した値

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

Sofyan<sup>1)-78692</sup> は米国 EPA の試験方法 (1994) に従って、トレボウクシア藻類 *Chlorella vulgaris* の生長阻害試験を実施した。試験は止水式で行われ、ガイドラインに従った硬度約 15 mg/L の培地 (EDTA なし) が用いられた。被験物質には硝酸銀 (I) が用いられ、設定試験濃度は 0 (対照区)、5、10、20、40、80 µg Ag/L (公比 2) であった。96 時間半数阻害濃度 (IC<sub>50</sub>) は、設定濃度に基づき 10.3 µg Ag/L であった。

また、Steele と Thursby<sup>1)-10178</sup> は、ワツナギソウ *Champia parvula* の毒性試験を実施した。被験物質には硝酸銀 (I) が用いられ、半止水式 (7 日後及び 11 日後に換水) で行われた。設定試験

濃度区は、対照区及び5～8濃度区（公比約1.7）であった。四分孢子体の生長（乾重量）に関する11日間無影響濃度（NOEC）は、実測濃度に基づき1.9 µg Ag/Lであった。

## 2) 甲殻類

Bianchini<sup>1)-66362</sup>らは、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性毒性試験を実施した。試験は半止水式（24時間後換水）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。設定試験濃度は、0（対照区）、0.05、0.1、0.2、0.5、1.2 µg/Lであり、試験用水には人工調製水（硬度115 mg/L、CaCO<sub>3</sub>換算）が用いられた。48時間半数致死濃度（LC<sub>50</sub>）は、実測濃度に基づき0.18 µg Ag/Lであった。

また、Ribeiro<sup>2)-2017114</sup>はOECDテストガイドラインNo.211（1998）にしたがって、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。試験は半止水式（毎日換水）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。設定試験濃度は、0（対照区）、0.1、0.5、1.0、2.0、5.0 µg Ag/Lであり、試験用水には米国ASTMにしたがった人工調製水（硬度約170 mg/L、CaCO<sub>3</sub>換算）が用いられた。繁殖阻害（産仔数）に関する21日間無影響濃度（NOEC）は、設定濃度に基づき0.1 µg Ag/Lであった。

## 3) 魚類

Karen<sup>1)-19218</sup>は、ニジマス *Oncorhynchus mykiss* の急性毒性試験を実施した。試験は流水式（6～7倍容量換水/時間）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。設定試験濃度は、0（対照区）、2.5、5、10、20、40 µg Ag/L（公比2）、試験用水には硬度30 mg/L（CaCO<sub>3</sub>換算）の再調整水（溶存有機炭素、塩化物イオンはそれぞれ0 mg/L）が用いられた。96時間半数致死濃度（LC<sub>50</sub>）は、実測濃度に基づき1.48 µg Ag/Lであった。

また、Nebeker<sup>1)-10525</sup>はスチールヘッドトラウト（降海型ニジマス） *Oncorhynchus mykiss* の胚を用いて、魚類初期生活段階試験を実施した。試験は流水式（流速520 mL/分）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。設定試験濃度区は対照区及び10濃度区（公比2）であり、試験用水には曝気した非塩素処理地下水（硬度36 mg/L、CaCO<sub>3</sub>換算）が用いられた。被験物質の実測濃度は、0（対照区）、0.10、0.13、0.20、0.24、0.36、0.51、0.70、1.06、1.32、1.95 µg Ag/Lであった。成長阻害（体重）に関する60日間無影響濃度（NOEC）は、実測濃度に基づき0.24 µg Ag/Lであった。

## 4) その他の生物

Diamond<sup>1)-3774</sup>は、ヒラタカゲロウ科 *Maccaffertium modestum* の幼体を用いて急性毒性試験を実施した。試験は半止水式（48時間後換水、曝気速度10～30 mL/分）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。試験用水には硬度34.8 mg/L（CaCO<sub>3</sub>換算）の米国ニューリバー河川水が用いられた。96時間半数致死濃度（LC<sub>50</sub>）は、実測濃度に基づき3.9 µg Ag/Lであった。

また、Diamond<sup>1)-3774</sup>はチラカゲロウ属 *Isonychia bicolor* の幼体を用いて14日間毒性試験を実施した。試験は半止水式（48時間毎換水、曝気速度10 mL/分）で行われ、被験物質には硝酸銀（I）が用いられた。試験用水には硬度34.8 mg/L（CaCO<sub>3</sub>換算）の米国ニューリバー河川水が用いられた。脱皮阻害（脱皮数）に関する14日間無影響濃度（NOEC）は、実測濃度に基づき0.31 µg Ag/Lであった。

## (2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

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。

急性毒性値

藻類	<i>Chlorella vulgaris</i>	96 時間 EC <sub>50</sub> (生長阻害)	10.3 µg Ag/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 LC <sub>50</sub>	0.18 µg Ag/L
魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 時間 LC <sub>50</sub>	1.48 µg Ag/L
その他	<i>Maccaffertium modestum</i>	96 時間 LC <sub>50</sub>	3.9 µg Ag/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、その他生物を除いた最も小さい値 (甲殻類の 0.18 µg Ag/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 0.0018 µg Ag/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Champia parvula</i>	11 日間 NOEC (生長阻害)	1.9 µg Ag/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	0.1 µg Ag/L
魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	60 日間 NOEC (成長阻害)	0.24 µg Ag/L
その他	<i>Isonychia bicolor</i>	14 日間 NOEC (脱皮阻害)	0.31 µg Ag/L

アセスメント係数：10 [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、その他生物を除いた最も小さい値 (甲殻類の 0.1 µg Ag/L) をアセスメント係数 10 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.01 µg Ag/L が得られた。

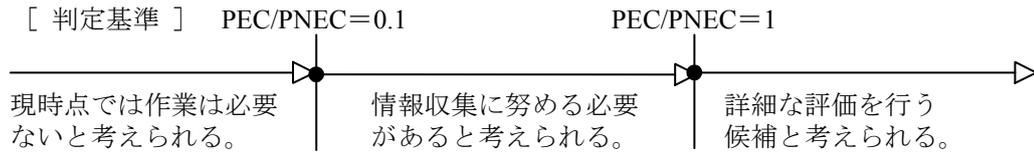
本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値から得られた 0.0018 µg Ag/L を採用する。

## (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	0.004 µg Ag/L 程度 (2015)	0.12 µg Ag/L 程度 (2015)	0.0018 µg Ag/L	67
公共用水域・海水	0.0012 µg Ag/L 程度 (2015)	0.017 µg Ag/L 程度 (2015)		9

注：1) 環境中濃度の( )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、平均濃度で見ると淡水域で  $0.004 \mu\text{g Ag/L}$  程度、海水域では  $0.0012 \mu\text{g Ag/L}$  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  $0.12 \mu\text{g Ag/L}$  程度、海水域では  $0.017 \mu\text{g Ag/L}$  程度であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域で 67、海水域では 9 であり、本物質は詳細な評価を行う候補と考えられる。なお、2015 年度の水質調査では淡水域で PNEC を超える地点は 15 地点中 12 地点であった。

本評価において利用可能な水中の銀濃度は全銀としての濃度であった。一方、OECD のガイドンス文書<sup>3)</sup>では銀の毒性に影響する項目として水中の溶存有機炭素 (DOC)、硫化物、塩化物イオン等を挙げている。詳細な評価を行う際には、水質条件により毒性が変化する点や水中での存在形態に留意する必要がある。

## 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) 大木道則ら(1989)：化学大辞典 東京化学同人.
- 3) 化学大辞典編集委員(1963)：化学大辞典（縮刷版） 共立出版.
- 4) Lide, D.R. ed. (2013)：CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2012), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 5) O'Neil, M.J. ed. (2013)：The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, Whitehouse Station, Merck and Co., Inc.
- 6) Dale L, Perry (2010)：Hndbook of Inorganic Compounds, 2nd Edition, Boca Raton, CRC Press.
- 7) Kirk-Othmer, Encyclopedia of Chemical Technology, 5th Ed, John Wiley & Sons. Vol 22:669.
- 8) 経済産業公報(2002.11.8).
- 9) 銀及びその水溶性化合物[硝酸銀（被験物質番号 K-427）にて実施）コイにおける濃縮度試験. 化審法データベース(J-CHECK).
- 10) WHO (2002)：Concise International Chemical Assessment Document 44, Silver and silver compounds: environmental aspects.
- 11) Sallie I Whitlow, Donald L Rice (1985)：Silver complexation in river waters of central New York. Water Research. 19(5):619-626.
- 12) 国立天文台編纂 (2016)：理科年表 平成 29 年 丸善出版.
- 13) Yan Zhang, Hajime Obata, Toshitaka Gamo (2008)：Silver in Tokyo Bay estuarine waters and Japanese rivers. Journal of Oceanography. 64(2):259-265.
- 14) 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 銀 (Ag) .
- 15) 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), 2017.06.15 現在).
- 16) 財務省：貿易統計(<http://www.customs.go.jp/toukei/info/>, 2017.06.14.現在).
- 17) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 PRTR 対象物質等専門委員会合同会合 (第4回)(2008)：参考資料2 追加候補物質の有害性・暴露情報,  
(<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 18) 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).
- 19) 日本水道協会(2001)：上水試験方法解説編 2001年版.
- 20) 日本植物防疫協会(2016)：農薬ハンドブック 2016年版（改訂新版）：338-339.
- 21) ナノ材料環境影響基礎調査検討会 (2009)：工業用ナノ材料に関する環境影響防止ガイドライン.

- 22) 厚生労働省 (2011) : 平成 23 年度第 1 回化学物質のリスク評価に係る企画検討会 資料 3 別紙 2 主なナノマテリアルの用途、特性等.  
(<http://www.mhlw.go.jp/stf/shingi/2r9852000001hdkr.html>, 2017.8.1 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 (2017) : 平成 27 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 11 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 (2017) : 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/h27kohyo/shukeikekka\\_csv.html](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h27kohyo/shukeikekka_csv.html), 2017.03.03 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 (2017) : 平成 27 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/todokedegaiH27/syosai.html>, 2017.03.03 現在).
- 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) 門木秀幸, 成岡朋弘, 有田雅一 (2013) : 不燃ごみ粉碎残渣中の希少金属濃度と鳥取県内排出量の推計. 鳥取県衛生環境研究所報. 53:15-18.
- 7) 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) .
- 8) 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) .
- 9) 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) .
- 10) 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) .
- 11) 花石竜治, 対馬典子, 工藤香織 (2012) : 八戸地域における有害大気汚染物質の発生源推定について—多元素分析に焦点を当てて—. 青森県環境保健センター研究報告 (平成 23 年度). 22:23-27.
- 12) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2010) : 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) .
- 13) 環境省水・大気環境局大気環境課 (2002) : 平成 13 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.
- 14) 野中卓, 久野恵子, 吉岡守, 上平修司, 稲内久, 山本敏, 辻澤広 (2002) : 和歌山県における大気中の金属成分の状況. 和歌山県衛生公害研究センター年報. 48:31-39.

- 15) 鎌滝裕輝, 星純也, 大橋毅, 佐々木裕子, 飯村文成 (2006): 大気中の微量重金属成分の測定結果. 東京都環境科学研究所年報 2006. 120-121.
- 16) 大阪府: 平成 22 年度大阪府水道水中微量有機物質調査について.
- 17) 厚生労働省健康局水道課(2010): 平成 21 年度未規制物質等の水道水における存在実態調査委託報告書.
- 18) 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.
- 19) 環境省環境保健部環境安全課 (2016): 平成 27 年度化学物質環境実態調査.
- 20) 小栗朋子, 吉永淳 (2013): 静岡市内で行ったマーケットバスケット調査に基づく微量金属元素の摂取量. *Biomedical Research on Trace Elements*. 24(1):13-22.
- 21) 経済産業省 (2017): 経済産業省－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.3.3.1.
- 22) 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) Furchner JE, Richmond CR, Drake GA. (1968): Comparative metabolism of radionuclides in mammals-IV. Retention of silver-110m in the mouse, rat, monkey, and dog. *Health Phys.* 15: 505-514.
- 2) Scott KG, Hamilton JG. (1948): The metabolism of silver. *J Clin Invest.* 27: 555-556.
- 3) Olcott CT. (1948): Experimental argyrosis IV. Morphologic changes in the experimental animal. *Am J Pathol.*24: 813-833.
- 4) Phalen RF, Morrow PE. (1973): Experimental inhalation of metallic silver. *Health Phys.* 24: 509-518.
- 5) Macintyre D, Mclay AL, East BW, Williams ED, Boddy K. (1978): Silver poisoning associated with an antismoking lozenge. *Br Med J.* 2: 1749-1750.
- 6) Newton D, Holmes A.(1966): A case of accidental inhalation of zinc-65 and silver-110m. *Radiat Res.* 29: 403-412.
- 7) DiVincenzo GD, Giordano CJ, Schriever LS. (1985): Biologic monitoring of workers exposed to silver. *Int Arch Occup Environ Health.* 56: 207-215.
- 8) Danscher G. (1981): Light and electron microscopic localization of silver in biological tissue. *Histochemistry.* 71: 177-186.
- 9) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database.
- 10) IPCS (1997): International Chemical Safety Cards. 0810. Silver.
- 11) IPCS (1998): International Chemical Safety Cards. 1116. Silver nitrate.
- 12) Hill WR, Pillsbury DM. (1939): *Argyria. The pharmacology of silver.* The Williams and Wilkins Company, Baltimore, MD.

- 13) Hadrup N, Loeschner K, Bergström A, Wilcks A, Gao X, Vogel U, Frandsen HL, Larsen EH, Lam HR, Mortensen A. (2012): Subacute oral toxicity investigation of nanoparticulate and ionic silver in rats. *Arch Toxicol.* 86: 543-551.
- 14) Walker F. (1971): Experimental argyria: a model for basement membrane studies. *Br J Exp Pathol.* 52: 589-593.
- 15) Matuk Y, Ghosh M, McCulloch C. (1981): Distribution of silver in the eyes and plasma proteins of the albino rat. *Can J Ophthalmol.* 16: 145-150.
- 16) ATSDR (1990): Toxicological profile for silver.
- 17) Rungby J, Danscher G. (1984): Hypoactivity in silver exposed mice. *Acta Pharmacol Toxicol.* 55: 398-401.
- 18) Olcott CT. (1950): Experimental argyrosis V. Hypertrophy of the left ventricle of the heart in rats ingesting silver salts. *AMA Arch Pathol.* 49: 138-149.
- 19) Dubin NH, Parmley TH, Cox RT, King TM. (1981): Effect of silver nitrate on pregnancy termination in cynomolgus monkeys. *Fertil Steril.* 36: 106-109.
- 20) Hoey MJ. (1966): The effects of metallic salts on the histology and functioning of the rat testis. *J Reprod Fertil.* 12: 461-472.
- 21) Gaul LE, Staud AH. (1935): Clinical spectroscopy. Seventy cases of generalized argyrosis following organic and colloidal silver medication, including a biospectrometric analysis of ten cases. *J Am Med Assoc.* 104: 1387-1390.
- 22) US EPA (1991): Integrated Risk Information System. Silver (CASRN 7440-22-4).
- 23) WHO (2003): Silver in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
- 24) Rosenman KD, Moss A, Kon S. (1979): Argyria: clinical implications of exposure to silver nitrate and silver oxide. *J Occup Med.* 21: 430-435.
- 25) Rosenman KD, Seixas N, Jacobs I. (1987): Potential nephrotoxic effects of exposure to silver. *Br J Ind Med.* 44: 267-272.
- 26) Aaseth J, Olsen A, Halse J, Hovig T. (1981): Argyria-tissue deposition of silver as selenide. *Scand J Clin Lab Invest.* 41: 247-251.
- 27) 日本産業衛生学会(1992): 許容濃度の提案理由. 銀. 銀とその化合物 (Ag として). *産業医学.* 34: 387-389.
- 28) ACGIH (2001): Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. Silver and compounds.
- 29) Sharma DC, Sharma P, Sharma S. (1997): Effect of silver leaf on circulating lipids and cardiac and hepatic enzymes. *Indian J Physiol Pharmacol.* 41: 285-288.
- 30) FDA (2009): Consumer advisory: Dietary supplements containing silver may cause permanent discoloration of skin and mucous membranes (argyria). *Safety Alerts & Advisories.* October 6, 2009.
- 31) Asakura K, Satoh H, Chiba M, Okamoto M, Serizawa K, Nakano M, Omae K. (2009): Genotoxicity studies of heavy metals: lead, bismuth, indium, silver and antimony. *J Occup Health.* 51: 498-512.

- 32) McCoy EC, Rosenkranz HS. (1978): Silver sulfadiazine: lack of mutagenic activity. *Chemotherapy*. 24: 87-91.
- 33) Demerec M, Bertani G, Flint J. (1951): A survey of chemicals for mutagenic action on *E. coli*. *The American naturalist*. 85: 119-136.
- 34) Rossman TG, Molina M. (1986): The genetic toxicology of metal compounds: II. Enhancement of ultraviolet light-induced mutagenesis in *Escherichia coli* WP2. *Environ Mutagen*. 8: 263-271.
- 35) Kanematsu N, Hara M, Kada T. (1980): Rec assay and mutagenicity studies on metal compounds. *Mutat Res*. 77: 109-116.
- 36) Denizeau F, Marion M. (1989): Genotoxic effects of heavy metals in rat hepatocytes. *Cell Biol Toxicol*. 5: 15-25.
- 37) Casto BC, Meyers J, DiPaolo JA. (1979): Enhancement of viral transformation for evaluation of the carcinogenic or mutagenic potential of inorganic metal salts. *Cancer Res*. 39: 193-198.
- 38) Nishioka H. (1975): Mutagenic activities of metal compounds in bacteria. *Mutat Res*. 31: 185-189.
- 39) Robison SH, Cantoni O, Costa M. (1982): Strand breakage and decreased molecular weight of DNA induced by specific metal compounds. *Carcinogenesis*. 3: 657-662.
- 40) Oppenheimer BS, Oppenheimer ET, Danishefsky I, Stout AP. (1956): Carcinogenic effect of metals in rodents. *Cancer Res*. 16: 439-441.
- 41) Furst A, Schlauder MC. (1977): Inactivity of two noble metals as carcinogens. *J Environ Pathol Toxicol*. 1: 51-57.

#### (4) 生態リスクの初期評価

##### 1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 2129 : Davies, P.H., J.P. Goettl Jr., and J.R. Sinley (1978): Toxicity of Silver to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). *Water Res*. 12(2):113-117.
- 3621 : Chapman, G.A., S. Ota, and F. Recht (1980): Effects of Water Hardness on the Toxicity of Metals to *Daphnia magna*. U.S.EPA, Corvallis, OR :17 p.
- 3774 : Diamond, J.M., D.G. Mackler, M. Collins, and D. Gruber (1990): Derivation of a Freshwater Silver Criteria for the New River, Virginia, Using Representative Species. *Environ.Toxicol. Chem*. 9(11):1425-1434.
- 10178 : Steele, R.L., and G.B. Thursby (1983): A Toxicity Test Using Life Stages of *Champia parvula* (Rhodophyta). In: W.E.Bishop, R.D.Cardwell, and B.B.Heidolph (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 6th Symposium, ASTM STP 802, Philadelphia, PA :73-89.
- 10417 : Holcombe, G.W., G.L. Phipps, and J.T. Fiandt (1983): Toxicity of Selected Priority Pollutants to Various Aquatic Organisms. *Ecotoxicol.Environ.Saf*. 7(4):400-409.
- 10525 : Nebeker, A.V., C.K. McAuliffe, R. Mshar, and D.G. Stevens (1983): Toxicity of Silver to Steelhead and Rainbow Trout, Fathead Minnows and *Daphnia magna*. *Environ.Toxicol.Chem*. 2:95-104.
- 12339 : Khangarot, B.S., and P.K. Ray (1987): Sensitivity of Toad Tadpoles, *Bufo melanostictus* (Schneider), to Heavy Metals. *Bull.Environ.Contam.Toxicol*. 38(3):523-527.

- 12943 : Khangarot, B.S., and P.K. Ray (1988): Sensitivity of Freshwater Pulmonate Snails, *Lymnaea luteola* L., to Heavy Metals. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 41(2):208-213.
- 16355 : Diamond, J.M., E.L. Winchester, D.G. Mackler, and D. Gruber (1992): Use of the Mayfly *Stenonema modestum* (Heptageniidae) in Subacute Toxicity Assessments. Environ.Toxicol.Chem. 11(3):415-425.
- 19218 : Karen, D.J., D.R. Ownby, B.L. Forsythe, T.P. Bills, T.W. LaPoint, G.B. Cobb, and S.J. Klaine (1999): Influence of Water Quality on Silver Toxicity to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*), Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), and Water Fleas (*Daphnia magna*). Environ.Toxicol.Chem. 18(1):63-70.
- 66362 : Bianchini, A., K.C. Bowles, C.J. Brauner, J.W. Gorsuch, J.R. Kramer, and C.M. Wood (2002): Evaluation of the Effect of Reactive Sulfide on the Acute Toxicity of Silver (I) to *Daphnia magna*. Part 2: Toxicity Results. Environ.Toxicol.Chem. 21(6):1294-1300.
- 68229 : Bielmyer, G.K., R.A. Bell, and S.J. Klaine (2002): Effects of Ligand-Bound Silver on *Ceriodaphnia dubia*. Environ.Toxicol.Chem. 21(10):2204-2208.
- 70464 : Sanders, J.G., and G.R. Abbe (1989): Silver Transport and Impact in Estuarine and Marine Systems. In: G.W.Suter II and M.A.Lewis (Eds.), Aquatic Toxicology and Environmental Fate, Volume 11, ASTM STP 1007, Philadelphia, PA :5-18.
- 78692 : Sofyan, A. (2004): Toxicity of Metals to Green Algae and *Ceriodaphnia dubia*: The Importance of Water Column and Dietary Exposures. Ph.D.Thesis, Univ.of Kentucky, Lexington, KY :161 p..
- 89737 : Hiriart-Baer, V.P., C. Fortin, D.Y. Lee, and P.G.C. Campbell (2006): Toxicity of Silver to Two Freshwater Algae, *Chlamydomonas reinhardtii* and *Pseudokirchneriella subcapitata*, Grown Under Continuous Culture Conditions: Influence of Thiosulphate. Aquat.Toxicol. 78(2):136-148.
- 97377 : Kolts, J.M., C.J. Boese, and J.S. Meyer (2006): Acute Toxicity of Copper and Silver to *Ceriodaphnia dubia* in the Presence of Food. Environ.Toxicol.Chem. 25(7):1831-1835.
- 104205 : Bielmyer,G.K., M. Grosell, P.R. Paquin, R. Mathews, K.B. Wu, R.C. Santore, and K.V. Brix (2007): Validation Study of the Acute Biotic Ligand Model for Silver. Environ. Toxicol. Chem.26(10): 2241-2246.
- 104888 : Bielmyer, G.K., K.V. Brix, and M. Grosell (2008): Is Cl- Protection Against Silver Toxicity Due to Chemical Speciation?. Aquat.Toxicol. 87(2):81-87.
- 2) その他
- 2017114 : Ribeiro, F., J.A. Gallego-Urrea, K. Jurkschat, A. Crossley, M. Hasselov, C. Taylor, A.M.V.M. Soares and S. Loureiro (2014): Silver Nanoparticles and Silver Nitrate Induce High Toxicity to *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna* and *Danio rerio*. Science of the Total Environment 466-467 : 232-241.
- 3) OECD (2016): Guidance on the Incorporation of Bioavailability Concepts for Assessing The Chemical Ecological Risk and/or Environmental Threshold Values of Metals and Inorganic Metal Compounds. Series on Testing & Assessment. No. 259.