

1 アメリシウムとりまとめ (案)

2 3 (1) 物理化学的性状

4 ① 元素名、原子記号等 (The Merck Index 2006、岩波理化学辞典 1998)

5 IUPAC : americium

6 CAS No. : 7440-35-9

7 原子記号 : Am

8 同位体質量 : 234、237-247 (最長半減期の同位体 ^{243}Am)

9 10 ② 物理化学的性状 (The Merck Index 2006、岩波理化学辞典 1998)

11 融点 (°C) : 1,173

12 沸点 (°C) : 2,067 (calc)

13 アメリシウムは人工放射性元素であり、安定核種は存在しない (The Merck Index
14 2006)。

15 16 ③ 放射性崩壊 (The Merck Index 2006、岩波理化学辞典 1998)

17 ^{243}Am 及び ^{241}Am は、半減期がそれぞれ 7.38×10^3 年及び 432.7 年で、 ^{243}Am は α
18 崩壊、 ^{241}Am は α 崩壊及び γ 崩壊をする放射線核種である。

19 20 (2) 用途 (岩波理化学辞典 1998、The Merck Index 2006、ATSDR 2004)

21 ^{241}Am 及び ^{243}Am は有用な放射線源で、 ^{241}Am は煙探知機にも使われる (岩波理化学
22 辞典 1996)。

23 24 (3) 自然界での分布・移動

25 アメリシウムは超ウラン元素の一つであり、人工元素である。環境中の ^{241}Am 発生源
26 として、核爆発からの放射性降下物、原子炉と再処理からの放出、及び生産者や消費者
27 による煙感知器の生産と廃棄、の3種類が考えられる。環境中に存在するアメリシウム
28 の大部分は、1950-1960年代に行われた大気圏内核実験によるものであった(EPA
29 2004c; ATSDR 2004)。更に、チェルノブイリ事故、航空宇宙原子炉 SNAP9A を動力源
30 とした衛星の燃焼及び核兵器搭載 B-52 爆撃機のグリーンランドの thule (ツォレ) 墜落
31 等の偶発的な放出がある。現在、放射性降下物から生じる放射線のほとんどが ^{241}Am と
32 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{238}Pu 、 ^{239}Pu 及び ^{240}Pu によるものである (DOE 1997a; ATSDR 2004)。
33 大気圏内核実験による低濃度の ^{241}Am は世界中の環境媒体で検出され、この濃度は放射
34 性降下物のバックグランドレベルとされている(ATSDR 2004)。

35 ^{241}Am は、原子炉内で主に、冷却材、排気塔のエアロゾル及び廃水で検出されている
36 (Rosner et al. 1978; ATSDR 2004)。

37 ^{241}Am は ^{241}Pu (半減期 : 14.4 年) の崩壊から生成するため、 ^{241}Pu の放出は結果と
38 して ^{241}Am をもたらしており、 ^{241}Pu と ^{241}Am の放出は合わせて考慮しなければならない
39 のは明らかである。 ^{241}Pu の事故的放出に続いて生成される ^{241}Am は、70-80 年の間

1 に最大量となる(EPA 1976; ATSDR 2004)。その結果として、大気圏内核実験による
2 ^{241}Am の影響はおよそ 2035 年にピークに達し、生成と崩壊とを組み合わせられた速度に従
3 って減少すると思われる。 ^{241}Am 濃度のピーク時にも、 ^{241}Pu が依然として残っている
4 ことに注意すべきである(ATSDR 2004)。

5 ^{241}Am は煙感知器の中のイオン化源として商業的に使用され、そしてその製造、使用、
6 廃棄により環境中に放出される可能性がある(ATSDR 2004)。

7
8 大気中に放出されたアメリシウムは粒子状物質と結合し、乾性あるいは湿性沈着により
9 地表あるいは表面水に堆積する (Rssien et al. 1985; ATSDR 2004)。乾性沈着は重力
10 沈降と表面への固着により生ずる。湿性沈着したアメリシウムは降水により地球上に戻
11 される。

12 大気圏内核実験による放射性核種は対流圏に放出されるが、しばしば下部成層圏に注
13 入されることもある。大気中の粒子の滞留時間は、大気循環パターンの理由から、高度、
14 緯度、季節、半球及び空気力学的サイズに依存する。例えば、下部成層圏の粒子の滞留
15 時間は、極地では 3-12 か月、赤道地域では 8-24 か月であり、対流圏の粒子の半減期は、
16 約 1 か月である。大きな粒子は大気中に短時間しか残留しないため、その放出源の近く
17 で沈着し、より小さい粒子は空気中に長時間残留して放出源から遠方に沈着する。実際
18 の測定法が無い場合、空気中粒子状物質に付着する他の同位体の空気中濃度と沈着量と
19 の関係から、ある地域の ^{241}Am 沈着量を推定することができる。この方法を用いて、ニ
20 ューヨークにおける ^{241}Am の年間沈着量は、 $0.010 \text{ mCi/km}^2(0.37 \text{ MBq/km}^2)$ と推定さ
21 れた。また、2000 年までに沈着した ^{241}Am の累積量は、 $0.058 \text{ mCi/km}^2(2.1 \text{ MBq/km}^2)$
22 と推定された。 ^{241}Pu 崩壊から生じた分を含めると、2000 年までに沈着した ^{241}Am の
23 累積量は $0.80 \text{ Ci/km}^2(30 \text{ MBq/km}^2)$ となる(ATSDR 2004)。

24 攪拌と波の作用により、アメリシウムは水の表面から大気中に入る可能性がある。
25 (McKay et al. 1994; Walker et al. 1986; ATSDR 2004)。

26 同様に、 ^{241}Am 汚染土壌から風の作用で空中に放出される可能性がある(ATSDR
27 2004)。

28
29 廃水、流出水中あるいは大気沈着物に放出されたアメリシウムは、粒子状物質に吸着
30 し、急速に水中から除去され、表面堆積物に沈着する(Murray and Avogadro 1979;
31 ATSDR 2004)。吸着性は非常に高く、堆積物と水中の粒子状 - 関連相及び溶解相との
32 間の分配係数は $10^5 - 10^6$ 程度である(Davis et al. 1997; NRC 1981; Pattenden and
33 McKay 1994; ATSDR 2004)。

34 水生生物は水の取り込みあるいは堆積物または食物尺度の低位生物の摂取を経由し
35 て、アメリシウムを生物濃縮する。水中のアメリシウムは、甲殻類動物性プランクトン、
36 甲殻類、軟体動物の外骨格上に吸着し、蓄積する(Fisher et al 1983; ATSDR 2004)。浮
37 遊珪藻あるいは他の食品から摂取されたアメリシウムの大部分は、腸を通過して排泄さ
38 れる。糞や放置された動物死体といった生物起源の残骸は、 ^{241}Am の深層及び堆積中へ
39 の垂直輸送を促進している(ATSDR 2004)。

40

1 もし、陸上沈着が生じた場合、アメリシウムは土壤に吸着して表面下の土壤に到達し、
2 風、水の作用あるいは生物的移送により再分配される。放射能汚染あるいは放射性廃棄
3 物処理場のある地域に生息している小哺乳動物は、汚染土壤または植物の摂取及び穴掘
4 りや掘り起しを通して ^{241}Am 汚染土壤をかき乱すことにより、アメリシウム汚染される。
5 更に、小哺乳動物は、鷹やコヨーテのような食物連鎖の上位捕食者に捕食されて、廃棄
6 物エリアからアメリシウムを分散させる可能性がある。放射性降下物の ^{241}Am は先行核
7 種の ^{241}Pu と同伴して地上に達することから、ある深さにおける ^{241}Am 量はアメリシウ
8 ムとプルトニウム両元素の浸出と両核種の崩壊の関数で表される。放射性降下物の
9 ^{241}Am は、大部分が土壤の深さ数センチに保持され、そこで有機物と結合し、マンガ
10 と鉄の酸化物に固着している(Bennett 1976; Bunzl et al. 1995; Vyas and Mistry 1980;
11 ATSDR 2004)。しかしながら、アメリシウムを含む超ウラン放射性核種は地下水中に
12 移行することが見出されてきており、数か所の国立研究所では、地下 80-3,000 m 以上
13 の移動が認められた。地下システムでは、コロイド状物質は地下水系で長距離の移動が
14 できるため、アメリシウムを含む放射性汚染物質を結合し、輸送することが可能である
15 (McCarthy et al. 1998a, 1998b; Penrose et al. 1990; ATSDR 2004)。

16
17 アメリシウムは植物の根を通して土壤から取り込まれ、植物の別の部位に移行する。
18 ^{241}Am で汚染した塵も、植物の地上部分に沈着する可能性がある。 ^{241}Am の土壤からの
19 吸収移行性は低い(Bennett 1979; EPA 1979; Nisbet and Shaw 1994; Romney et al.
20 1981; Schultz et al. 1976; Zach 1985; ATSDR 2004)。土壤からの吸収は、化学種、土
21 壌化学、植物種及び環境条件の関数で表される。植物と土壤の ^{241}Am の濃度比は、農作
22 物と土壤の種類により 2 桁以上の幅がある。吸収は酸性条件ではより高く、アメリシウ
23 ムの錯体生成と吸収量を低下させるのに重要な役割を果たす有機物が多く含まれる土
24 壌ではより低い。根を通して吸収された超ウラン元素が種子及び果実へ移行するのは、
25 一般的に非常に遅い(Bennet 1979; Schreckhise and Cline 1980; ATSDR 2004)。種子、
26 穀物及び果実の濃度比は 10^{-6} から 10^{-4} の範囲で、葉の約 1/10 の低さである。

27 動物は汚染植物、土壤あるいは他の動物を摂取し、そして呼吸をすることでアメリシ
28 ムを蓄積する(ATSDR 2004)。

29
30 水生生物の生物学的取り込みは、温度、取り込み後の時間、1年の季節、水質のよう
31 な多くの要因に依存する可能性がある。魚におけるアメリシウムの生物濃度は低く、魚
32 の可食部では特に低い(DOE 1996; ATSDR 2004)。 ^{241}Am がバックグランドレベルより
33 3 桁ほど高い濃度の核廃棄物処分池で実施された研究では、魚肉の濃度が対照群の濃度
34 の 10 倍以上を示したことがあった(Emery et al. 1981; ATSDR 2004)。ヒトが摂取する
35 海洋生物では、一般に、イガイで最も高く、その標的器官は主に消化腺、鰓、外骨格で
36 ある(Chassard-Bouchaud 1996; Fisher et al.1996; Hamilton and Clifton 1980;
37 ATSDR 2004)。これらの過程の多くについて移行係数が報告されている。入手可能な
38 証拠から、ヒトに至る食物連鎖では、アメリシウムは生物濃縮されないということが示
39 唆されている(Bulman 1978; Jaakkola et al. 1977; ATSDR 2004)。アメリシウムの生
40 物濃縮に関する最近の報告はない。

1 (4) ヒトへの曝露経路と曝露量

2 空気、水、土壌、食物を経由した一般公衆の ^{241}Am 被ばくは、一般的には非常に低く、
3 これらの“バックグラウンド”レベルは過去の大気圏内核実験からの放射性降下物による
4 ものである。1973年以來、 ^{241}Am の空气中濃度は $<10^{-18}\text{Ci/m}^3(0.037\mu\text{Bq/m}^3)$ で、減少
5 傾向にある(Bennett 1979)。原子放射線の効果に関する国連科学委員会(UNSCEAR
6 2000; ATSDR 2004)は、放射性降下物からの放射性核種の蓄積量と空气中濃度は、1980
7 年に大気圏内核実験が中止した時点から急速に低下していることを報告している。長半
8 減期の超ウラン放射性核種に対する吸入被ばくでさえ、1985年以降は微々たるものとな
9 っている。原子力発電所周辺の濃度は、放射性降下物によるバックグラウンドと区別で
10 きない程度である(EPPI 1981; ATSDR 2004)。北海及び北大西洋の表面海水の ^{241}Am
11 濃度は、1976-1988年では $10\text{Bq/m}^3(270\text{pCi/m}^3)$ 付近に止まっている(Pattenden and
12 McKay 1994; ATSDR 2004)が、原子力施設の排出口付近では相当高い可能性がある。
13 ニューヨーク地域において蓄積された沈着量と成長量に起因する土壌中 ^{241}Am は、2035
14 年には最大 $0.88\text{mCi/km}^2(33\text{MBq/km}^2)$ に達すると思われる。1983-1986年及び
15 1987-1992年のFDAのトータルダイエット研究では、放射性核種濃度は特別な法的措
16 置あるいは簡単なモニタリングを必要としないほど十分に低い濃度であった(ATSDR
17 2004)。

18
19 一般公衆は、原子力事故あるいは ^{241}Am が存在する有害廃棄物処理場近傍地域に居住
20 することで高濃度 ^{241}Am に被ばくする可能性がある。被ばくは一般に、これらの処理場
21 からの塵の吸入と摂取による(ATSDR 2004)。

22
23 イオン化式煙検知器あるいは ^{241}Am が含まれる他の装置の製造に従事する作業員、原子
24 炉あるいはエネルギー省(DOE)関連施設の作業員、及びアメリシウムが含まれる装置
25 (屋根の雨漏り及び道路の劣化及びボーリング検層装置のチェック用中性子後方散乱
26 源)を使用する作業員も高レベルの ^{241}Am に被ばくする可能性がある。環境及び多くの
27 職業的な状況において、アメリシウムは通常プルトニウムやキュリウムと一緒に存在し
28 ており、アメリシウム単独での被ばくは殆どない(ATSDR 2004)。

29
30
31 米国有害物質・疾病登録局(ATSDR)の毒性学的プロファイルを基に、アメリシウ
32 ムの体内動態と毒性に関する科学的知見を整理した。

33 34 (5) 体内動態

35 ① 吸収

36 動物試験の多くの知見と同様に、ヒトを対象にした試験においても投与放射能の0.1%
37 未満が吸収されて血液中に入ることが示唆された。乳幼児では0.5%近く吸収される可能
38 性がある(ICRP、1996)。

39
40 アメリシウム汚染貝(軟体動物)を用いたヒトにおけるアメリシウムの吸収について

1 調べられている。成人 8 名（男性 6 名、女性 2 名）に、英国 Cumbria 州 Sellafield 原
2 子力施設近くの海岸で採取された ^{241}Am 汚染巻貝 (winkles) が経口投与された。投与
3 された ^{241}Am の放射能は 18~76 Bq (0.49~2.1 nCi, 0.15~0.63 ng) であった。投与
4 後、24 時間連続的に 10 日間、各々の尿が採取された。

5 吸収された放射能の割合は、尿から排泄された ^{241}Am 排泄蓄積量と、完全に吸収され
6 たと仮定した場合の排泄予測量の割合より推計された。 ^{241}Am の排泄予測量は、Takada
7 ら(1984)の吸収されたアメリカシウムが排泄される場合の動態モデルに基づいて算出され
8 た。8 名の幾何平均吸収率は、投与放射能の 0.6×10^{-4} (幾何学的標準偏差[GSD] 0.1、
9 範囲 : $0.4 \times 10^{-4} \sim 2.1 \times 10^{-4}$) 又は 0.006% であった。

10 2 回目の試験では、前試験の 8 名中 7 名及び新規の 1 名（男性 6 名、女性 2 名）に同
11 じ試験方法で 10~25 Bq (0.27~0.68 nCi, 0.083~0.21 ng) の ^{241}Am による放射能が
12 投与された(Hunt et al., 1990)。

13 この結果、算術平均吸収率は、投与放射能の 0.8×10^{-4} (範囲 : $0.4 \times 10^{-4} \sim 1.5 \times 10^{-4}$)
14 又は 0.008% であった。

15 以上二つの試験結果を合算すると、算術平均吸収率は、投与放射能の 0.9×10^{-4} (範囲 :
16 $0.3 \times 10^{-4} \sim 2.5 \times 10^{-4}$) 又は 0.009% であり、男女の吸収率は同程度であった。

17
18 更に、最初の試験の 8 名中 3 名及び新規 3 名（男性 5 名、女性 1 名）に同じ試験法を
19 用いて 3 回目の試験が実施された。3 回目の試験では、Cumbria 州 Ravenglass で採取
20 された二枚貝 (cockles) が用いられ、投与された放射能は 15~17 Bq (0.41~0.46 nCi、
21 0.13~0.14 ng) であった(Hunt, 1998)。

22 この試験の結果、算術平均吸収率は、投与放射能の 1.2×10^{-4} (範囲 : $0.3 \times 10^{-4} \sim 2.6$
23 $\times 10^{-4}$) 又は 0.012% であった。

24
25 酸化アメリカシウム (AmO_2) が作業員に経口的に曝露された事故事例が報告されてい
26 る。約 $2.85 \mu\text{Ci}$ (105 kBq, 0.88 $\mu\text{g Am}$) の AmO_2 を含有するセラミック粒子を摂取し
27 た事例では、摂取後 8 日間で推定放射能の約 4 pCi (0.15 Bq) 又は 0.00014% が尿中に
28 排泄された(Smith et al., 1983)。

29 また、約 $4.22 \mu\text{Ci}$ (156 kBq, 1.3 μg) の Am を含有した煙検知器の製造に用いる直
30 径 2 mm の銀色ディスク 2 枚を飲用した事例では、作業員は、摂取後 16 及び 24 時間の
31 糞中に銀色ディスクを排泄した。この期間中、尿からの ^{241}Am 排泄量は、摂取放射能の
32 約 3 pCi (0.11 Bq, 0.7 ng Am) 又は 0.0007% であった(Rundo et al., 1977)。2 枚のデ
33 イスクの摂取と糞中排泄との間の時間経過は、食道滞留時間及び腸での不規則な蠕動運
34 動が関係したものと考えられた。

35
36 アメリカシウムの吸収量は投与量の 0.1% 未満という値を支持する結果が、ヒト以外の霊
37 長類を用いた試験で得られている。

38 Ham ら(1994)は、マーモセットに ^{241}Am (1.6 Bq, 43 pCi, 0.012 ng Am) を溶解し
39 たクエン酸液を腹腔内投与、又は ^{241}Am (250 Bq, 6.7 nCi, 2.0 ng Am) を混ぜたじゃ
40 がいも粉を胃内投与し、肝臓又はカーカスにおけるアメリカシウム滞留量の比較により、

1 マーモセットにおけるアメリカシウムの消化管吸収量を概算した。

2 その結果、じゃがいも粉に混合された ^{241}Am の吸収放射能は、投与放射能の約 6×10^{-4}
3 又は 0.06% と推定された。

4
5 アメリカシウムの消化管における吸収量は、豚、モルモット、マウス及びラットでも調
6 べられている。これらの試験では、吸収量の概算に用いられた方法はそれぞれ異なるが、
7 重要な傾向が明らかにされている。一般に、動物試験ではどの種においても摂取された
8 アメリカシウムの吸収は相対的に低い（成獣で 1%未満）ことが示されている。豚、モル
9 モット、ハムスター及びラットにおいて、新生児の吸収率は、成獣に比較すると 30~200
10 倍高く、出生後、年齢と共に吸収率は急激に減少する（モルモットでは出生 30 日後で
11 吸収率は 4 倍）(Bomford and Harrison 1986; David and Harrison 1984; Sullivan et al.,
12 1985)。

13 アメリカシウムは、水溶性の硝酸塩又はクエン酸塩の水溶液として摂取されるときも、
14 貝 (molluses)、じゃがいも又は肝臓組織のような食品中で取り込まれるときも、同様
15 な吸収量となると考えられた(Bulman et al., 1993; Ham et al., 1994; Harrison et al.,
16 1998; Hisamatsu and Takezawa 1987; Stather et al., 1979a)。比較的不溶性のメリ
17 シウム酸化物の吸収量はアメリカシウムクエン酸塩の 1/4~1/10、アメリカシウムクエン
18 酸塩の吸収量はアメリカシウム硝酸塩の 1/3~1/6 であった(Stather et al., 1979a; Sulliva
19 1980a, 1980b)。同様にラットでは、武器表面の塵あい (surface dust from a weapons
20 site) 由来アメリカシウムの吸収量は、アメリカシウムの酸化物又は硝酸塩の 1/10~1/50 で
21 あった(Harrison et al., 1994; Sullivan et al., 1980b)。モルモットではラットより 5 倍量
22 のアメリカシウムを吸収し、種差が認められた。ラットにおいて、満腹時より空腹時及び
23 鉄の充足時より鉄欠損時にアメリカシウム吸収率が増加すると考えられた(Sullivan and
24 Ruemmler 1988; Sullivan et al., 1986)。Fe³⁺及びアメリカシウムを同時に経口曝露される
25 と、摂取されたアメリカシウムの吸収が亢進する結果となり、消化管において Fe⁺³により
26 触媒された酸化還元反応によるものと考えられた(Sullivan et al., 1986)。消化管から吸
27 収されるアメリカシウムの詳細な吸収場所及び化学形態は明らかではないが、唾液及び消
28 化液に適合した化学種分別形態は、唾液ではクエン酸塩及びリン酸塩複合体が多く、消
29 化液では Am³⁺が多いと考えられた(Webb et al., 1998)。小腸におけるアメリカシウムの化
30 学種は報告されていないが、クエン酸、乳酸及びリン酸複合体は、腸液中の弱酸性複合
31 体及びそれらの量の平衡に基づいて予想された(Webb et al., 1998)。
32

33 ② 分布

34 アメリカシウムは消化管から吸収されることが示されているが、経口曝露後の全身の分
35 布については不明な点が多い(ICRP, 1986, 1994a)。しかしながら、消化管から吸収され
36 たアメリカシウムは、吸入曝露による吸収と同様に体循環によって全身に分布すると推測
37 される。

38 動物実験で、アメリカシウムの摂取後にアメリカシウムが蓄積する場所は骨格及び肝臓で
39 ある結果はこのことを裏付けている。アメリカシウムクエン酸塩を単回投与した豚におい
40 て、体内蓄積量が最も多かった投与 8 時間後のアメリカシウムの分布は、骨に 56%、肝臓

1 に 29%及び筋肉に 5%であった(Eisele et al., 1987)。ラットにアメリシウムクエン酸塩
2 又は硝酸塩を単回経口投与した 7 日後、骨格及び肝臓は ^{241}Am 体内負荷量のそれぞれ
3 40% (範囲: 8~67%) 及び 29% (範囲: 7~30%) を占めた(Sullivan et al., 1985, 1986)。
4 消化管から吸収されたアメリシウムは、門脈血流により優先的に肝臓に入るが、肝臓に
5 おける初回通過効果が実際に吸収されたアメリシウムの全体的な組織分布に影響する
6 という証拠はない。マーモセットにアメリシウムクエン酸塩が静脈内投与された結果、
7 肝臓にはアメリシウムの総体内負荷量の 27% (消化管を除く) であったが、じゃがいも
8 粉に混合したアメリシウムを単回強制経口投与した結果では、肝臓への分布は総体内負
9 荷量の 31%であった (経口投与: 静脈内投与の比率は 1.14) (Ham et al., 1994)。同じ
10 ような比較試験では、肝臓への負荷率に対する経口投与: 静脈内投与の比率は、ハムス
11 ターでは 0.9 であり(Stather et al., 1979a)、モルモット及びラットでは 1 未満という結
12 果であった(Bomford and Harrison, 1986; David and Harrison 1984; Harison et al.,
13 1994)。

14 15 ③ 代謝

16 アメリシウムの代謝は、タンパク質との結合の他に、炭酸塩、リン酸塩等の各種の無
17 機陰イオン及びクエン酸塩、乳酸塩等のカルボン酸塩複合体が考えられる(Durbin,
18 1973; Taylor, 1973; Webb, 1998)。これらの相互作用の型は、すべての曝露経路で可能
19 であろう。

20 21 ④ 排泄

22 水中環境でアメリシウムに汚染された貝 (molluecs) を摂取したヒトにおいて、摂取
23 アメリシウムの尿中排泄が測定された。成人 8 名 (男性 6 名、女性 2 名) に、 ^{241}Am で
24 汚染された巻貝 (winkles) が経口投与された。投与された ^{241}Am の放射能は 10~25 Bq
25 (0.27~0.68 nCi, 0.083~0.21 ng) であった。投与後 7 日間の平均累積尿中排泄量は
26 約 0.0005%であり、尿中に排泄された吸収放射能の割合は 0.07%と算出された(Hunt et
27 al., 1990)。

28 同様に 6 名 (男性 5 名、女性 1 名) に Cumbria 州 Ravenglass で採取された二枚貝
29 (cockles) が投与 (放射能範囲: 15~17 Bq, 0.41~0.46 nCi, 0.13~0.14 ng) され、
30 摂取後 7 日間の平均累積尿中排泄量は、投与されたアメリシウムの約 0.0009%であり、
31 尿中に排泄された吸収放射能の量は 0.08%と算出された(Hunt, 1998)。この試験に参加
32 したうちの 3 人は、巻貝(winkles)を用いた先行の試験(Hunt et al., 1990)にも参加して
33 おり、二枚貝を摂取する前 3 日間の尿中排泄量を先行試験の影響として、本試験におけ
34 る実測値が補正された。摂取後 7 日間に被験者から集められた便中で測定された蓄積放
35 射能は、二枚貝中の ^{241}Am 放射能との区別はできなかった。

36
37 $^{241}\text{AmO}_2$ を含有するセラミック粒子を作業員(worker)が摂取した事故事例において、
38 摂取されたアメリシウムの排泄に関する報告がされている(Smith et al., 1983)。事故後
39 5 日目に、約 2.85 μCi (105 kBq) の ^{241}Am (0.88 $\mu\text{g Am}$) を含有するセラミック粒子
40 が便に排泄された。それ以前及び以後の便には、 ^{241}Am 放射能は検出されなかった。粒

1 子の摂取後 8 日間に、約 4 pCi (推定放射能の 0.15 Bq、0.00007%) が尿中に排泄され
2 た。

3
4 ラット及びモルモットを用いた試験の結果、これらの動物では、消化管より吸収され
5 たアメリシウムは、曝露後 1 週間以内に主に尿中に排泄されることが示された。ラット
6 にアメリシウム硝酸塩又はクエン酸塩が強制経口投与されると、推定吸収放射能の 30
7 ～80%が投与後 7 日間に尿中に排泄された(Sullivan 1980a; Sullivan et al., 1985)。排泄
8 率の幅が広いのは、アメリシウムの吸収率が相対的に低いため、推測値の不確実性に起
9 因すると考えられた。尿中に排泄された吸収放射能の割合は、鉄欠損ラット (35%) で
10 は鉄充足ラット (78%) よりも低かった(Sullivan et al., 1985)。モルモットでは、アメリ
11 シウム硝酸塩の単回強制経口投与後 7 日間に吸収放射能の 35～50%が尿中に排泄され
12 た(Sullivan 1980a)。

13 吸収されて循環系に入ると、曝露経路は関係なく、アメリシウムは糞及び尿に排泄さ
14 れる。これは、ヒトの事故事例及びアメリシウムが静脈内投与又は筋肉内投与された動
15 物試験の結果により明らかである。

16 17 (6) 実験動物等への影響

18 アメリシウムの経口投与による急性、亜急性及び慢性毒性試験について、動物におけ
19 る死亡、臓器毒性、免疫学的及びリンパ細網系、神経毒性、生殖発生毒性、発がん性、
20 遺伝毒性等の健康影響に関する報告はない(ATSDR, 1999)。

21 22 (7) ヒトへの影響

23 ① 急性毒性、亜急性毒性及び慢性毒性試験

24 アメリシウムの経口投与による急性、亜急性及び慢性毒性試験について、ヒトにおけ
25 る死亡、臓器毒性、免疫学的及びリンパ細網系、神経毒性、生殖発生毒性等の健康影響
26 に関する報告はない(ATSDR, 1999)。

27 28 ② 発がん

29 アメリシウムの急性、亜急性及び慢性経口投与試験によるヒト発がんに関連した報告
30 はない。大量曝露を受けた作業員 (worker) が、11 年後に死亡しているが、生検によ
31 る検査においてもがんの所見は認められず、死因はがんではなかった。EPA は、ヒトに
32 対する発がん性物質と考えられる放射線核種を検討しており、摂取された ^{241}Am 及び
33 ^{243}Am の発がんリスク因子を推計している(ATSDR, 1999)。

34
35 (参考：症例報告)

36 アメリシウムの全身影響については、 ^{241}Am を含むイオン交換カラムが目の前で爆発
37 した 64 歳男性の事例について多くの報告がなされている (Breitenstein and Palmer
38 1989; Filipy et al. 1995; Jech et al. 1983; McMurray 1983; Palmer et al. 1983;
39 Robinson et al. 1983; Thompson 1983; Toohey and Kathren 1995)。

40 当該症例の被曝量は 37～185 GBq と推定され、応急処置により 220 MBq 程度に、そ

1 の後 1 日で 37 MBq 程度まで低下した (Robinson et al. 1983)。

2 有意だが一時的な貧血、持続するリンパ球と血小板の減少が観察された。その作業員
3 は曝露 11 年後に関係のない原因で死亡している (Filipy et al., 1995)。剖検では、高度の
4 骨梁周囲の線維化 (peritrabecular fibrosis)、骨の細胞成分の減少及び骨代謝の抑制が
5 認められた (Priest et al., 1995)。

6 7 ③ 遺伝毒性試験

8 アメリシウムについては、ヒト及び実験動物において経口又は経皮曝露による急性、
9 亜急性又は慢性の遺伝毒性影響に関する報告はない。吸入曝露では、ヒトでの急性及び
10 亜急性の、実験動物での亜急性及び慢性の遺伝毒性影響に関する報告はない。ヒトにお
11 けるアメリシウムへの外部被ばく事例でみられた遺伝毒性影響に関する所見について
12 記載した。

13
14 γ 線に 11~22 年間外部被ばくされた 7 名の核燃料製造工場作業員 (これらのうち 6
15 名はさらに検査前の 5 年間 α 線を放射する ^{241}Am に内部被ばくされている。) のリンパ
16 球では、染色体異常 (対称型である転座及び二動原体、環状染色体) の頻度が上昇して
17 いた (Bauchinger et al. 1997)。 γ 線の外部被ばく及び ^{241}Am の内部被ばくによる作業員
18 の総実効線量当量は、393、39、207、304、202、237 及び 349 mSv (全身) (39.3、
19 3.9、20.7、30.4、20.2、23.7 及び 34.9 rem) であった。内部被ばくされた 6 名中 5 名
20 において、 ^{241}Am に起因する実効線量当量は総線量の 5~25% となり、染色体異常は主
21 に γ 線への外部被ばくに起因していた。残りの 1 名の作業員では、総実効線量当量 39
22 mSv (3.9 rem) の 66% が ^{241}Am の内部被ばくによるものであった。

23
24 放射線作業員、その妻、娘 (大学生) 及び息子 (10 歳) の事例では、作業員が私的実
25 験のために用いた線源から、彼らは数年間自宅で高い線量の ^{241}Am に被ばくされ、結果
26 的に体内負荷量は 6.5~89 nCi (0.24~3.3 kBq) であった。培養白血球の染色体異常は、
27 外部線源による事故被ばく又は治療による被ばくの事例において観察されたものと同
28 程度のものであった (Kelly and Dagle 1974)。観察された細胞遺伝学的な損傷は低く、
29 著者らに利用可能な背景対照値にのみかなり類似していた。ヒトのデータは限られてい
30 るものの、吸入されたアメリシウムによる有意な遺伝毒性影響は示されていない。

31 32 (8) 国際機関等の評価

33 報告は見当たらなかった。