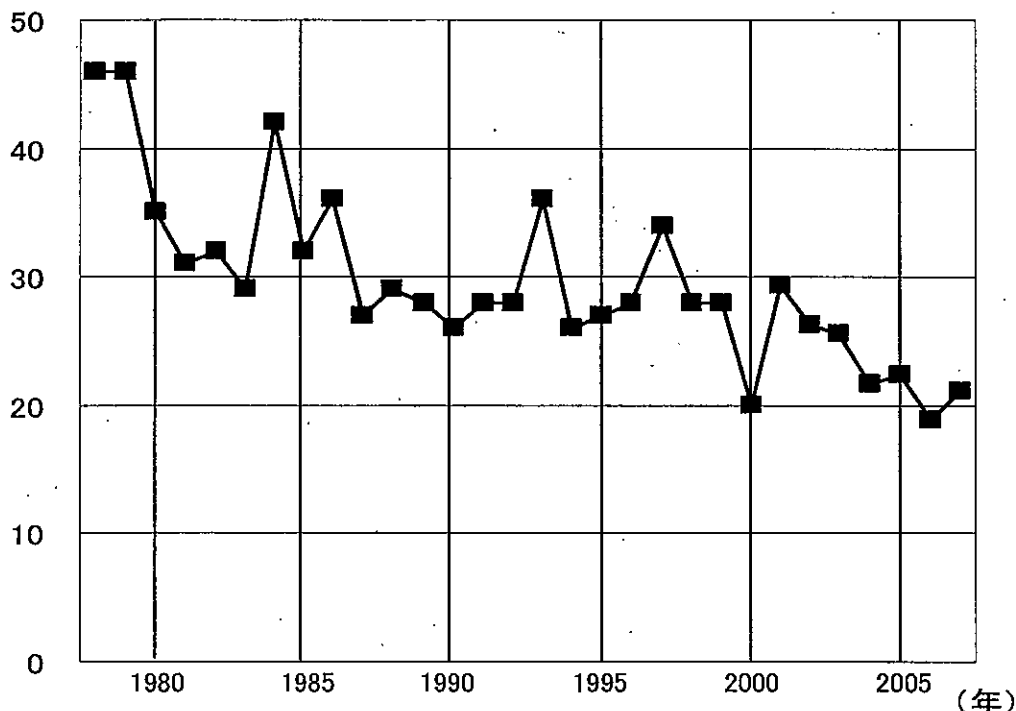


ムの摂取量は、1970年代後半に46 $\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$ であったが、それ以降、かなり減少してきており、2007年に21.1 $\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$ （体重53.3kg⁶で2.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週）となっている。これは、1989年に開催された第33回FAO/WHO合同食品添加物専門家会議（JECFA）で設定された暫定耐容週間摂取量（PTWI⁷）7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週の40%である（図2）。また、14食品群からのカドミウム摂取量の割合は、米類由来の摂取が37.2%、野菜・海草類16.6%、魚介類16.1%、雑穀・芋類12.9%、その他17.2%である（文献4-20、4-21）。

($\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$)



※ 日本におけるトータルダイエツト調査（文献4-20）及び食品中の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究（文献4-21）より引用

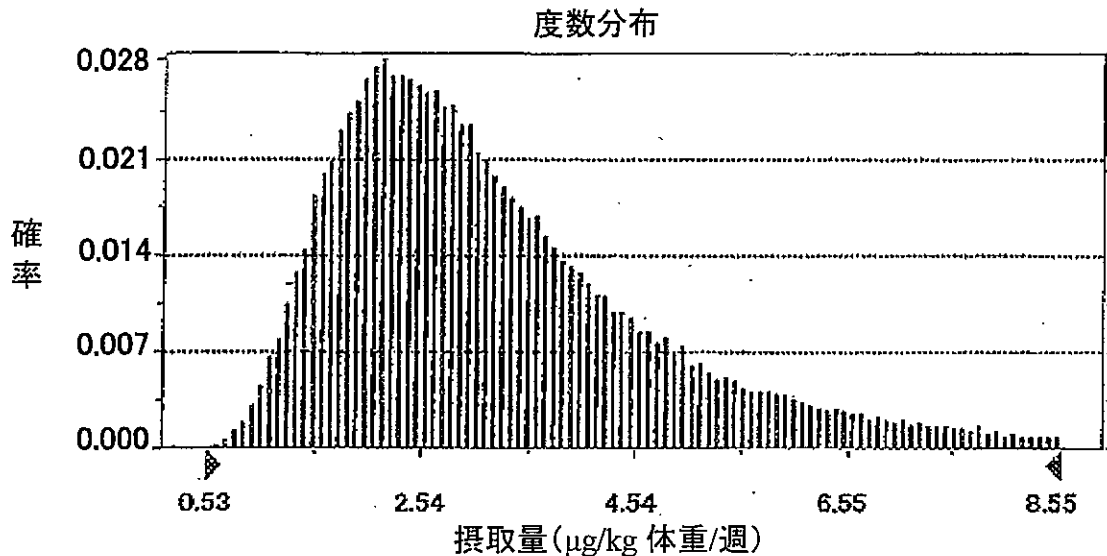
図2 食品からのカドミウム摂取量の推移

食品中のカドミウムは、1970年に食品衛生法の食品、添加物等の規格基準で「米にカドミウム及びその化合物がCdとして1.0ppm以上含有するものであってはならない」と定められているが、0.4ppm以上1.0ppm未満の米は、1970年以降、農林水産省の指導により非食用に処理されていることから、実質的には0.4ppm未満の米のみが市場に流通している状況、すなわち、0.4ppm以上の米からのカドミウム曝露を受けない状況が維持されてきていると考えられる。独立行政法人国立環境研究所（2004）は、平成7年から平成12年までの6年間の国民栄養調査による摂取量データと農林水産省の実態調査による食品別カドミウム濃度データから確率論的曝露評価手法（モンテカルロシ

⁶ 平成10年から平成12年度の国民栄養調査に基づく日本人の平均体重（全員平均53.3kg、小児平均15.8kg、妊婦平均55.6kg）。

⁷ 暫定耐容週間摂取量（Provisional Tolerable Weekly Intake）とは、現時点の最新の科学的知見に照らして、人が一生にわたって摂取しても健康に対する有害な影響が現れないと判断される用量を、体重1kg当たり、かつ1週間当たりの摂取量として表示した数値のことである。

ミュレーション)を適用し、日本人のカドミウム摂取量分布⁸の推計を行っている。この結果、現状の0.4ppm以上の米を流通させない場合におけるカドミウム摂取量は、算術平均値3.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週、中央値2.92 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週、95パーセンタイルで7.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週であると報告されている(図3)(文献4-22)。



※ 日本人のカドミウム曝露量推計に関する研究より引用(文献4-22)

図3 日本人のカドミウム摂取量の分布

4.3.2.2 日本における汚染地域の一般住民

現在、国内でもっとも曝露が高いと考えられる地域で食品サンプルが収集され、TDS法⁹で曝露量が算定された。同時に陰膳法¹⁰による調査が行われた。TDS法で求められた結果は、平均値1.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日、すなわち7日間に換算して8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週となり、JECFAのPTWIである7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週を超える結果となった。陰膳法による一日摂取量は、0.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日となり、陰膳法がTDS法の約半分の結果を示していた。陰膳法では、個人の正確な曝露量を得ることが出来るが、特に魚介類や根菜類を摂取した場合に高い値を示すなど個人内の日間変動が顕立によって大きくなることが知られている(文献4-23)。

4.3.2.3 その他

ほとんどすべての国の一般的な地域における平均カドミウム摂取量は、JECFAのPTWI以下である(表5)。

⁸ この摂取量分布は、計算上のものであり、分布図の右側部分は、統計学的に非常に誤差が大きく、非常に確率が低い場合も考慮されている領域である。したがって、実際にはPTWIを超える人は、ほとんどいないと考えるのが妥当である。

⁹ ここでは、もっともカドミウム曝露が高い地域とそれに隣接する地域で食品13群から530サンプルを採取し、カドミウムの濃度の測定及び摂取量の推定を行っている。

¹⁰ 陰膳法：調査対象者が食べた食事と全く同じものの1日分を食事試料とし、1日の食事に含まれる化学物質の総量を測定することにより、調査対象者が食べた食品に由来する化学物質の摂取量を推定する。ここでは、もっともカドミウム曝露の高い地域の農家女性17名を対象に、平成15年12月中旬に3日の期間で行われ、朝、昼、夕食及び間食の陰膳が作成された。なお、対象者は過去に健康調査に参加した者が選ばれている。

表5 各国における食品中の一日あたりの平均カドミウム摂取量

| 国名 | サンプリング方法* | 平均カドミウム摂取量(μg/日) | 参考文献 |
|-------------|-----------|------------------------|--|
| 一般的な地域 | | | |
| ベルギー | D | 15 | Buchet et al. (1983) |
| フィンランド | M | 13 | Koivistoinen (1980) |
| 日本 | D | 31 | Yamagata & Iwashima (1975) |
| 日本 | D | 48 | Suzuki & Lu (1976) |
| 日本 | D | 49 | Ushio & Doguchi (1977) |
| 日本 | D | 35 | Iwao (1977) |
| 日本 | M | 49 | Ohmomo & Sumiya (1981) |
| 日本 (3地域の平均) | D | 59 | Iwao et al. (1981a) |
| 日本 | D | 43.9 (男性) 37.0 (女性) | Watanabe et al. (1985) |
| ニュージーランド | D | 21 | Guthrie & Robinson (1977) |
| スウェーデン | D | 10 | Wester (1974) |
| スウェーデン | M | 17 | Kjellström (1977) |
| 英国 | M, D | 10-20 | Walters & Sherlock (1981) |
| 米国 | M | 41 | Mahaffey et al. (1975) |
| カドミウム土壌汚染地域 | | | |
| 日本 | M | 211-245 | Japan Public Health Association (1970) |
| 日本 | D | 180-391 | " |
| 日本(3地域の平均) | D | 136 | Iwao et al. (1981a) |
| 英国 | M | 36 | Sherlock et al. (1983) |
| 英国 | D | 29 | Sherlock et al. (1983) |
| 米国 | D | 33 | Spencer et al. (1979) |

* M - 食品サンプルを個々に分析 (TDS法)

D - 陰膳法

※ WHO (1992) Cadmium, Environmental Health Criteria 134.より引用 (文献4 - 13)

5. ヒトにおける動態及び代謝

5.1 腸管からの吸収

表6にヒトにおけるカドミウムの腸管吸収に関するボランティアを対象とした調査研究の一覧を示す。ボランティア調査研究の結果は、①カドミウムの放射性同位元素を経口投与後の体内残存率測定研究(表6のタイプ欄にRと表示)、②摂取量と排泄量の収支(バランス)に関する研究(表6のタイプ欄にBと表示)、③腸管内での取り込み率の推定に関する研究(表6のタイプ欄にUと表示)の3タイプに分類できる。

体内残存率測定研究におけるカドミウムの残存率は、2~8%程度を示しているが、放射性カドミウムの残存放射線量測定が経口投与から数週間以上を経て実施されており、その期間中のカドミウムの腸管への再排泄や尿中排泄を反映していないので、真の吸収率を過小評価している可能性が高いとの見方もある。

摂取量(Cd-I)と排泄量の差を摂取量で除した収支研究によるバランス率(以下、バランス率)は、摂取量と年齢に強く影響されている。図4にHoriguchiら(2004)

(文献5-1)の図を示し、図5に表6に示した各報告の摂取量と年齢の代表値を用いた場合のバランス率を示した。バランス率は、年齢に依存して低下し、摂取量に依存して増加していることが明らかである。この2変数を説明変数とし、バランス率を目

的変数とした場合の重回帰分析結果を図5に示しているが、摂取量の寄与率は高く、偏回帰係数も有意であった。

腸管での取り込み率推定研究は、体内蓄積カドミウムの腸管内排泄の影響を最小限にした研究であり、体内残存率測定研究、摂取量と排泄量の収支研究よりも真の吸収率に近いと考えられる。しかし、短期の腸肝循環の影響を分離して評価することはできない点において真の吸収率との乖離がある。

ヒトでは、鉄欠乏でカドミウム吸収が増加し、高繊維食がカドミウム吸収を抑制するという報告(文献5-1)がある。動物実験では、低カルシウム、低亜鉛、低蛋白質などの栄養条件下や、クエン酸の摂取でカドミウム吸収が増加するという報告(文献5-2)がある。近年、2価金属イオン輸送体1(divalent metal transporter 1, DMT1)が腸上皮細胞における2価金属の吸収に大きな役割を果たしていることが明らかになり、カドミウムもDMT1を介する吸収があると推定されている。このことから、鉄、亜鉛、カルシウム欠乏時のカドミウム吸収増加は2価金属イオンの競合により説明が可能かもしれない。腸上皮細胞から漿膜(血管)側には、カドミウム-メタロチオネイン(Cd-MT)や金属輸送蛋白質1(metal transport protein 1, MTP1)により移送されることが推測されている。

カキを頻繁に摂取する集団においては、貝内に含有するカドミウムから予測されるほど血液中カドミウム濃度(Cd-B)や尿中カドミウム排泄量(Cd-U)が増加しないという報告がある(文献4-13)。動物実験では、カドミウムを含むヒマワリの仁(kernel)、ヒマワリの種全体(seed)及び塩化カドミウム(CdCl₂)の各々からのカドミウム摂取量が同量となるように経口投与した場合、仁からのカドミウム吸収量は、塩化カドミウムからのカドミウム吸収量に比べ30%少ないが、ヒマワリの種全体からのカドミウム吸収量は約2倍になるという報告(文献5-3)がある。これらは、カドミウムの存在形態(蛋白質結合体や遊離体など)や化学形(塩化物、硫化物、硫酸塩など)により吸収に差が生じることを示唆している。

動物実験において、メタロチオネイン(MT)がカドミウムの腸管吸収に関与することやCd-MT経口投与でカドミウムが腎に多く蓄積するという報告がある。一方、食物中のカドミウム濃度を0.02~40 mg/kgで変動させた動物実験では、消化管のMT量は不変であった。

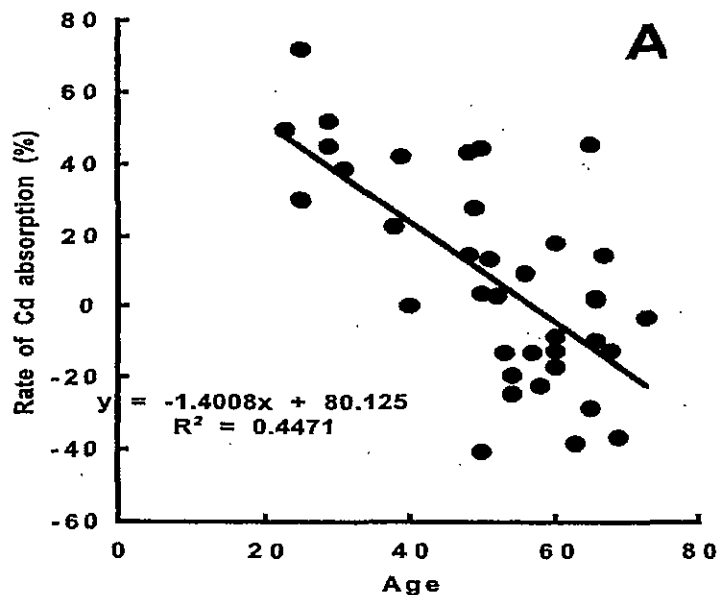
放射性同位元素を投与した動物実験では、幼若マウスにおける蓄積量が投与量の約10%であり、成熟マウスの約1%と比べて多い。

以上のような知見から、本リスク評価においては、成人の腸管吸収率をヒトボランティア実験における放射性同位元素の残存率と同じ2~8%とすることが妥当と考えられる。ただし、小児の情報については不十分であり、今後も情報収集の努力は継続されるべきである。

表6 消化管からのカドミウム吸収に関する研究

| 文献 | 対象ボランティア | | | カドミウム源および摂取頻度 | 摂取量 μg/日 | 吸収指標 (%) | タイプ | 備考 |
|--|-----------------------------------|----|--------------------|--|-----------------------------------|------------------------|-----------|---|
| | 性 | n | 年齢 | | | | | |
| Suzuki and Lu(1976) (文献5-4) | M | 2 | 35,37 | 自然食品30日間 | 48.18, 46.92 | 25.44, 23.38 | B | 陰陽法で食品中Cd測定。日本人及び台湾人のデータ。 |
| Flanagan et al.(1978) (文献5-5) | M | 10 | 24±1.1 | Rl ^{115m} CdCl ₂ 、 朝食1回 | 25 (22-29) | 2.6±0.6 | R | ^{115m} Cdを消化管から食物完全排泄の指標に利用。完全排泄1週間後に ^{115m} Cdの体内残存量をスキャン。 |
| | F | 12 | 29±3.2 | | | 7.5±1.8 | | |
| McLellan et al.(1978) (文献5-6) | M | 14 | 21-61 | | | 4.6±4.0 | | |
| Newton et al.(1984) (文献5-7) | M | 7 | 48±11.7 (29-61) | Rl ^{115m} Cdを含むかにかに肉及びかにかにみそ。朝食1回 | 24-166 | 2.7±0.9 | R | 放射性同位元素 ^{115m} CdCl ₂ をエビ肉に混ぜてペレットを作成し、それをかにかに摂取させ、ボランティアがかにかに肉及びかにかにみそを摂取。26日後に ^{115m} Cdの体内残存量をスキャン。 |
| Burker et al.(1984) (文献5-2) | M | 23 | 70-85 | 自然食品5日間 | 8.6 | -15 (-188-32) | B | 陰陽法で食品中Cd測定。 |
| Berglund et al.(1994) & Vahter et al.(1996) (文献5-8, 5-9) | F | 34 | 37±7.4 | 自然食品4日間 | 11.1±4.2 16.0±7.1 27.8±17.6 | 2 | B | 陰陽法で食品中Cd測定。 |
| | F | 23 | 36±8.4 | | | 0 | | |
| | F | 17 | 37±7.9 | | | -1 | | |
| Crew et al.(2000) (文献5-10) | F | 3 | 32,46,51 | Sl ¹⁰⁶ Cdを含むポリッジ。朝食1回 | 18.81,17.84 16.87 | 42,40,45 | U | 安定同位元素 ¹⁰⁶ Cdを用いて小麦を水耕栽培し、ポリッジ(おかゆ)として摂取。5日間糞便採取。 |
| Vanderpool & Reeves(2001) (文献5-3) | F | 14 | 52±13 (30-70) | Sl ¹¹³ Cdを含むバター。朝食1回 | 14.4±5.8 | 10.6±4.4 (1.6-18.3) | U | 安定同位元素 ¹¹³ CdCl ₂ をひまわりの花の付け根部分に注入し、仁でひまわりバターを作り摂取。21日間糞便採取。 |
| Kikuchi et al.(2003) (文献5-11) | F | 25 | 20.8 (20-23) | 低Cd米。7日間 | 4.4 | -24.5 | B | 5日目～11日目の低濃度安定期をtable3より計算。 |
| | F | 12 | | 高Cd米。1日間 | 46.53±7.21 | 23.9 (-4.0-37.7) | B | 12日目に高Cd米摂取、12～20日のバランス計算。 |
| | F | 6 | | 高Cd米。3日間 | 49.47±3.41～ 52.24±0.68 | 23.7 (-8.2-56.9) | B | 12～14日目に高Cd米摂取、12～20日のバランス計算。 |
| | F | 12 | | 高Cd米。1日間 | 46.53±7.21 | 47.2 (-9.4-83.3) | U | 12日目に高Cd米摂取、過剰Cd分のみ計算。 |
| | F | 6 | | 高Cd米。3日間 | 49.47±3.41～ 52.24±0.68 | 36.6 (-9.2-73.5) | U | 12～14日目に高Cd米摂取、過剰Cd分のみ計算。 |
| | Horiguchi et al.(2004) (文献5-1) | F | | 8 16 14 | 20-39 40-59 60-79 | 自然食品7日間 | 68.3±13.6 | 44 1 -5.9 |

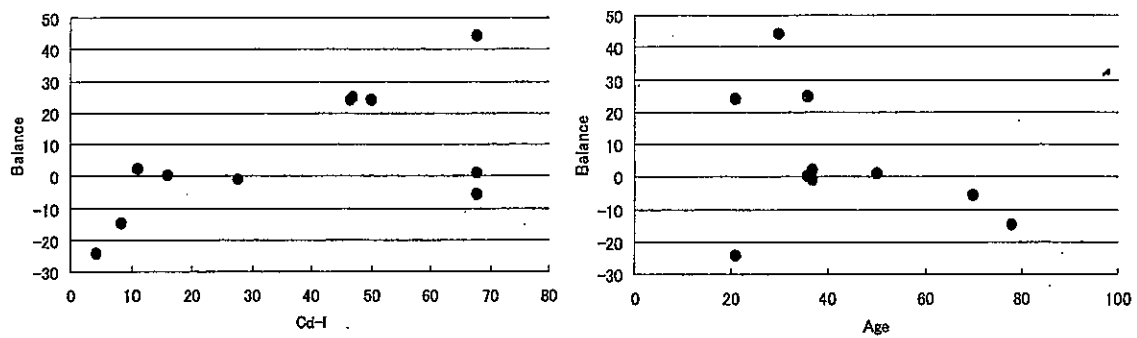
タイプ: B; 摂取量と排泄量のバランス研究。 R; 放射性同位元素の体内残存量研究。 U; 体内蓄積Cdの消化管排泄を無視したときの吸収指標。
この表はKikuchi et al. (2003) を参考に作成。



* バランス率とは、摂取量と排泄量の差を摂取量で除したもの。

※ Horiguchi et al. (2004) より引用 (文献5-1)

図4 年齢とバランス率*



$$\text{Balance}(\%) = 0.51\text{Cd-I} - 0.49\text{Age} + 6.76 \quad (R^2 = 0.597)$$

図5 摂取－糞中排泄バランス(%)と年齢、摂取量(Cd-I)との関係

5.2 輸送

Zalupsら(2003)の総説(文献5-12)によると、腸管で吸収されたカドミウムは、蛋白質に結合して血流によって肝に輸送される。肝では十分量のMTが誘導合成され、カドミウムとMTが結合してCd-MTとなって蓄積し、血液中に移動する。また、グルタチオン抱合により胆管に排泄され、酵素的にシステイン結合に変化する。血液中では、カドミウムは主にアルブミンやMTと結合した状態で移動する。糸球体で濾過されたCd-MTは近位尿細管で再吸収され、蓄積する。カドミウムは、胎盤をほとんど通過しないため、胎児や新生児の体内カドミウム負荷量は無視できるレベルである。

5.3 蓄積・分布

ヒトにおけるカドミウムの長期低濃度曝露では、全負荷量の約1/3が腎皮質に蓄積し、肝や筋肉では、それぞれ全負荷量の約1/4が蓄積される。脳、脂肪組織、骨への蓄積量は、非常に少ない。腎皮質の濃度は高く、肝の濃度の10~20倍である。喫煙者の腎皮質への蓄積濃度は、非喫煙者に比べ10 mg/kg程度高い。表7に主要臓器中のカドミウム負荷量に関する報告を一覧に記した。小泉(1975)によると、ヒトの肝及び腎におけるカドミウム濃度を測定したところ、20歳以上の男女で女性におけるカドミウム濃度が男性のおよそ2倍高い値を示した(文献5-13)。図6には、1974年から1983年(文献5-14)、1992年から1994年(文献5-15)にかけて行われた調査に基づき腎皮質濃度の年齢分布を示した。日本人の腎皮質カドミウム負荷量は多く、50~60歳でピークとなり、以後減少する。肝については、年齢依存的に増加し、腎皮質のように高齢で減少する傾向はない。

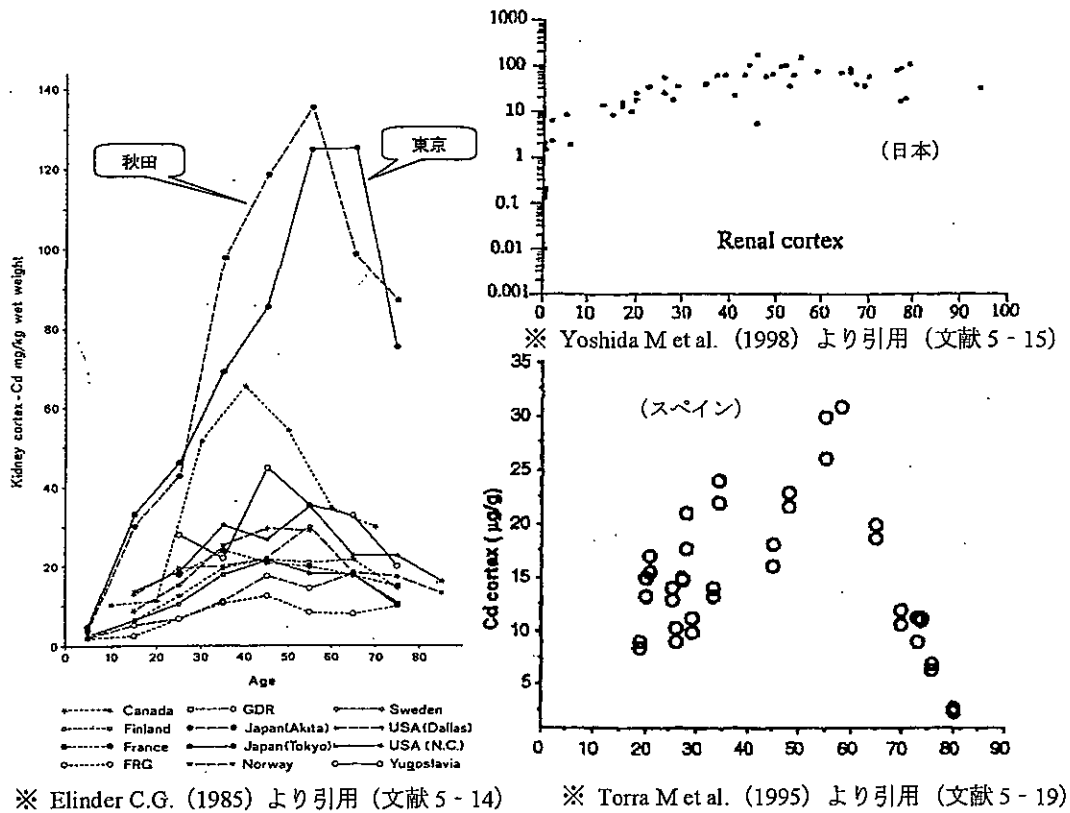
持続的な高濃度曝露では、相対的に肝のカドミウム濃度が増加する(文献4-13)。ヒトでは、カドミウムに起因すると考えられる肝障害の発生は報告されていない。

表7 臓器中カドミウム濃度

| 文献 | 年代・地域 | 数 | 年齢 | 性 | 濃度 (µg/g湿重量) | 年齢との関係 | 備考 |
|---|---|--|--|----------------------------|---|--|---|
| Orłowski & Piotrowski(2003) (文献5-16) | ポーランド | 29 | 42±13 | M26 F3 | 十二指腸:0.28±0.16 空腸:0.26±0.15 回腸:0.13±0.07 | 腸において、40-60歳で最高値。 | 喫煙者で最高値 |
| Satarug et al.(2002) (文献5-17) | 1997~1998 オーストラリア | 61 43 18 | 平均38.5 (範囲2-89) 平均37.0 平均39.5 | - M F | 腎皮質:15.45 肝:0.95 脾:0.13 腎皮質:14.6 肝:0.78 脾:0.11 腎皮質:18.1 肝:1.36 脾:0.17 | 肝 41~50歳 1.44 51~60歳 0.91 61歳以上 1.46 腎 41~50歳 25.9 51~60歳 22.5 61歳以上 21.3 | 平均年齢39歳のCd-U平均値2.30µg Cr、腎皮質Cd18.6 |
| Garcia et al.(2001) (文献5-18) | 10年間に上スペイン のタラゴナ(工業 地域)で生活 | 78 57 21 | 56±20 | - M F | 腎皮質:10.6 肝:1.10 脾:0.09 腎皮質:15.5 肝:1.23 脾:0.13 腎皮質:17.4 肝:0.76 脾:0.05 | 腎皮質Cdは加齢に伴い増加し、50歳程度でピークを示し、その後低下し、逆U字関係。 肝Cdは、加齢に伴い増加。 | 喫煙者が55%。腎と脾Cdは非喫煙者に比べ高値。 |
| Torra et al.(1995) (文献5-19) | スペイン・バルセロナ 在住者 | 50 | 18-80 | - | 腎皮質:14.6±5.9(2.4~31) 腎髄質:8.6±4.3(1.5~16.7) 肝:0.98±0.50(0.32~2.32) | 腎皮質は50-60歳まで上昇し、以後低下。 肝Cdは年齢に依存し増加。 | 自然死または暴力死。病死的異常者は含まれていない。 |
| Tiron et al.(1995)* (文献5-20) | オーストリア 過度に産業化した Styria地域 | 60 | 妊娠17週 ~87歳 | M33 F27 | 腎(中央値):0.01~8.05 肝(中央値):0.01~0.79 甲状腺(中央値):0.01~2.73 | 妊娠17~36週(中央値) 腎:0.51 肝:0.01 甲状腺:0.01 生後2~14日(中央値) 腎:0.01 肝:0.01 甲状腺:0.01 2~30か月(中央値) 腎:0.04 肝:0.03 甲状腺:0.02 12~18歳(中央値) 腎:3.68 肝:0.16 甲状腺:0.06 25~36歳(中央値) 腎:6.34 肝:0.62 甲状腺:0.39 45~59歳(中央値) 腎:5.80 肝:1.51 甲状腺:1.51 51~65歳(中央値) 腎:10.04 肝:0.56 甲状腺:0.84 70~79歳(中央値) 腎:6.72 肝:0.78 甲状腺:0.84 84~87歳(中央値) 腎:8.05 肝:0.78 甲状腺:2.73 | 喫煙歴、癌、肝、甲状腺疾患のある被験者除外。 |
| Yoshida et al.(1998) (文献5-15) | 1982~1994 日本人 | 55 | 0-95 | M43 F12 | 腎皮質:39.6±35.8 肝:2.05±1.84 腎髄質MT:394±43.8 腎髄質MT:191±34.0 肝MT:250±31.3 | 年齢区分:0-1, 2-20, 21-40, 41-60, 61-95歳 腎皮質Cd:0.61, 6.41, 33.3, 69.8, 52.3 腎髄質Cd:0.1, 4.65, 11.6, 26.8, 19.9 肝Cd:0.05, 1.12, 2.29, 1.88, 3.55, MT最高値は乳児の肝臓 中年(21-60歳)の腎皮質と髄質 | 法医学検体。急性心臓麻痺、脳血管疾患、乳児突然死、脳性痙攣、虚血性疾患、等。喫煙習慣、飲酒習慣は不明。 |
| Takacs & Tatar (1991) (文献5-21) | ハンガリー ミシュコルツ市市街 ハンガリー ミシュコルツ市郊外 (市街を除いた地 域) | 531 297 234 541 287 254 | - | - M F - M F | 腎:11.58±9.95 肝:1.56±1.88 脾:0.56±0.88 腎:13.84±11.28 肝:1.60±1.57 脾:0.64±0.95 腎:8.71±6.95 肝:1.43±1.81 脾:0.45±0.77 腎:11.99±10.04 肝:1.81±2.82 脾:0.72±1.69 腎:14.38±11.58 肝:1.75±1.88 脾:0.91±2.16 腎:9.31±7.05 肝:1.88±3.26 脾:0.50±0.86 | 年齢区分は不明。 | 法医学検体。喫煙習慣、飲酒習慣は不明。腎は皮質か髄質か不明。地域区分は上下水道整備、空気及び土壌の汚染等の衛生状況から判断し、人口及び工業地区が密集した地域である市街とそれ以外の郊外に分けているが、厳密なものではない。 |
| Nogawa et al.(1998) (文献5-22) | 日本(汚染対象) 1967-71, 1981-84 (伊予川汚染影響及び 原因のある者) 富山県 1973-77 (汚染地域在住者) 富山県・兵庫県 | 41 51 103 105 | 60以上 60以上 | - - - - | 腎皮質:35.2 肝:66.7 腎皮質:90.1 肝:10.7 | 年齢区分:60-69, 70-79, 80-89, 90-99 腎皮質 男性:データ無し, 71.1, 66.5, 58.3 女性:12.5, 31.5, 29.5, 40.4 肝 男性:データ無し, 88.4, 67.3, 139 女性:84.5, 64.0, 62.9, 36.7 | 病理解剖検体。喫煙習慣、飲酒習慣は不明。汚染地域の対象者にはイタイタイ病患者18名、疑いがある者28名が含まれる。また、非汚染地域の対象者の一部には、過去に汚染地域に住んでいた者が含まれている。 |
| 小泉(1975) (文献5-13) | 日本人 | 85 36 19 | 0-80 | - M F | 腎皮質:70.7±42.0 腎髄質:33.5±22.7 肝:6.3±4.7 腎皮質:64.5 腎髄質:28.1 肝:4.6 腎皮質:98.3 腎髄質:43.5 肝:9.3 | 腎皮質Cdは加齢に伴い増加し、50歳程度でピークを示し、その後低下し、逆U字関係。 肝Cdは、加齢に伴い増加し、30-40歳で最高値。 | 病理解剖及び司法解剖検体。濃度の数値は20歳以上の平均。 |
| Sumino et al.(1975) (文献5-23) | 1971~1972 日本 兵庫県 | 30 15 15 | 平均39 | - M F | 腎:47±24 肝:5.7±4.6 脾臓:2.7±1.7 副腎:1.5±1.0 小腸:1.1±0.44 腎:36 肝:3.2 脾臓:2.2 副腎:0.97 小腸:0.8 腎:58 肝:8.1 脾臓:3.2 副腎:2.0 | 年齢区分10-19, 20-29, 30-39, 40-49, 50-59, 60以上。 腎のカドミウム濃度が年齢とともに上昇。 | 病理解剖検体。脳血管疾患、脳性痙攣、虚血性疾患等。喫煙習慣、飲酒習慣は不明。腎は皮質か髄質か不明。 |

濃度は、µg/g湿重量。*原文の単位であるnmol/gをµg/gに換算(1nmol=112.4ng)

図6 腎皮質中カドミウム濃度と年齢との関係



5.4 排泄

カドミウムは、糸球体から Cd-MT として濾過される。近位尿細管障害がなく、カドミウム曝露量が高くない場合には、100%近く再吸収される。しかし、近位尿細管障害が生じると、再吸収障害および腎に蓄積しているカドミウムの排泄により、尿中排泄量は増加する。長期低濃度定常的曝露では、尿中カドミウム濃度は腎皮質へのカドミウム負荷量を反映し、その平均濃度は 0.5~2.0µg/L 以下であり、おおむね負荷量の 0.01%程度が尿中に排泄される。(文献 4 - 13)。

表 8 及び表 9 に約 30 年前と近年の日本人の尿中及び糞中のカドミウム排泄量を示した。汗、爪、毛髪等その他の排泄経路は無視できる。糞中に排泄されたカドミウム量は、経口摂取されるカドミウム量の 92~98%であり、腸管で吸収されなかった摂取食物中のカドミウム量を反映している。30 年間の差を見ると、対象者の性・年齢は必ずしも同じではないが、一日あたりの排泄量は減少傾向にある。ヒトにおける消化管上皮や胆汁排泄に関するデータはない。

ラット長期曝露実験では、体負荷量の約 0.03%は消化管から排泄された。ラットに静注した実験では、24 時間で 0.83~5.68%が消化管から量依存的に排泄された。

表8 1976年頃の日本の一般集団の糞中・尿中カドミウム一日排泄量

a) カドミウムの糞排泄 (5日間平均)

| | 糞の重量 | | 比率 D/W* (%) | カドミウム濃度 | | 排泄 ($\mu\text{g}/\text{日}$) |
|-----------------------|----------------|------------------|----------------|--------------|--------------|----------------------------------|
| | 乾重量(g) | 湿重量(g) | | 乾(ppm) | 湿(ppm) | |
| 子供 11名 (両性ともに0~5歳) | 15.23±6.25 | 65.65±25.63 | 24.32±4.67 | 1.26±0.67 | 0.33±0.18 | 19.4±15.7 |
| 男性 19名 (22~24歳) | 27.11±11.84 | 117.01±60.51 | 25.01±5.55 | 1.36±0.45 | 0.36±0.18 | 36.0±17.7 |
| 女性 17名 (22~24歳) | 19.88±6.00 | 84.88±30.39 | 25.10±5.37 | 1.21±0.29 | 0.32±0.12 | 25.0±10.8 |
| 男性及び女性 (両性ともに54歳) | 33.35 26.63 | 134.53 112.70 | 25.03 24.30 | 1.19 1.33 | 0.34 0.33 | 45.2 34.5 |

注: 数値は相加平均±標準偏差

*乾重量/湿重量

※ Tsuchiya K. (1978) より引用 (文献5-24)

b) 5日間における糞中・尿中カドミウム排泄量の平均値及び標準偏差

| 対象番号* | 尿中 | | 糞中 | |
|-------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | ($\mu\text{g}/\text{l}$) | ($\mu\text{g}/\text{日}$) | ($\mu\text{g}/\text{g}$) | ($\mu\text{g}/\text{日}$) |
| 1 | 0.91±0.08 | 0.51±0.11 | 1.57±0.28 | 41.1±6.5 |
| 2 | 1.93±0.34 | 1.43±0.22 | 1.34±0.22 | 59.6±17.5 |
| 3 | 0.53±0.17 | 0.79±0.36 | 2.17±0.63 | 79.4±29.7 |
| 4 | 0.84±0.14 | 0.76±0.06 | 1.67±0.53 | 53.8±13.2 |
| 5 | 0.67±0.09 | 0.96±0.32 | 1.97±0.86 | 64.6±47.5 |
| 6 | 1.61±0.52 | 1.01±0.23 | 1.74±0.50 | 52.3±41.6 |
| 7 | 2.15±0.32 | 1.54±0.12 | 1.27±0.24 | 44.1±4.6 |

*7名の医学生(21~22歳の男性、最低4年間は岐阜市内に在住、過度なカドミウム曝露を受けていない、7名中3名が喫煙者)

※ Tati M. et al (1976) より引用 (文献5-25)

表9 近年の日本人女性*の糞中・尿中カドミウム排泄量

| 日 | 糞中カドミウム排泄量(Cd-F, $\mu\text{g}/\text{日}$) | 尿中カドミウム排泄量(Cd-U, $\mu\text{g}/\text{日}$) |
|-----|---|---|
| | 対象者数(n=15~18) | 対象者数(n=25) |
| 1日目 | 13.61±7.95 | 0.338±0.178 |
| 2日目 | 23.10±20.93 | 0.300±0.163 |
| 3日目 | 10.82±12.37 | 0.212±0.114 |

* 20~23歳

※ Kikuchi et al. (2003) の table3 より部分引用 (文献5-11)