

放射線被曝回避の簡単なリスク便益分析*

岡敏弘†

2011年7月10日

4月7日に書いた「放射線リスクへの対処を間違えないために」¹では、ICRP(2007)のリスク係数

$$5.7 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$$

を使って、これに、がん死1件あたり13年(=4600日=11万時間=660万分)の損失余命をを当てはめて、例えば10mSv被曝の損失余命を

$$5.7 \times 10^{-4} \times 4600[\text{日}] = 2.6[\text{日}]$$

と計算した。

これは、ICRPの全年齢平均のリスク係数を無批判に採用して、それに、0歳児の生涯超過がん死1件あたり損失余命をかけたもので、概念的に二重三重に正しくない。緊急性を重んじて安易な方法を採用したのである。今は、これを直すべきである。すなわち、ICRPの係数の妥当性を検討し、かつ、被曝時年齢と被曝期間を反映できる損失余命を出すべきである。

これが本稿の第1の課題である。それが果たせたら、それを使ってリスク管理についていろいろなことが言える。ここでは、飲食物の出荷や摂取をどこまで制限するべきかについて、対策費用の観点を入れながら述べてみよう。これが本稿の第2の課題である。

1 閾値とDDREF

ICRP(2007)は、基本的には原爆被曝生存者の疫学調査の結果に基づき(ICRP 2007, p.178)、線形の線量-反応関係を仮定して(*idem.*, p.174)求めた1Svあたり超過発がん率を、線量-線量率効果係数(DDREF: dose and dose-rate effectiveness factor)²で割った(*idem.*, p.187)ものを、発がん率と人口構成を異にする世界各地の自然発がん率に当てはめ、さらに各種がんの死亡率と死亡しなかったときの生活の質(QOL)を加味して、1Svあたり超過がん死率を算出した。これが上の $5.7 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ である。10mSvあたりなら、 $5.7 \times 10^{-4} [10\text{mSv}]^{-1}$ である(以下、10mSvあたりの被曝量を問題にすることが多いので、原則として10mSvあたりで書く)。

同じ原爆被曝生存者の疫学調査の結果を基にして、当の調査を行ってきた放射性影響研究所は、30歳で $1 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ の超過がん死という、ICRPの2倍近いリスク係数を出している(放射線影響研究所2011)。また、同じ放影研の調査結果に基づいてゴフマンは、 $2.556 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ という、ICRPの5倍近い値を出している(Gofman 1990)。

一方で、放射線の発がん影響には閾値があって、100mSv以下の被曝は無害であるという説もある(近藤1998)。

これだけ広がり大きいと、どの値を採用するかで、リスク評価に基づく行動や政策に大きな違いが出る。したがって、どの値が正しそうかについて何らかの見解をもつことが、リスク管理に不可欠である。

*2011年6月12日の地域公共政策学会地域経済研究会と6月24日の放射線リスク勉強会で発表したものに修正を加えた。

†福井県立大学経済学部 〒910-1195 福井県吉田郡永平寺町松岡兼定島4-1-1 電話: 0776-61-6000。

¹<http://gcoe.eis.ynu.ac.jp/wp/wp-content/uploads/2009/10/jjj1.pdf>

1.1 閾値

閾値があるという議論の根拠は、人の疫学調査で、有意ながんの増加が観察されていないということ、動物実験で閾値の存在を支持する結果が出ているものがあるということである。

人の疫学調査で有意な影響が出ないのは、統計的な検出力の問題であることが多い。部位別のがんをとってみると有意な増加がないとか、被曝時年齢別に集団を細かく分けると有意な増加が出ないといったことがある。その場合でも、全てのがんをとったり、すべての年齢集団をまとめたりすると、有意な増加が観察されることが多い。

放影研の疫学調査で有意ながん死の増加が認められた最小の被曝線量は 125mSv であった。放影研の調査結果を発表したプレストンらによれば、これは次のような意味である。すなわち、125mSv 被曝した場合に、超過相対リスク (ERR: excess relative risk) が 0~1.5 である (最良推定値は 0.74)、つまり、がん死が 1 倍から 2.5 倍に増える確率が 95% である、と (Preston et al. 2003, p.388)。プレストンらは、これをもって、これ以下なら有意な増加が観察されない最小線量が 125mSv であると強調することは、その線量でのリスクの信頼区間の下限值のみに人の目を引きつけようとするものだとして述べて、結果のこのような用い方に警告を発している。

これより低い被曝線量では、有意でなくても 0 よりも大きい ERR の最良推定値が観察されている。例えば、100mSv では ERR の最良推定値は 0.64 であって、それが 0 を上回る確率は 70%、50mSv では ERR の最良推定値は 0.93 で、それが 0 を上回る確率は 85% である (*ibid.*)。こうなると、有意な増加が認められた最小線量が 125mSv であると強調するより、100mSv 以下でがん死が増加する確率は十分高いと言う方がバランスがとれているというのが、プレストンらの言いたいことのようなのだ。

プレストンらは、被曝生存者の疫学調査は、一般には「高線量」研究、つまり、高い線量での健康影響を示した研究だと言われることが多いが、実際はそうではないと言っている (*idem.*, p.387)。5mSv 以上被曝した対象者のうち、76% が 200mSv 以下の被曝であり、64% が 100mSv 以下の被曝なのであり、低線量被曝の健康影響を示す研究なのだというわけである。

閾値の存在を示唆する結果が出ている動物実験は、マウスの胸腺リンパ腫と卵巣がんに関するものだが、ICRP は、これらの腫瘍を起こす過程は細胞死によるプロモーション作用に依存しているから、放射線誘発がんの典型的な形から外れていると見なした (ICRP2007, p.176)。米国の EPA からの諮問を受けて、放射線の健康影響についての報告書を出してきた NAS/NRC (National Academy of Science/ National Research Council) も、その第 7 次報告書 (BEIR VII) で ICRP と同じ判断をし (NAS/NRC 2006, pp.74-75)、多くの動物実験の結果は、閾値がないという仮定と整合的だと述べている。

放射線誘発がんのメカニズムについて、NAS/NRC は、放射線は発がんの主にイニシエータとして作用し、複雑な DNA 二本鎖損傷の、誤りを起こしやすい修復が放射線発がんの主要なメカニズムであるとすれば、低線量の閾値があると期待するのは難しいと述べている (NAS/NRC 2006, pp.75, 89)。ICRP も、放射線的作用の特徴が二本鎖の複雑な損傷にあること、適応的な DNA 損傷修復について十分な証拠はないことなどを挙げて閾値の存在を否定している (ICRP2007, pp.174-175)。

ICRP も NAS/NRC も、安全側に立つために閾値を否定したのではなく、閾値を否定する証拠の方が強いという積極的な判断をしたのであって、十分な根拠に基づいているように見える。

1.2 DDREF

ICRP は DDREF として 2 を採用した。その理由はそれほど強いものではない。2007 年勧告では、動物実験の証拠が DDREF = 2 と矛盾しないことを挙げて、1990 年勧告の値である 2 を踏襲すると述べているだけである。

BEIR VII によると、DDREF の考え方は以下の通りである。図 1 に示すように、放射線の発がん影響が

線形-2 次の曲線で表されるとすると、被曝線量を D 、超過相対リスクを ERR として、

$$ERR = \alpha_L D + \beta D^2$$

高線量域 D_H のデータを基に線形の線量-反応関係を求めると、リスク係数が α_H になるが、求めたいのは

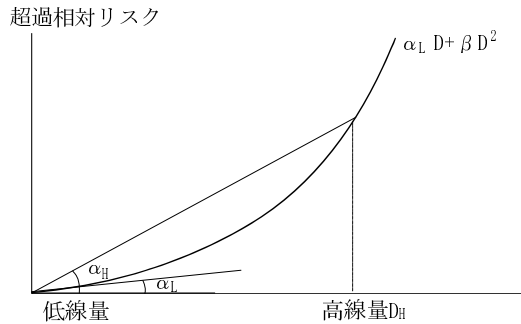


図 1: DDREF の概念

低線量域のリスク係数 α_L である。

$$\alpha_H = \frac{\alpha_L D_H + \beta D_H^2}{D_H} = \alpha_L + \beta D_H$$

であるから、

$$\frac{\alpha_H}{\alpha_L} = 1 + \frac{\beta}{\alpha_L} D_H$$

この α_H/α_L が DDREF である。したがって、DDREF を求めるには、2 次の項の係数と 1 次の項の係数との比 β/α_L と、高線量の値 D_H を決めなければならない。ところが、実際の疫学のデータは、線量の全領域にわたって、線形-2 次の曲線が当てはまるようにはなっていない。例えば、図 2 のように、非常に高い線量では曲線の傾きが緩やかになる。このあたりには線形-2 次の曲線は当てはまっていないから、このあたりの線量 D'_H を用いて DDREF を推定すると、結果はゆがむし、不当に大きい値になる。

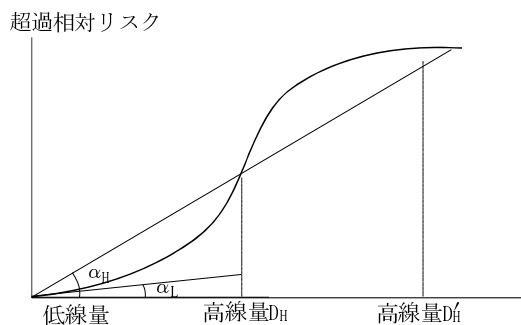


図 2: 実際のデータと DDREF

だから、DDREF を得るには、まず線形-2 次が当てはまる高線量域を決めなければならない。そうして実測値によく当てはまる β/α_L を推定しなければならない。ICRP2007 年勧告では、原爆被爆生存者の疫学調査から得られる α_H に適用すべき DDREF を決めるのに、どの線量を高線量と定義したかについて何も書かれていないし、この疫学調査に当てはまる β/α_L をどう推定したかについても何も書かれていない。ただ、一般的に何にでも適用できる DDREF の値として 2 を提案しているだけのようである。

図3はゴフマンからの引用だが、原爆被爆生存者の調査結果では、線量の全領域にわたって線形の線量-反応関係がよく当てはまるので、高線量 D_H をどこに定義しても、得られる α_H はあまり変わらない。想定される β/α_L が同じなら、 D_H が大きければ大きいほど DDREF は大きくなる。

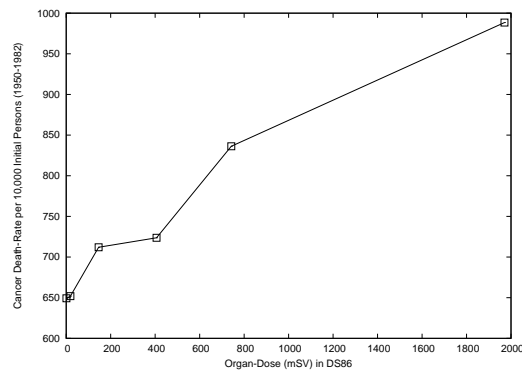


図 3: 原爆被爆生存者の線量とがん死亡率 (Gofman 1990, Table 13-A から)

BEIR VII は、被爆生存者疫学調査で線形-2次が当てはまる高線量域を、1.5Sv までと決めた。それは D_H を 1Sv と想定することに等しいと BEIR VII は述べている (NAS/NRC 2006, p.248)。そして、この決定は主観的なものだと言っている (*idem.*, p.250)。そして、 β/α_L の最も確からしい値は 0.3 だと推定した。ここから、被爆生存者疫学調査の「高線量」 $D_H = 1$ Sv で推定された線形の傾き α_H に適用すべき DDREF は 1.3 になる。

BEIR VII はまた、動物実験から最も確からしいと推定される β/α_L が 0.5 で、これを被爆生存者に当てはめて、DDREF を 1.5 とした (ここの論理はよくわからない)。動物実験の結果は、下に凸のものもあれば上に凸のものもあり、一部右下がりのももある (NAS/NRC 2006, p.256)。そもそもこれらに線形-2次の曲線を当てはめられるものかどうか疑わしい。しかし、BEIR VII は、動物実験から得られる DDREF = 1.5、 $\beta/\alpha_L = 0.5$ を採用し、これを基に引いた線量-反応曲線 $ERR = (\alpha_H/0.5)D + 0.75\alpha_H D^2$ が、原爆被爆生存者の実際のデータの 95%信頼区間に入っているから DDREF = 1.5 でいいと言っているようだ (*idem.*, p.250)。

原爆被爆生存者の疫学調査の線量-反応関係は、線量の全域にわたって線形がよく当てはまり、高線量で若干上に凸である。これに、無理やり線形-2次を当てはめようとすると、2次の係数 β はゼロか負になるだろう。そうならないように「高線量」の範囲をうまく選んで β/α_L を得て、これでその「高線量」での線形の傾き α_H を割れば、低線量域でのリスク係数 α_L が得られる。しかし、そうやって得た α_L は、その「高線量」よりももっと高い高線量域の値をも含めて推定した直線の傾きとそれほど変わらない。そうだとしたら、DDREF などという作弄的なものを用いなくても、全体を線形で推定したリスク係数を素直に使えばいいのではなかろうか。

ICRP のように、全領域の線形の傾きを、根拠のない DDREF = 2 で割るなどということをするれば、素直に線形で推定したリスク係数の半分のものが得られるが、これは正しくないやり方ではなかろうか。

2 10mSv あたり損失余命

以上により、原爆被爆生存者の疫学調査の結果から得られる線形の ERR を使って、被曝時年齢別の損失余命を決めよう。

2.1 平均余命と損失余命

2009年の日本人の平均寿命は、男が79.59年、女が86.44年である。これは0歳児の平均余命と呼ばれるものである。どの年齢にも平均余命がある。15歳の平均余命は男64.93年、女71.75年。90歳の男の平均余命は4.48年、女の平均余命は5.86年である。

平均余命とは、図4に示すように、生命表における生存率曲線の、ある年齢以降の積分値をその年齢の生存率で割ったものである。放射線被曝によって年齢ごとのがん死亡率が上昇すると、それに伴って平均余

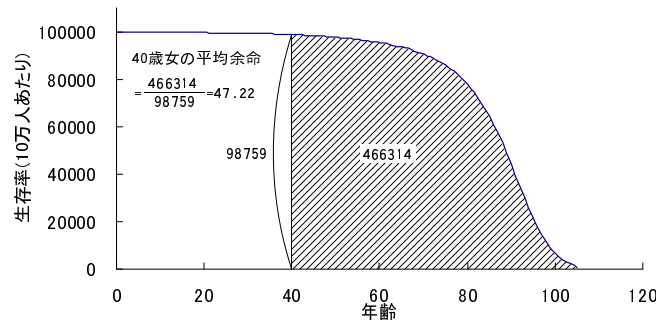


図 4: 平均余命

命が縮まる。これを損失余命と呼ぶ(図5)。

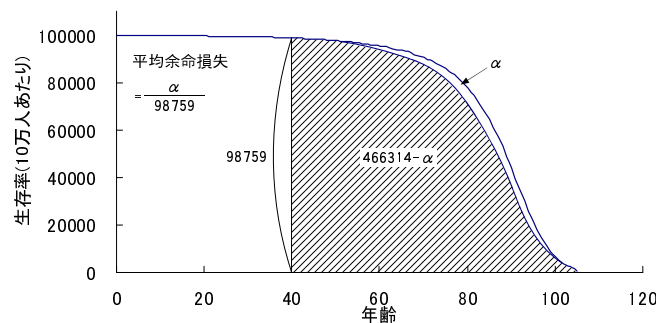


図 5: 損失余命

2.2 ゴフマン

ゴフマン (Gofman 1990) の線形モデルでは、例えば、0～9歳の男が10mSv被曝すると、被曝から10年後以降のがん死亡率が2.565%上がる。例えば、62歳時の自然のがん死亡率は10万人当たり433.4人であるが、これが、子どもの時の10mSv被曝によって、 $433.4 \times 0.02565 = 11.11$ だけ増える。がん以外も含めた62歳の死亡率が11.11上がることによって、生存率曲線も少し下がる。これが生涯にわたって起こるので、元の生存率曲線と下がった生存率曲線との差が作る面積を被曝時年齢の生存者数で割ったものが、その年齢での損失余命になる。5歳で10mSv被曝したときの損失余命は、男で0.091年(33.1日)、女で0.050年(18.4日)である。

他の年齢も含めた10mSv全身被曝の損失余命を表1の「線形の場合」欄に示す。

全年齢男女平均の損失余命は4.9日である。同時に計算できる10万人当たり過剰がん死数もこの表に示している。過剰がん死数は10万人当たり約110人、すなわち、 $1.1 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ となる。これは、最

表 1: 10mSv 全身被曝のリスク—Gofman の場合—

被曝時 年齢	線形の場合					上に凸の場合				
	ERR	損失余命		過剰がん死数 (10万人当たり)	ERR	損失余命		過剰がん死数 (10万人当たり)		
		(年)	(日)			(年)	(日)			
男	0	0.02565	0.091	33.1	777.7	0.06617	0.232	85.0	1987.5	
	5	0.02565	0.091	33.1	777.5	0.06617	0.233	85.0	1987.0	
	15	0.00647	0.023	8.3	196.8	0.01484	0.052	19.1	450.5	
	27	0.00150	0.005	1.9	45.5	0.00334	0.012	4.3	101.5	
	42	0.00297	0.010	3.6	88.0	0.00463	0.015	5.6	137.3	
	60	0.00140	0.003	1.1	32.6	0.00314	0.007	2.4	72.5	
	平均		0.015	5.4	131.1		0.035	12.6	304.0	
女	0	0.01771	0.050	18.4	370.4	0.04388	0.124	45.4	914.4	
	5	0.01771	0.050	18.4	370.3	0.04388	0.124	45.4	914.1	
	15	0.01081	0.031	11.2	226.0	0.02470	0.070	25.5	515.3	
	27	0.00442	0.012	4.5	91.9	0.01000	0.028	10.1	207.9	
	42	0.00250	0.006	2.3	50.1	0.00557	0.014	5.0	111.4	
	60	0.00252	0.004	1.5	41.8	0.00543	0.009	3.2	90.0	
	平均		0.012	4.4	95.7		0.028	10.2	220.7	
男女平均	0		0.071	25.9	579.4		0.180	65.6	1464.9	
	0-9		0.071	25.9	579.1		0.180	65.7	1464.1	
	10-19		0.027	9.7	211.0		0.061	22.2	482.1	
	20-34		0.009	3.2	68.3		0.020	7.1	153.6	
	34-49		0.008	2.9	69.2		0.015	5.3	124.5	
	50-		0.004	1.3	37.6		0.008	2.8	82.0	
	平均		0.013	4.9	112.9		0.031	11.4	261.3	

注) 男の平均、女の平均、男女平均の損失余命及び過剰がん死数は、年齢階層 0~9、10~19、20~34、35~49、50~ の損失余命及び過剰がん死数をそれぞれ、年齢 5、15、27、42、60 のそれで代表させ、2009 年 10 月の日本の推計人口の男女別年齢階層別構成比で重み付けて平均化したもの。構成比は、男の 0~9、10~19、20~34、35~49、50~ がそれぞれ 4.45%、4.83%、9.21%、10.33%、19.91%、女の 0~9、10~19、20~34、35~49、50~ がそれぞれ 4.23%、4.60%、8.83%、10.16%、23.46%。

初に挙げた放影研の $1 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ に近い。元のデータが同じなのだからもっともである。

最初に挙げたゴフマンの $2.556 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ というのは、原爆被曝生存者の調査結果に、上に凸の曲線 (超過相対リスクが線量の 0.75 乗に比例する) を当てはめて、その曲線の 5mSv のところの原点に向かう直線の傾きを使って、それをアメリカ人の生命表に当てはめたものである。日本人の生命表でその場合を計算すると、表 1 の「上に凸の場合」欄ようになる。5 歳で 10mSv 被曝したときの損失余命は、男で 0.233 年 (85.0 日)、女で 0.124 年 (45.4 日) である。全年齢男女平均では 11.4 日である。過剰がん死は $2.613 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ である。

2.3 プレストンら

放影研のプレストンらは、 x 歳で d Sv 被曝したときの y 歳時の超過相対リスク (ERR) が、男で

$$ERR = 0.35de^{-0.038(x-30)-0.7\log(y/70)} \quad (1)$$

女で

$$ERR = 0.59de^{-0.038(x-30)-0.7\log(y/70)} \quad (2)$$

になるという式と、男で

$$ERR = 0.37de^{-0.045(x-30)} \quad (3)$$

女で

$$ERR = 0.63de^{-0.045(x-30)} \quad (4)$$

という式を提出した (Preston et al. 2003, p.389)。式 (1) と (2) は、被曝から時が経過するにつれて、ERR が下がっていくという最近の知見を反映したものであり、式 (3) と (4) は、ERR は被曝時年齢だけによって決まり、その後の経過年数によって変化しないという仮定を当てはめたものである (その点ゴフマンと同様)。なお、これらの式の右辺の最初の係数—式 (1) と (2) では 30 歳被曝で 70 歳時の ERR、式 (3) と (4) では 30 歳被曝の ERR を意味する—の 90%信頼区間が、それぞれ、0.24~0.46、0.45~0.74、0.26~0.49、0.49~0.79 と示されている (*ibid.*)。

被曝後 10 年間は ERR = 0 と仮定して、これを日本人の生命表に当てはめると、表 2 のように、10mSv あたりの損失余命が計算できる。ERR が逡減するモデルでは、0 歳男の損失余命は 14.7 日 (90%信頼区間

表 2: 10mSv 全身被曝のリスク—Preston et al.(2003) の場合—

被曝時 年齢	ERR 逡減モデル				ERR 一定モデル			
	損失余命		過剰がん死数 (10 万人当たり)	ERR	損失余命		過剰がん死数 (10 万人当たり)	
	(年)	(日)			(年)	(日)		
男	0	0.049	14.7 (10.1-19.3)	317.5 (217.9-417.0)	0.01427	0.050	18.4 (13.0-24.4)	433.9 (305.2-574.0)
	5	0.033	12.1 (8.3-15.9)	262.4 (180.1-344.7)	0.01140	0.040	14.7 (10.0-19.5)	346.6 (243.8-458.7)
	15	0.022	8.2 (5.6-10.7)	179.1 (122.8-235.2)	0.00727	0.026	9.4 (6.6-12.4)	221.0 (155.4-292.5)
	27	0.014	5.1 (3.5-6.7)	112.9 (77.4-148.4)	0.00423	0.015	5.4 (3.8-7.2)	128.5 (90.3-170.1)
	42	0.007	2.7 (1.8-3.5)	61.8 (42.4-81.2)	0.00216	0.007	2.6 (1.8-3.5)	63.9 (44.9-84.6)
	60	0.002	0.8 (0.5-1.0)	23.5 (16.1-30.9)	0.00096	0.002	0.7 (0.5-1.0)	22.4 (15.7-29.6)
	平均	0.010	3.8 (2.6-5.0)	85.7 (58.8-112.6)		0.011	4.1 (2.9-5.5)	100.5 (70.7-133.1)
女	0	0.055	20.1 (15.3-25.2)	362.4 (276.6-454.3)	0.02430	0.069	25.2 (19.6-31.6)	507.8 (315.7-508.3)
	5	0.045	16.6 (12.6-20.8)	299.4 (228.5-375.4)	0.01941	0.055	20.1 (15.7-25.2)	405.6 (315.7-508.3)
	15	0.031	11.2 (8.5-14.1)	204.3 (155.9-256.2)	0.01237	0.035	12.8 (9.9-16.0)	258.6 (201.2-324.1)
	27	0.019	6.8 (5.2-8.6)	128.1 (97.8-160.8)	0.00721	0.020	7.3 (5.7-9.2)	149.9 (116.6-188.0)
	42	0.009	3.3 (2.5-4.1)	68.6 (52.3-86.0)	0.00367	0.009	3.3 (2.6-4.2)	73.5 (57.2-92.2)
	60	0.003	1.0 (0.8-1.3)	27.6 (21.0-34.6)	0.00163	0.003	1.0 (0.7-1.2)	27.1 (21.1-34.0)
	平均	0.013	4.7 (3.6-5.9)	91.3 (69.7-114.5)		0.014	5.2 (4.0-6.5)	109.5 (85.2-137.2)
男女 平均	0	0.047	17.3 (12.6-22.2)	339.4 (246.5-435.2)		0.059	21.7 (16.2-27.9)	420.1 (310.3-542.0)
	0-9	0.039	14.3 (10.4-18.3)	280.5 (203.7-359.6)		0.048	17.4 (12.9-22.3)	375.4 (278.8-482.8)
	10-19	0.026	9.7 (7.0-12.4)	191.4 (139.0-245.5)		0.030	11.0 (8.2-14.2)	239.3 (177.7-307.9)
	20-34	0.016	6.0 (4.3-7.6)	120.4 (87.4-154.4)		0.017	6.3 (4.7-8.1)	139.0 (103.2-178.9)
	35-49	0.008	3.0 (2.2-3.8)	65.2 (47.3-83.6)		0.008	3.0 (2.2-3.8)	68.7 (51.0-88.4)
	50-	0.002	0.9 (0.7-1.2)	25.7 (18.8-32.9)		0.002	0.9 (0.6-1.1)	24.9 (18.6-32.0)
	平均	0.012	4.2 (3.1-5.4)	88.6 (64.4-113.6)		0.013	4.7 (3.5-6.0)	105.1 (78.1-135.2)

注) 平均の意味は表 1 と同じ。

10.1~19.3 日)、0 歳女の損失余命は 20.1 日 (90%信頼区間 15.3~25.2 日) である。全年齢男女平均の損失余命は 4.2 日 (90%信頼区間 3.1~5.4 日)、過剰がん死は $8.9 \times 10^{-4} [10\text{mSv}]^{-1}$ (90%信頼区間 $6.4 \times 10^{-4} \sim 1.1 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$) となる。ERR が一定のモデルでは、0 歳男の損失余命は 18.4 日 (90%信頼区間 13.0~24.4 日)、0 歳女の損失余命は 25.2 日 (90%信頼区間 20.0~31.6 日)、全年齢男女平均の損失余命は 4.7 日 (90%信頼区間 3.5~6.0 日)、過剰がん死は $1.1 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$ (90%信頼区間 $7.8 \times 10^{-4} \sim 1.4 \times 10^{-3} [10\text{mSv}]^{-1}$) である。

子どもに年間 10mSv の被曝をさせることは、線形の仮定の下で、十数日~30 日の損失余命を起こすことになる。数年続けば受動喫煙に匹敵するリスクである。この程度のリスクは、20~30 年前なら問題にならなかっただろうが、文化レベルが上がって、子どもの受動喫煙を避けるのが当たり前になった現在では、許容できないリスクであろう。

2.4 甲状腺被爆の損失余命

後で使うので、甲状腺被爆の損失余命も掲げておこう(表3)。プレストンらについてはERR 遞減モデルの数値だけ掲げている。甲状腺がんの自然がん死率は極めて低いので、相対リスクモデルは適当でないかもしれないが、ここでは相対リスクモデルを適用している。

表 3: 甲状腺 10mSv 被爆のリスク

被爆時 年齢	Gofman 線形			Gofman 上に凸			Preston et al. ERR 遞減モデル		
	過剰率	損失余命 (日)	過剰がん死 (10万人当)	過剰率	損失余命 (日)	過剰がん死 (10万人当)	損失余命 (日)	過剰がん死 (10万人当)	
男	0	0.02565	0.082	1.93	0.06617	0.212	4.99	0.036 (0.025-0.047)	0.79
	5	0.02565	0.082	1.93	0.06617	0.212	4.99	0.030 (0.020-0.039)	0.79
	15	0.00647	0.021	0.49	0.01484	0.048	1.12	0.020 (0.014-0.027)	0.44
	27	0.00150	0.005	0.11	0.00334	0.011	0.25	0.013 (0.009-0.017)	0.28
	42	0.0297	0.009	0.22	0.00463	0.014	0.38	0.007 (0.005-0.009)	0.15
	60	0.0014	0.003	0.08	0.00314	0.006	0.18	0.002 (0.001-0.003)	0.06
	平均		0.013	0.32		0.031	0.76	0.009 (0.006-0.012)	0.21
女	0	0.01771	0.124	2.99	0.04388	0.307	7.41	0.125 (0.096-0.157)	2.88
	5	0.01771	0.124	2.99	0.04388	0.308	7.41	0.104 (0.079-0.130)	2.34
	15	0.01081	0.075	1.82	0.02470	0.172	4.17	0.070 (0.054-0.088)	1.59
	27	0.00442	0.031	0.75	0.01000	0.070	1.69	0.045 (0.034-0.056)	1.01
	42	0.00250	0.017	0.42	0.00557	0.038	0.93	0.024 (0.018-0.030)	0.56
	60	0.00252	0.013	0.38	0.00543	0.029	0.81	0.009 (0.007-0.011)	0.25
	平均		0.032	0.79		0.074	1.83	0.031 (0.024-0.039)	0.73
男女平均	0		0.102	2.45		0.258	6.17	0.079 (0.059-0.101)	1.78
	0-9		0.103	2.45		0.259	6.17	0.066 (0.049-0.084)	1.47
	10-19		0.047	1.14		0.109	2.61	0.045 (0.033-0.057)	1.01
	20-34		0.018	0.42		0.040	0.95	0.028 (0.021-0.036)	0.64
	35-49		0.013	0.32		0.026	0.63	0.015 (0.011-0.019)	0.36
	50-		0.008	0.24		0.018	0.52	0.006 (0.004-0.007)	0.16
	平均		0.023	0.57		0.053	1.31	0.021 (0.015-0.026)	0.48

3 出荷制限のリスクと費用

3.1 出荷制限費用

以上に基づき、以下の分析では、1以外のDDREFを仮定せずに直線の線量反応関係を採用し、最新の知見に基づいたプレストンらの、ERRが遞減するモデルに基づいたリスク係数(10mSv当たりの損失余命)を用いる。

表 4: 飲食物の放射性物質に関する暫定規制値

放射性ヨウ素		放射性セシウム	
飲料水	300	飲料水	200
牛乳・乳製品	300	牛乳・乳製品	200
野菜類 (根菜・芋類を除く)	2000	野菜類	500
		穀類	
		肉・卵・魚介類	

表4の暫定規制値に基づいて農産物の出荷制限などが行われている。収穫された農産物や畜産物を出荷せずに廃棄することは、得られたはずの便益を失っているのである。これは費用である。出荷しないこと、廃棄することで得られるのは、消費者の発がんリスクの低減である。リスクは小さいに越したことはない

が、あまりに小さくしようとすると、費用が耐えられないほど大きくなってしまふ。どのあたりが適当だろうか。

収穫物を出荷せずに捨てると、少なくとも、売上を失うという費用が生じる。そのほかに廃棄に余分の費用がかかるかもしれない。福島県では、広く葉もの野菜が出荷制限を受けた。その平均価格を、市場の統計から推定すると、252 円/kg である²。出荷制限によって、少なくともこれだけは被害を受けたらう。

茨城、栃木、群馬、千葉は、主にホウレンソウなどの非結球性の葉ものが出荷制限を受けた。こちらの価格は 350 円/kg から 450 円/kg くらいであり、平成 20 年青果物卸売市場調査から、この 4 県のホウレンソウの平均出荷価格を求めると、429 円/kg である。

福島と茨城は原乳も制限されたが、『福島県農林水産統計年報』から生乳の粗収益は 86 円/kg と計算できる。また、「農業物価統計」による生乳の農家販売価格(全国)の平均は 83 円/kg である。

出荷制限は緊急であったし短期的なものだから、これらが出荷制限によって生じた費用だと見なそう。もっと長期になって生産しなくなると、費用はこれよりも下がるだろう。

3.2 出荷制限によるリスク削減

福島県で 3 月 16 日から 4 月末までに、637 件の野菜の放射性物質の測定値がある。そのうち、出荷制限の対象になった品目の値は 428 件ある。その結果をまとめると表 5 のようになる。

表 5: 福島県出荷制限対象野菜の放射性物質濃度 (Bq/kg)

	件数	放射性ヨウ素	放射性セシウム
キャベツ	55	152.2	226.3
ほうれんそう	105	1219.6	2340.8
春菊	2	44.0	35.0
ブロッコリー	44	1071.8	1342.5
レタス	11	9.0	0.0
ねぎ	6	11.2	20.5
ニラ	20	164.3	16.9
その他	185	688.9	1914.9
加重平均		444.8	729.5

注) 加重平均の加重値は 2008-09 年の出荷量。ND は 0 と見なす。

平均これだけのヨウ素 131 を含む食品 1kg を食べることによる甲状腺の被曝は、表 6 により 乳児、幼

表 6: 経口摂取の被曝線量係数 (mSv/Bq)

	乳児 (3ヶ月)	5 歳児	大人 (20 歳)
セシウム 134(全身)	2.6×10^{-5}	1.3×10^{-5}	1.9×10^{-5}
セシウム 137(全身)	2.1×10^{-5}	9.6×10^{-6}	1.3×10^{-5}
ヨウ素 131(甲状腺)	3.7×10^{-3}	2.1×10^{-3}	4.3×10^{-4}

注) セシウムは ICRP(1995), p.27、ヨウ素は ICRP(1992), p.153.

児、大人で、それぞれ 1.6mSv、0.93mSv、0.19mSv である。これによる損失余命は、プレストンらの ERR が遞減するモデルに基づくリスク係数によれば、それぞれ、 3.6×10^{-5} 年 ($2.7 \times 10^{-5} \sim 4.5 \times 10^{-5}$ 年)、 1.7×10^{-5} 年 ($1.3 \times 10^{-5} \sim 2.1 \times 10^{-5}$ 年)、 1.5×10^{-6} 年 ($1.1 \times 10^{-5} \sim 1.9 \times 10^{-5}$ 年) である。

セシウムの全身被曝での損失余命は、乳児、幼児、大人でそれぞれ、 8.1×10^{-5} 年 ($5.9 \times 10^{-5} \sim 1.1 \times 10^{-4}$ 年)、 3.2×10^{-5} 年 ($2.4 \times 10^{-5} \sim 4.1 \times 10^{-5}$ 年)、 1.9×10^{-5} 年 ($1.4 \times 10^{-5} \sim 2.4 \times 10^{-5}$ 年) である。ヨウ

² 『福島県農林水産統計年報』(2008-2009) から計算した、福島といわきの青果物卸売市場での、秋冬はくさい、キャベツ、ちんげんさい、ほうれんそう、しゅんぎく、アスパラガス、ブロッコリー、レタス、ねぎ、にらの出荷量で重み付けした平均出荷価格。

素の甲状腺被曝とセシウムの全身被曝を合わせると、損失余命はそれぞれ 1.2×10^{-4} 年 ($9.3 \times 10^{-5} \sim 1.5 \times 10^{-4}$ 年)、 4.9×10^{-5} 年 ($3.6 \times 10^{-5} \sim 6.3 \times 10^{-5}$ 年)、 2.1×10^{-5} 年 ($1.5 \times 10^{-5} \sim 2.6 \times 10^{-5}$ 年) となる。

3.3 余命1年延長費用

この1kgの野菜を廃棄することの費用が平均252円である。これを、捨てることによって回避された損失余命で割ると、乳児220万円(170万~270万円)、幼児510万円(400万~700万円)、大人1200万円(960万~1700万円)となる。これは余命を1年延ばすのにかけた費用(CPLYS: cost per life-year saved)である。

出荷制限を受けた、茨城県、栃木県、群馬県のハウレンソウとカキナ、茨城県のパセリ、千葉県のハウレンソウ、シュンギク、チンゲンサイ、サンチュ、パセリ、セルリー、および、福島県と茨城県の原乳について同じことをやって福島県の結果と合わせて示すと、表7のようになる³。

表7: 出荷制限の余命延長費用—福島・茨城・栃木・群馬・千葉—

	放射性物質濃度 (Bq/kg)		CPLYS(万円/年)		
	ヨウ素	セシウム	乳児	幼児	大人
福島県野菜	445	730	220 (170-270)	510 (400-700)	1200 (960-1700)
茨城県野菜	3940	289	120 (97-160)	260 (210-360)	2100 (1600-2800)
栃木県野菜	1020	189	420 (330-560)	910 (720-1200)	5100 (4000-7000)
群馬県野菜	443	186	760 (600-1000)	1700 (1300-2100)	6800 (5300-9200)
千葉県野菜	740	45	660 (520-890)	1400 (1100-1900)	12000 (9300-16000)
原乳 (福島・茨城)	214	8	460 (360-620)	980 (770-1300)	8900 (7000-12000)

これらの費用はかけるに値するものだっただろうか。過去の化学物質対策では、ここで乳児や幼児の余命延長にかけたのよりもはるかに大きな費用をかけてきた(岡 2006、190 頁)。ダイオキシン対策では1年余命延長するのに1億5000万円かけた。クロルデンの禁止では4500万円かけた。苛性ソーダ製造の水銀法全廃では5億7000万円かけた。

これらに比べると、今回の出荷制限にかけている費用は総じて小さい。しかし、過去の化学物質対策は平常時の対策であり、かなり巨額の費用を吸収する余裕が社会にあった。その結果、リスク削減にばかり目が向けられて費用が度外視される傾向があった。今回は非常時であり、出荷制限の痛みは重く生産者にのしかかる。そう考えると、過去の化学物質対策よりも低いCPLYSだから、今回の出荷制限が十分効率的であると言いきることはできない。化学物質対策ではそれほど意味をもたなかった、費用と便益との比較が、今こそ意味をもつように思われる。リスク削減の便益を考えなければならない。

リスク削減便益は、リスク削減に対して個人個人がどれだけ支払ってもよいと思っているか—支払意思額(WTP)—で測られる。死亡率削減へのWTPは盛んに測られてきた。年死亡率削減へのWTPを当年死亡率削減幅で割ったものは確率的生命の価値(VSL: value of a statistical life)と呼ばれる。米国では、環境政策の評価に使うVSLとして、1986年に160万~850万ドルが妥当という報告が出た。1997年の大気浄化法の評価では480万ドルが用いられた。イギリスで1990年代に公共政策評価に使われたのは90万ポンドである。⁴日本では3億5000万円という計測結果がある(Tsuge et al. 2005)。米国の1986年の160万~850万ドルは、2010年価格にすれば⁵、280万~1500万ドルである。これを2010年の平均的な円相場87.8円/ドルで円に換算すると、2.5億~13億円になる。1997年の480万ドルは5.5億円に相当し、この範囲に入っている。日本の3.5億円もこの中に入っている。年1件の死亡は平均的に40年の余命を失わせるから、余命1年延長に対するWTPは630万円~3300万円である。日本の3億5000万円は880万円に当たる。

³非結球野菜の価格を429円/kg、原乳の価格を83円/kgとする。

⁴以上、岡(2006)174頁。

⁵米商務省経済分析局が発表している名目GDPと実質GDPとからデフレーターを逆算すると、2010年と1986年のデフレーターの比が1.76になる。

今回の CPLYs は、特に乳児と幼児については、この 880 万円よりも小さい。したがって、おおむね便益が費用を上回る効率的な制限をしたのではないと思われる。

ちなみに、出荷制限の対象外の農産物および出荷制限が解除された後の農産物についての CPLYs は表 8 のようになり、もしこれを規制していたら、多くの場合に、正当化できない費用がかかったらう。

表 8: 出荷制限対象外品目、解除品目の余命延長費用

	CPLYs(万円/年)		
	乳児	幼児	大人
福島県対象外野菜	1300 (1100-1800)	3000 (2400-4100)	9000 (7100-12000)
茨城県対象外野菜	2500 (2000-3400)	5500 (4300-7400)	28000 (22000-38000)
茨城県解除野菜	6900 (5400-9400)	16000 (12000-21000)	58000 (36000-79000)
栃木県対象外野菜	2100 (1600-2800)	4500 (3500-6000)	28000 (22000-38000)
栃木県解除野菜	19000 (15000-26000)	48000 (38000-66000)	82000 (64000-110000)
群馬県対象外野菜	8100 (6400-11000)	18000 (14000-24000)	89000 (70000-120000)
群馬県解除野菜	17000 (14000-24000)	40000 (31000-54000)	120000 (95000-170000)
千葉県対象外野菜	1200 (970-1700)	2700 (2100-3600)	20000 (15000-27000)
千葉県解除野菜	72000 (57000-93000)	170000 (130000-230000)	420000 (330000-580000)
原乳対象外地域	8200 (6500-11000)	18000 (14000-24000)	15000 (12000-21000)
原乳解除地域	65000 (51000-87000)	140000 (110000-190000)	1400000 (1100000-1900000)

3.4 費用が便益を超えないような基準値

逆に、費用が便益を超えないような基準値を作ることができる。余命 1 年延長便益を v 円、10mSv 当たり損失余命を l 年、飲食物中の放射能 1Bq 当たりの預託線量を d mSv、飲食物 1kg 当たりの放射能を q Bq、飲食物 1kg 当たりの出荷制限等規制の費用を p 円とすると、規制の費用がその便益を超えないためには、

$$\frac{vldq}{10} \geq p$$

でなければならない。ここから、費用が便益を超えない基準値の下限を

$$q = \frac{10p}{vld} \quad [\text{Bq/kg}]$$

として求めることができる。

表 9 が放射性セシウムについてのそのような基準値を示している。ここに示した値以上の規制値は、費用を上回る便益をもたらすという意味で効率的である。ここでは、非結球葉もの野菜、葉もの野菜、牛乳、荒茶の出荷価格をそれぞれ、430 円/kg、250 円/kg、83 円/kg、1500 円/kg とし、これを出荷制限の 1kg 当たり費用とした。飲料水の摂取の制限の費用は、消費者がボトルの水を買うことによってかかる余分の支出とし、これを 100 円/kg とした。これらが p の値になる。 l の値は、表 2 から得られる。ここでは男女平均の損失余命を使っている。 d の値は、表 6 から得られる。0 歳には乳児の値、0~9 歳には幼児の値、それ以外には大人の値を使っている。 v の値は 880 万円の場合と 3300 万円の場合とを考えた。

現行の暫定規制値は、1998 年に原子力安全委員会が作った基準値⁶を、食品安全委員会が追認したものである。その元々の根拠は、当初その値ぎりぎりの放射能濃度を持ち、その後物理的半減期に従って濃度が下がっていく飲食物を 1 年間摂取したときに、成人も幼児も乳児も、放射性ヨウ素による甲状腺被曝 (I-131 だけでなく I-132, I-133, I-134, I-135, Te-132 からの被曝も考慮した) が 33.3mSv を超えず、放射性セシウムによる全身被曝 (Cs-134 と Cs-137 だけでなく Sr-89 と Sr-90 による被曝も考慮した) が 5mSv を超えないという値である⁷。明らかに、この規制値は、これを超えると危険でこれ以下なら安全という境目の値で

⁶ 「飲食物摂取制限に関する指標について」(原子力安全委員会平成 10 年 3 月 6 日)。

⁷ 実際に当初ぎりぎりの値で物理的半減期に従って下がっていく放射能をもつ飲食物を 1 年間摂取したときの、放射性ヨウ素による甲状腺被曝は、成人で 7.2mSv、幼児で 20.7mSv、乳児で 25.9mSv になる。放射性セシウムによる全身被曝は成人 3.2mSv、幼児 1.2mSv、乳児 2.3mSv になる。

表 9: 費用が便益を超えない放射性セシウムの基準値

(a) 1年余命延長の便益が880万円するとき

(Bq/kg)

被曝時年齢	0	0-9	10-19	20-34
非結球葉もの野菜	440 (340-600)	1100 (860-1500)	1200 (900-1600)	1900 (1500-2600)
葉もの野菜	260 (200-350)	640 (500-880)	670 (520-920)	1100 (850-1500)
牛乳	85 (66-120)	210 (170-290)	220 (170-310)	360 (280-500)
荒茶	1529 (1200-2100)	3900 (3000-5300)	4000 (3100-5500)	6500 (5100-9000)
飲料水	100 (80-140)	260 (200-350)	270 (210-370)	440 (340-600)
被曝時年齢	35-49	50-	平均	
非結球葉もの野菜	3800 (2900-5100)	12000 (9600-17000)	2900 (2300-4000)	
葉もの野菜	2200 (1700-3000)	7100 (5600-9700)	1700 (1300-2300)	
牛乳	720 (560-990)	2400 (1800-3200)	560 (440-760)	
荒茶	13000 (10000-18000)	43000 (33000-58000)	10000 (7900-14000)	
飲料水	870 (680-1200)	2800 (2200-3900)	670 (520-920)	

注) 非結球葉もの野菜、葉もの野菜、牛乳、荒茶の出荷価格をそれぞれ、430円/kg、250円/kg、83円/kg、1500円/kgとし、これを出荷制限の1kg当たり費用とする。飲料水の摂取の制限の費用は、消費者がボトルの水を買うことによってかかる余分の支出とし、これを100円/kgとする。

(b) 1年余命延長の便益が3300万円するとき

(Bq/kg)

被曝時年齢	0	0-9	10-19	20-34
非結球葉もの野菜	120 (91-160)	300 (230-400)	310 (240-420)	500 (390-680)
葉もの野菜	68 (53-93)	170 (130-240)	180 (140-250)	290 (230-400)
牛乳	23 (18-31)	57 (44-78)	59 (46-81)	96 (75-130)
荒茶	410 (320-560)	1000 (800-1400)	1100 (840-1500)	1700 (1400-2400)
飲料水	27 (21-37)	69 (54-94)	72 (56-98)	120 (91-160)
被曝時年齢	35-49	50-	平均	
非結球葉もの野菜	1000 (780-1400)	3300 (2600-4500)	770 (600-1100)	
葉もの野菜	580 (450-800)	1900 (1500-2600)	450 (350-610)	
牛乳	190 (150-270)	630 (490-860)	150 (120-200)	
荒茶	3500 (2700-4800)	11000 (8900-16000)	2700 (2100-3700)	
飲料水	230 (180-320)	760 (590-1000)	180 (140-250)	

注) 費用については (a) と同じ。

はない。国際放射線防護委員会 (ICRP) の1984年や1993年の提案にある、国による規制が正当化される緊急時の被曝の範囲

最初の1年間で与えられる	
全身線量	個々の臓器
5~50mSv	50~500mSv

の一番下の値をとって、全身被曝で5mSv、甲状腺で50mSvとし、全身の5mSvの全部、甲状腺の50mSvの3分の2を食品に割り当てたものであるにすぎない。

危険と安全との境目の値ではないからこそ、制限に伴う費用を考慮することに意味があるのであるが、現行規制値は、明らかに費用を考慮したものではない。しかし、表9の結果を見ると、現行規制値が、費用を考慮して効率的と言える範囲に入っている場合がかなりあることがわかる。余命1年延長便益が880万円とすると、葉もの野菜(結球、非結球ともに)と飲料水に関する現行の規制値は、乳児について効率的であり、牛乳に関する現行の規制値は、乳児ばかりでなく19歳までは効率的である。余命1年延長便益が3300万円だとすると、葉もの野菜と飲料水に関する現行の規制値は、0歳から34歳までについて効率的である。牛乳の規制値は、0歳から49歳まで効率的である。これらの現行規制値は、全年齢平均についても効率的である。しかし、茶に野菜と同じ500Bq/kgの規制値を課すことは、余命1年延長便益が3300万円の場合の乳児についてのみ効率的であり、その他の場合については、費用を上回る便益をもたらすことはない。

4 おわりに

私はこれまで、環境政策の評価に費用便益分析を適用することに懐疑的であった(岡 2006)。その理由は2つあった。1つは、環境改善便益の値が信頼性をもたず使いものにならないというであろうことであり、もう1つは、実際の政策が便益をはるかに上回る費用をかけて現に行われており、いくら便益を測っても、政策決定に際して考慮される見込がないということであった。自然環境や生態系を保全することの便益については、前者の理由が当てはまる。つまり、その保全の便益の計測では、人々の真のWTPが測られていないと信じるに足る理由がある。それに対して、人の健康リスク削減の便益の計測は、支払の対象となるものの定義も明確であり、質問法だけでなく、客観的な行動の証拠からWTPを割り出す方法も使えて、真に私的なWTPを観察しうる計測が行われている。だから、人の健康リスク削減に関する政策でリスク削減便益の使用に懐疑的になる理由としては、実際の政策決定で使われそうにないということだけであった。

ところが、今回の放射能汚染では、これまでの化学物質のリスクに比べて、人での健康影響の証拠もはるかに明確で、リスクの大きさもはるかに大きいという事態が生じている。一方で、それを防ぐためにかかる費用もまた無視できなくなっている。化学物質の規制では、生涯発がんリスクで10万人当たり1人以下という考えで規制できた場合がかなりあり、その限りでリスクはほとんどゼロに近いと見なすこともできたし、それが無理なくできるなら、費用を考慮する必要もなかった。しかし、今回の放射能汚染では、1mSvの被曝でも、全年齢平均で10万人中9人程度のがん死のリスクがあり、0~9歳の子どもの場合は10万人中30人のリスクになる。これをほとんどゼロのリスクと見なすことはできない。この領域では、リスク削減とそれにかかる費用との間の真の対立関係が現れる。今こそ、リスク・ベネフィット原則を適用するときであり、環境経済学が費用と便益とを表に出した政策論を行うときである。

食品安全委員会がいかに非論理的に現行の規制値を決めたとしても、費用と便益との考慮に基づいて、私は現行の規制値をおおむね支持する。しかし、現行の規制値よりも厳しい値は、費用と便益との考慮に基づいて支持できない。そして、茶に野菜と同じ規制値を適用することも支持できない。

もちろん、リスク・ベネフィット原則だけで規制値を決めることはできない。全体のリスクの大きさもまた重要である。その点では、規制値ぎりぎりの飲食物ばかりを摂ったときの被曝量が成人で3.2mSv、幼児で1.2mSv、乳児で2.3mSvであることによって、全体のリスクは法外に高くはなりそうにない(乳児の損失余命が4日以下)という判断でいいと思う。

ここでは、主に農産物の出荷制限の費用と便益との比較による政策評価を行ったが、学校などの被曝線量を減らす対策にもこの考え方が使えるだろう。例えば、年間被曝量を1mSv減らすことによって、子どもの損失余命を男女平均で1.4日くらい減らすことができる。それに対して人々がかけてもよいと思う金額は3.4万円くらいある(余命延長便益880万円/年として)。だから、例えば、児童数200人の学校なら、1人当たり1mSvだけ減らす対策にでも680万円かけてよいことになる。自治体にそんな金はないと言われるかもしれないが、国に支援を求める根拠にはなる。

個人が避難するかどうかの判断は難しいが、上の考え方がいくらかは使えるかもしれない。年間20mSvを超える場合には、国が避難を指示したり、勧奨したりしているのだから、20mSvを超える被曝を受けるかどうかは人権の問題と見なされている。つまり、現在の政策では、子どもで29日の損失余命を被らない権利があると見なされているということである。これは妥当な判断だと思われる。

さらなるリスク低減を求めて自主的に避難するかどうかは個人の判断だが、リスク評価とそれにかかる費用は、判断の参考にはなるだろう。10mSvの被曝を減らすことによって子どもが獲得する余命は14日、全年齢では4.2日である。この便益は、880万円/年なら、子どもで34万円、全年齢で11万円である。3300万円/年なら、子どもで130万円、全年齢で40万円である。これらを避難によって失うものと比較すればよい。避難によって失うものには、移住の費用や所得の損失といった金銭換算できる費用もあれば、金銭換算しにくい無形の損失もあるだろう。金銭換算が難しければ、個人個人が抱える事情によって無数の形をとるそのような損失を、獲得余命の日数と直接に比べて判断を下すのが合理的であろう。

放射線の健康影響に閾値があると言い切れる人だけが、安全か危険かの二分法で放射線への対処を語る

ことができる。閾値はないかもしれないということを前提にして作られている規制の体系に、安全か危険かの二分法を持ち込むと必ず矛盾が起こる。私は、閾値がないという主張に分がありそうだと思っているから、影響を量的に表して、他のリスクと比較したり、それにいくら費用をかけられるかを考えたりする以外に判断の方法をもたない。しかし、それはむしろ「安全」なしに「安心」を得る方法でもある。これによって、規制の妥当性についても大まかな見解を持つことができるし、何もないよりはましな根拠に基づいた行動をとることができるのである。

参考文献

- [1] Gofman, J.W. (1990), *Radiation-Induced Cancer from Low-Dose Exposure: an Independent Analysis*, Committee for Nuclear Responsibility, Inc.
- [2] 放射線影響研究所 (2011) 「放影研における原爆被爆者の調査で明らかになったこと」
<http://www.rerf.or.jp/rerfrad.pdf>
- [3] ICRP (1992), 'Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 2 Ingestion Dose Coefficients: ICRP Publication 67', *Annals of the ICRP*, **22** (3-4).
- [4] ICRP (1995), 'Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients: ICRP Publication 72', *Annals of the ICRP*, **26** (1).
- [5] ICRP (2007), 'The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection: ICRP Publication 103', *Annals of the ICRP*, **37** (2-4).
- [6] 近藤宗平 (1998) 『人は放射線になぜ弱いのか 第3版』講談社 (ブルーバックス)。
- [7] NAS/NRC (2006), *Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII Phase 2*. Board on Radiation Effects Research. National Research Council of the National Academies.
- [8] 岡敏弘 (2006) 『環境経済学』岩波書店。
- [9] Preston, D.L., Shimizu, Y., Pierce, D.A., Suyama, A. and Mabuchi, K. (2003), 'Studies of Mortality of Atomic Bomb Survivors. Report 13: Solid Cancer and Noncancer Disease Mortality: 1950-1997', *Radiation Research*, **160**, 381-407.
- [10] Tsuge, T., Kishimoto, A. and Takeuchi, K. (2005), 'A Choice Experiment Approach to the Valuation of Mortality', *Journal of Risk and Uncertainty*, **31**, 73-95.