

# リスク論から眺める農業環境をめぐるトレードオフ

独立行政法人 農業環境技術研究所  
有機化学物質研究領域 永井 孝志

## 1. はじめに ～リスクとハザード～

リスクとハザードはともに「危険」と訳されるが、環境リスク管理を考える際にはリスクとハザードの違いを明確にしなければならない。包丁はそれ自体は殺傷能力を持つハザードであるが、料理人が使う分には実際のリスク（人に危害が及ぶ可能性）は低い。化学物質では H<sub>2</sub>O（水）は数時間以内に 10-20 l の摂取で致死にいたるハザードであるが、通常のリスク（10-20 l 摂取する可能性）は低い。また、水がなければ当然ヒトは生きてゆけないため、ハザード自体を取り除くことは不可能である。このように、化学物質の場合はある閾値を超えなければ実際の有害性の発現には至らない（ハザードはあるがリスクはない）。ハザードの有無ではなく、リスクを低い状態に管理しようとするのがリスク管理である。すなわち、

- ・ 毒物が存在する→問題アリ→毒物の低減が必要

と考えるのがハザード管理なのに対して、

- ・ 毒物が存在する→リスク評価→実際にヒト健康や生態系への実害がある→問題アリ→リスクの低減が必要

- ・ 毒物が存在する→リスク評価→ヒト健康や生態系への実害ナシ→問題ナシ

と考えるのがリスク管理である。

水の存在を否定しようとする人はないが、これが農薬や重金属になると猛毒だからとにかく減らさなければいけない、というハザード管理の主張も堂々となされる場合がある。基準値が設定されているような化学物質の場合、「基準値以下なら安全、基準値超過なら危険」と考える場合が多いが、実際のリスクはそれほど単純ではない。そもそも、何をもって「安全」とするかは、その時代背景、社会、文化によって変化し、必ずしもその線引きは科学によってのみ定義されるものではない。また、基準値の遵守にこだわるあまりに、基準値の設定されていないその他無数の化学物質が野放し状態になっている結果、全体のリスクは必ずしも低下していないという事実にも注目する必要がある。

本稿では、リスクの大きさに応じて管理対策を考えるというリスク論を用いて、主に食品中化学物質のリスク管理を俯瞰し、農業環境におけるリスクやそのトレードオフについて考察する。

## 2. 基準値以下なら安全、基準値超過なら危険???

基準値を設定する場合には、通常大きく安全側に偏った仮定の下で線引きを行うため、基準値以下なら「リスクは低い（懸念レベル以下である）」と判定することはできても、基準値超過した場合に「リスクは高い」と判定することはできない。「基準値以下でも物事に絶対の安全（ゼロリスク）はありません」という言葉をしばしば目にする一方、「基準値の〇〇倍の

超過ですが健康への悪影響はありません」というような言葉をしばしば目にする。基準値の存在は管理水準をわかりやすくする一方で、基準値の導出根拠を知らなければ基準値に振り回されることになる。ここでは基準値設定の一つの例として水道水質基準の四塩化炭素とセレンの2物質の例を紹介する<sup>2)</sup>。

四塩化炭素の場合、動物実験による無毒性用量（No observed adverse effect level, NOAEL）は 0.71 mg/kg/day（体重 1 kg あたりの一日摂取量を表す）であり、ここから不確実性係数（Uncertainty factor, UF）1000 で割ることにより、耐用一日摂取量（Tolerable daily intake, TDI）は 0.71 μg/kg/day となる。ここでの UF = 1000 とは、動物実験からヒトへの外挿に関わる種間差の不確実性を 10、ヒト間の個人差の不確実性を 10、短期影響のデータしかないため、長期影響を予測する場合の不確実性 10 の相乗値である。体重 50 kg の大人が一日に 2 l の水を飲み、水道からの当該物質の摂取寄与率は 10% であるとして、基準値は  $0.71 \times 10^{-3} \times 50 \times 0.1 / 2 = 0.002 \text{ mg/l}$  と計算される（図 1）。

一方セレンの場合、動物実験ではなく人の疫学データより NOAEL は 0.004 mg/kg/day と見積もられ、ここから動物実験からの外挿ではないため UF = 1 として TDI = 4 μg/kg/day となる。ここから同様に基準値は  $4 \times 10^{-3} \times 50 \times 0.1 / 2 = 0.01 \text{ mg/l}$  と計算される（図 1）。

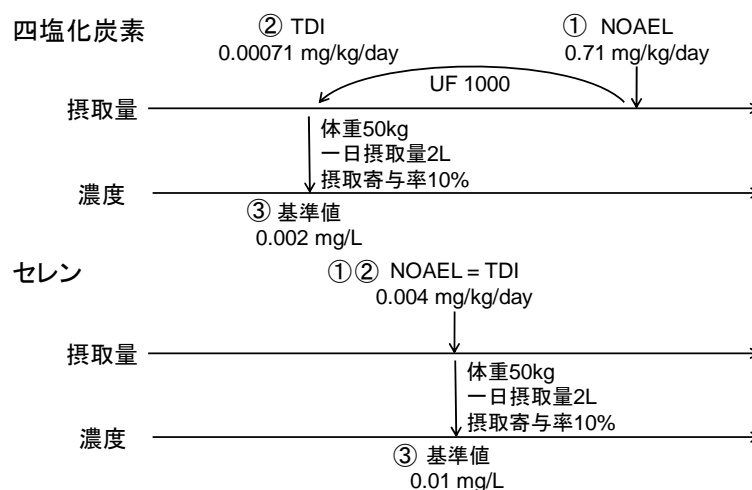


図 1. 水道水質基準設定方法の概念図、四塩化炭素とセレンの例。①,②,③の順番で評価が進む。

毒性を表す数字として NOAEL の比較をすると、セレンの方が四塩化炭素よりも 2 桁低い（2 桁毒性が高い）が、結果として基準値はセレンの方が緩くなっている。つまり、基準値だけでは毒性が高いかどうかの判断はつかない。毒性の違いよりも UF の違いの方が大きいのである。また、四塩化炭素の基準値を 10 倍超過した水を 2 l 飲んだとしても、水道からの寄与率は 10% なので、NOAEL 相当の摂取量までまだ 1000 倍ものマージン（曝露マージン, Margin of exposure, MOE）があることになる。一方セレンの場合は、同様に基準値を 10 倍超過した水を 2 l 飲んだ場合、NOAEL 相当の摂取量に達してしまう。

続いて、残留農薬を例に食品中化学物質の基準値設定方法を紹介する。農薬は農水大臣の登録を受けたものだけが使用可能であり、登録審査には数多くの安全性試験の提出が要求される。それら安全性試験の結果（動物実験による NOAEL）などをもとに食品安全委員会が許容一日摂取量（Acceptable daily intake, ADI）を決定する。動物実験からヒト健康への外挿では、動物→ヒトの種間差 10、ヒトの個人差 10 をかけて UF = 100 が通常適用される。続いて、登録申請時に提出される作物残留試験から、最大作物残留量に任意のマーゲンをかけて残留基準値（案）を設定する。そこから各食品の残留基準値（案）とフードファクター（厚生労働省の国民栄養調査による国民が一日に平均的に食べる量）をかけたものの合計に、平均成人体重 53.3 kg を用いて平均的な推定摂取量を計算する。推定摂取量が ADI の 80%（食品からの寄与分）を超えていないことを確認し、最終的な基準値とする（図 2）。すなわち、ここでの基準値は農薬を適正に使用していればこの値は超えないだろうという意味を持つものであり、水道水質基準のように有害性の観点から設定されたものとは異なる。よって、基準値超過の際に適切に農薬を使用するような営農指導などには役立つが、リスクがあるかどうかの判断には何の役にも立たない。また、以上のように基準値の設定がされていないものについては、ポジティブリスト制により 0.01 mg/kg という一律基準が自動的に課せられる。ここでの一律基準について、少なくとも ADI が設定されているものについてはそこから基準値を換算すべきであると考えられるが、そのような制度にはなっていない。

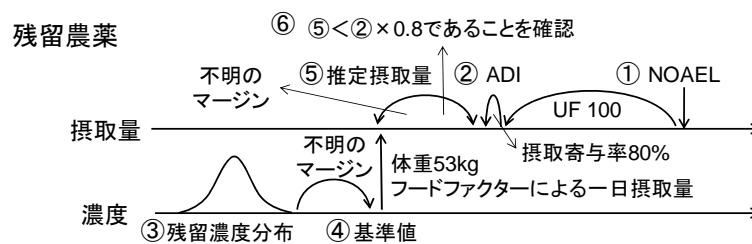


図 2. 農薬の残留基準値設定方法の概念図。①→⑥の順番で評価が進む。

食品添加物や残留農薬のリスクは非常に低く制限されている一方で、天然物や普通の食品などの基準値が無いもののリスクはどうだろうか。農産物の例で基準値違反をした場合と、基準値が無いもののリスクの大小を、畝山（2009）<sup>3)</sup>を参考に事例を紹介する。

キクラゲに農薬フェンプロパトリン（NOAEL が 3 mg/kg/day）が 0.02 ppm 残留した場合、体重 50 kg のヒトが一日 10 g のキクラゲを食べるとすると、フェンプロパトリンの摂取量は  $0.02 \times 0.01 / 50 = 0.000004$  mg/kg/day となり、NOAEL に対して 75 万倍の MOE がある。しかしながら、基準値が 0.01 ppm（ポジティブリスト制の一律基準）であるため基準値違反として回収、廃棄されてしまう。

ジャガイモに天然に含まれるソラニンやチャコニンなどには強い毒性があり、ヒトで多数の中毒例や死亡例がある。日本で市販されているジャガイモに含まれるソラニンとチャコニンの量は皮で 190-320mg/kg、皮をむいた中身で 2.7-12 mg/kg である。ヒトでの致死量は 3-6 mg/kg 体重、毒性量は  $>1-3$  mg/kg 体重とされるので、NOAEL を 1 mg/kg/day と仮定する。

体重 50 kg のヒトが 10 mg/kg のソラニンとチャコニンを含むジャガイモを 200g 食べるとすると摂取量は  $10 \times 0.2 / 50 = 0.04 \text{ mg/kg/day}$  となり、MOE は 25 倍となる。しかしながら基準値が無いためリスク管理はされていない。

タマネギについてはラットで経口投与実験の論文があり、肝臓の病理組織学的変化に関して NOAEL 50 mg/kg/day であり、体重 50 kg のヒトだと 1 日 2.5 g 以上食べると NOAEL をオーバーする。ちなみにタマネギのフードファクターは 30.3 g である。平均で NOAEL を 10 倍以上オーバーしているが、タマネギを禁止しようという人はいない。

このように、基準値の超過とリスクの大小は直接は無関係であり、基準値超過の際にはリスクの大きさを改めて評価する必要がある。また、基準値が無いものはリスクが低いわけではなく、基準値の有無に関わらず並列にリスクを評価し比較していくことが重要となる。

### 3. 基準値の意味の再考察 ～コメ中カドミウムを例に～

食品衛生法におけるコメ中カドミウムの基準値が 1 mg/kg から 0.4 mg/kg へ引き下げられることになっているが、いったいカドミウムはどこまで減らせば良いのだろうか。日本人のカドミウム摂取量の分布を調べた結果、平均が 3.5  $\mu\text{g/kg/week}$ 、95 パーセンタイル値が 7.3  $\mu\text{g/kg/week}$  と推定されており、食品安全委員会によるカドミウムの耐用週間摂取量 (Tolerable weekly intake, TWI) の 7  $\mu\text{g/kg/week}$  を平均的な日本人は下回っているが、約 5 % が超過すると評価されている (図 3) <sup>4)</sup>。食品安全委員会による評価書では「一般的な日本人における食品からのカドミウム摂取が健康に悪影響を及ぼす可能性は低いと考えられる」と結論付けられる一方で、行政では ALARA (As low as reasonably achievable) の原則に従いさらに摂取量を減らす必要がある、としてカドミウムのリスク低減対策の取り組みを進めている。これは一見自己矛盾のようにも見える。さらには欧州食品安全機関 (European food safety authority, EFSA) がカドミウムの TWI を 2.5  $\mu\text{g/kg/week}$ <sup>5)</sup> と設定したことを受け、日本でもさらなるリスク低減を図る必要がある、との意見も出ているが、はたしてこれは妥当な意見なのだろうか。残留農薬では平均的な摂取量と ADI を比較して基準値の妥当性を判断するが、カドミウムの場合はなぜ平均値ではなく 95 パーセンタイル値で議論するのであろうか。「安全」に対する解釈を統一する必要はないのであろうか。また、機関による TWI の違いは何を意味しているのだろうか。

食品安全委員会の評価では 14.4  $\mu\text{g/kg/week}$  のカドミウム摂取量でも悪影響は見られなとしつつも、WHO/FAO 合同食品添加物専門家会議 (JECFA) による暫定 TWI の 7  $\mu\text{g/kg/week}$  に合わせるように TWI を 7  $\mu\text{g/kg/week}$  とした。これは事実上 UF = 約 2 と設定していることであり、実際の NOAEL は 14.4  $\mu\text{g/kg/week}$  と解釈できる。同様に EFSA の評価では UF = 約 4 を適用しているため、NOAEL は 10  $\mu\text{g/kg/week}$  と解釈できる。NOAEL に対する MOE は 10 倍以内であり、残留農薬などと比べると平均的なリスクは大きいことがわかる (図 3)。このような UF はヒトの疫学データが十分に揃っている場合 (一般集団における個人差が考慮されている場合) には通常適用されないものであり、これらの評価での UF の適用には政治的な判断が含まれている可能性がある。また、EFSA の評価に用いられた尿中カドミウム濃度から摂取量を推定するワンコンパートメントモデルは、食品安全委員

会の評価では信頼性が低いと評価されており、産業技術総合研究所によるカドミウムの詳細リスク評価書<sup>6)</sup>においても、このワンコンパートメントモデルは実測値との適合性が悪く、採用が見送られたという経緯がある。つまり、これらの TWI や基準値などの値は低ければ低い方が正しいという事は全くなく、値に振り回されないようその解釈には十分な注意が必要である。

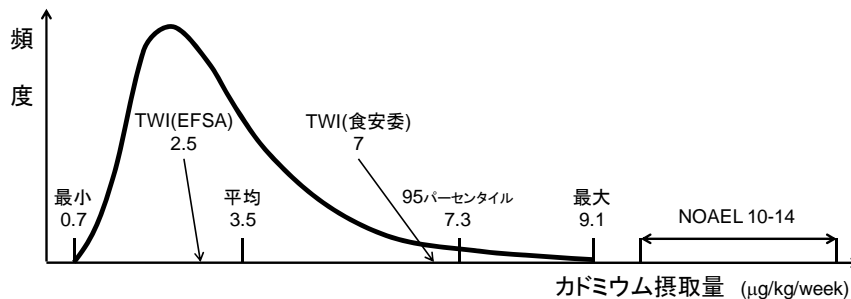


図 3. 日本人のカドミウムの推定摂取量分布<sup>4)</sup>と TWI、事実上の NOAEL。

ARALA の原則とは「合理的に達成可能な限り低く」と訳されるが、ただ単純に減らせれば良いというハザード管理の考え方ではない。リスクが明らかに許容不可能な領域と明らかに許容可能な領域の中間に位置するとき、リスク低減対策の費用対効果が高い場合には費用をかけてリスクを減らしましょう、という考え方である (図 4)。

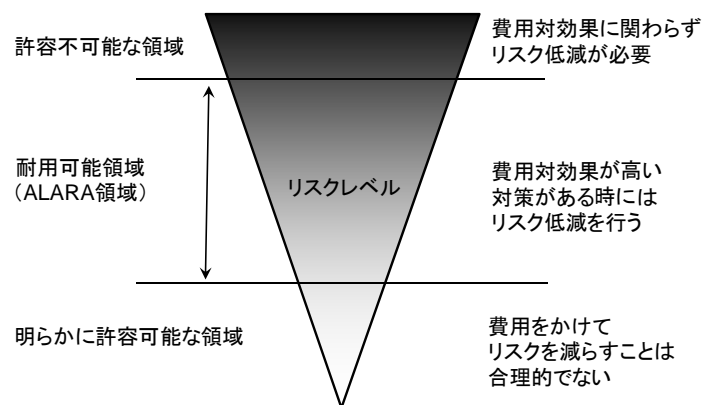


図 4. 英国における ALARP (As low as reasonably practicable) の概念図。耐用可能領域は一般公衆へのリスクの場合生涯死亡率が  $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$  の範囲とされている<sup>7)</sup>。ALARP は ALARA の英国における解釈であり、ALARA の原則ではさらに社会経済的要因を考慮する必要がある。

これまでのリスク評価では、現時点におけるカドミウムのリスクについては耐用可能領域 (ALARA 領域) にある、ということはそもそも明示的に示されてはいない。なぜなら、評価のエンドポイント (NOAEL の設定根拠) が腎障害の予兆を示す尿細管障害であり、それ自体が必ずしも有害であるわけではなく、死亡リスクなどと比較ができないからである。as

low as は基準値をできるだけ低く、ではなくリスクをできるだけ低く、という意味である。基準値を下げる、というのはあくまで対策の一つであり、その対策がリスクを低減させるための費用対効果が本当に高いのかどうかを検証する必要がある。検査の機会を増やし、基準値を超過した作物を回収、廃棄しても、大多数の検査しない作物はそのまま流通する。同一の土壌で同一の条件で栽培してもコメ中カドミウム濃度はバラツキがあるため、たまたま濃度が高かったものが検査で引っかかる可能性もあるし、またその逆もある。カドミウムは数十年にわたり高濃度で曝露されることにより初めて有害性が現れるため、まれに基準値を超えるものを食べるくらいでは悪影響はない。検査をするのは回収、廃棄が目的ではなく、適切な管理対策を考えるためのリスク評価が目的であると考えべきである。EFSA の評価書ではハイリスク集団としてベジタリアン、子ども、喫煙者、汚染地周辺住民を挙げ、曝露量を減らすべきと提言しているが、日本でも TWI を超えると考えられるハイリスク集団を特定しさらに詳細な曝露評価を行うことで、費用対効果の高いスポット的な対策が選択可能な場合もあると考えられる。

#### 4. リスクトレードオフをどう扱うか？

工業化学品の場合は物質代替によるリスクトレードオフの問題がさかんに議論されている。ある物質が使用禁止や基準値の設定などの規制にかかると、規制のない物質への代替が進み、その結果本当にリスクが低減したのかどうかの問題となる。この場合、物質代替前後のそれぞれの物質のリスクを同じ尺度で評価し比較することでトレードオフの評価が可能になる。食品のリスクにおいても、例えばかび毒によるリスクが懸念される場合に農薬によるかび病の防除を行えば、かび毒と農薬のリスクトレードオフが発生する。また、本研究会でも報告がある水稻のカドミウムとヒ素の吸収にはトレードオフの関係があるため、カドミウムとヒ素の連続的なリスクトレードオフが存在すると考えられる。

リスクトレードオフの対策では、複数の管理対策がある中でどの管理オプションが最も効率的かということの評価することが重要である。ここでは、ある架空のリスクトレードオフ管理を考えてみる。現状（シナリオ 1）、コストをかけて対策した場合（シナリオ 2）、さらに大きなコストをかけて対策した場合（シナリオ 3）の食品中の物質 A と B の濃度がトレードオフの関係で変化するとする（図 5）。ここで、物質 A と B のある食品中の基準値は一日摂取量 100 g、体重 50 kg、寄与率 20%を考慮して：

物質 A： 2 mg/kg (UF = 2; NOAEL = 40 mg/kg/day)

物質 B： 4 mg/kg (UF = 100; NOAEL = 4000 mg/kg/day)

とする。

シナリオ 1 では物質 A の濃度は 0.1 mg/kg、物質 B の濃度は 10 mg/kg で B が基準値オーバーである。摂取量を計算すると物質 A は  $0.1 \times 0.1 / 50 \times 10^3 = 0.2$  mg/kg/day、物質 B は  $10 \times 0.1 / 50 \times 10^3 = 20$  mg/kg/day となり、NOAEL に対する MOE は物質 A、B ともに 200 となる。シナリオ 2 では物質 A の濃度は 1 mg/kg、物質 B の濃度は 1 mg/kg で両者ともに基準値を満たす。摂取量は物質 A、B ともに  $1 \times 0.1 / 50 \times 10^3 = 2$  mg/kg/day となり、MOE は物質 A で 20、物質 B で 2000 となる。シナリオ 3 では物質 A の濃度は 10 mg/kg、物質 B の濃度

は 0.1 mg/kg で A が基準値オーバーである。摂取量は物質 A で  $10 \times 0.1 / 50 \times 10^3 = 20$  mg/kg/day、物質 B で  $0.1 \times 0.1 / 50 \times 10^3 = 0.2$  mg/kg/day となり、MOE は物質 A で 2、物質 B で 20000 となる。健康に対する悪影響が起こる可能性、すなわちリスクを最も低く抑えられるのは、物質 A、B の MOE の低いほうが一番大きくなるシナリオ 1、つまり現状維持ということになる。この架空の例では、両方の基準値を満たすようにコストをかけて対策をしても（シナリオ 2）、リスクは減るどころかむしろ増加することを示している。以上のように基準値はトレードオフを考慮して設定されるものではないので、基準値の遵守によってかならずしもリスクミニマルになるわけではなく、両者のリスクをミニマルにするような最適管理基準を改めて評価する必要がある。

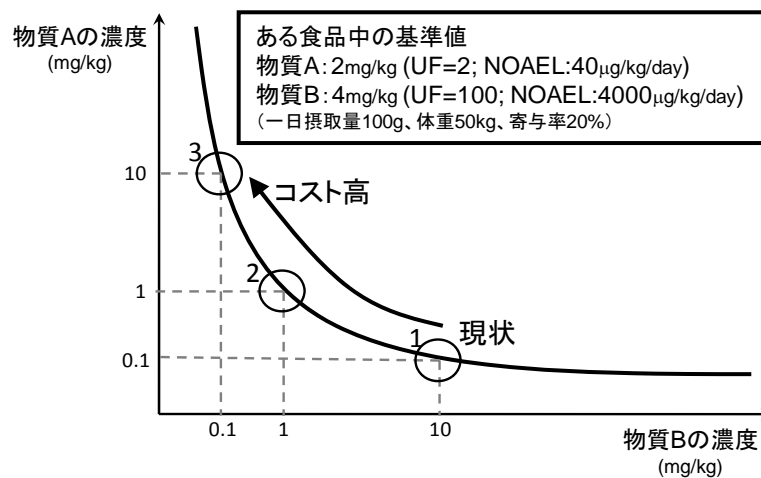


図 5. 架空の 2 物質のリスクトレードオフ関係。

このようにリスクトレードオフ管理のためには、リスクを可能な限り同じ尺度で定量的に表現し比較を行うことが肝となるが、またこの部分が最も難しい所でもある。MOE によるリスクの表現は簡便でわかりやすいが弱点もある。まず、MOE は NOAEL/摂取量で求められるが、発がん性のある物質（遺伝子損傷性のある物質）の場合は毒性に閾値が無いという前提をとるため、NOAEL の評価が理論的に不可能で、非がんのリスクと発がんのリスクを比較することができない（発がん物質で NOAEL の代わりにベンチマーク用量という指標を用いて MOE を計算する方法もある）。例えば、カドミウムは経口曝露では非がんの影響（腎機能障害）を引き起こすが、ヒ素は皮膚がんを引き起こすため、これらのリスクトレードオフは MOE では解析できない。次に、両者が非がんの作用特性を持つものだったとしても、その NOAEL の評価のエンドポイントが腎臓や肝臓への影響であったり、神経障害や成長抑制であったりするなど物質によってバラバラであるので、実際の影響の程度が等しくないものを横並びで比較することになる、という欠点もある。一方、NOAEL や摂取量の個人差を分布で表現し確率論的に解析することで、集団としてのリスクを定量的に表すことができるなどのメリットもある。オランダの国立公衆衛生環境研究所（RIVM）ではかび毒デオキシニバレノール、カドミウム、有機リン系殺虫剤、かび毒 T-2/HT-2、アクリルアミドの確率論的リスク評価を行い、集団の中での MOE<1（悪影響あり）になる確率を計算している<sup>8)</sup>。

この中でカドミウムとアクリルアミドについて、集団の中の摂取量や感受性の個人差を考慮すると、1%以上の方がMOE<1になる可能性があるとして推定されている。これは、対策すべき物質の優先順位付けなどに役立つと考えられる。

発がんとは非がんによる死亡リスクを横並びで比較する方法としては損失余命があり、カドミウムは0.8日、ヒ素（発がん）は0.3日、メチル水銀は0.1日などと計算されている<sup>9)</sup>。これは、疫学調査によって報告される化学物質への曝露による死亡率上昇の情報を、生命表などを用いて一人あたりの損失余命に換算したものである。損失余命では死亡リスクしか評価できないが、実際の化学物質の悪影響は死に至らなくても様々な健康上の障害を引き起こし、生活の質（Quality of life, QOL）を低下させる。死亡リスクに加えてこのような死亡以外の健康影響をQOLの低下度合いによって定量化したものが障害調整余命年数（Disability adjusted life year, DALY）や質調整余命年数（Quality adjusted life year, QALY）である。これらの指標では、エンドポイントの違いを定量的に表現しているため、様々なリスクの比較をする際に最も現実的な比較が可能となる。オランダのRIVMでは食事由来の健康リスクをDALYの損失を指標として定量的に評価している<sup>10)</sup>。この中で、全体として不健康な食事や喫煙+運動不足+アルコールの過剰摂取が最も損失DALYが大きく、化学物質による損失DALYは非常に低いと報告している。このように、化学物質による統一的なリスクの評価方法の研究が進んできているが、その実際の場面への応用は非常に例が少ないのが現状である。ケーススタディーを増やし、実際のリスク管理の場面で活用してもらうことが今後の課題となるだろう。

## 5. 包括的リスクマネジメントの提案 ～リスク低減からリスク最適化へ～

これまで主に食品中化学物質による健康リスクについて記述してきたが、農業環境全体に目を広げてみると、健康リスクのみならず、農地周辺の生態系、温暖化などグローバルスケールの環境影響、農業生産の効率性や持続性、農業経営の安定性などの多くの要因が、それぞれ互いに影響しながらトレードオフ関係となる。例えば健康リスクの面では、より低い残留基準値が設定されればそれを超過する確率が増え、農作物が出荷できなくなり経営リスクの増加要因となる。基準値超過の報道による風評被害も大きな経営リスクとなりうる。また、減農薬や減化学肥料等の環境保全型農業や有機農業を推進しようとするれば、減収による効率性の低下やコスト増による経営リスクの増加につながる。食料生産が落ち込めばその分農地を増やすか食料輸入を増やさなくてはならないが、農地を増やすために森林を切り開けば、これは大きな生態系破壊である。

このような関係性の中で、例えば生態系へのリスクを低減するために単純に農薬を減らそうとしても、食料生産や持続性という意味で失敗してしまう。食料生産性や農業経営など他の要素を無視して、生態リスク単独の部分最適化を行おうとしても、それぞれの要素間の相互作用があるため、農業システム全体としては上手く回らない。すなわち、単なるリスク低減を目指すのではなく、上記のような農業システムを構成する要素間の相互作用を定量的に解析することによって、農業システム全体としてのリスク管理の最適化の方向を目指すべきである（図6）。



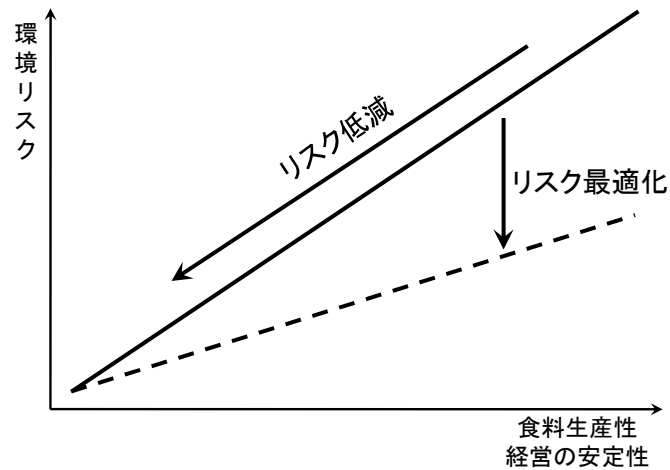


図 6. 環境（ヒト健康や生態系）リスクと食料生産性や農業経営の安定性との関係の概念図。単純なリスク低減では、多くの場合生産性の低下やコスト増による経営リスクの増大を招き、農業の持続可能性を低下させる。持続性を保ちながらリスクを低減させるには、各要素のバランスを最適化した農業システムの設計が求められる。

では、このような農業システムを構成する様々な要素を包括的に評価して、農業システムを最適化するためにはどのような方法があるのだろうか。一つには、工業製品の評価をするために開発されたライフサイクルアセスメント（LCA）があり、これは製造、使用、廃棄段階など製品のライフサイクル全体で使用されるエネルギーや天然資源、環境へ排出される化学物質によるリスクなどを定量的に評価して、包括的に環境影響を評価するものである。最終的にこれらの影響は特性化や重み付けを経て一つの指標として統合され、製品の優劣の判断が可能となる。農業システムにおける LCA の分析事例として、単位土地面積あたりでは有機農業の方がトータルの環境影響は小さいが、単位生産物あたりでは慣行農業の方が環境影響が小さいという結果が報告されている<sup>11)</sup>。ここから、将来的な食糧需要の増大等を考慮すれば、単位生産物辺りの環境影響の小さい生産システム、すなわち集約的農業を採用する方が社会全体としての環境影響は小さくなる、という結論が得られる。

LCA にかかわる問題点としては、各影響を統合化する際に便益（貨幣価値）を用いて重み付けをする際の手法的な問題がある。貨幣価値の算定には、アンケート調査などで健康影響などを回避することに対する支払意思額（Willingness to pay, WTP）を聞き出す方法（仮想評価法）が用いられる。このように求められた健康影響、生物多様性の損失、温暖化などの回避への WTP の信頼性が全体の評価の信頼性に関わってくるが、このような WTP の推定手法には多くの問題点が指摘されている。一方、これらの正確な貨幣価値化は困難と捉えて、様々な要素間の重みを考慮して総合的な判断をする助けとなるのが、もう一つの方法としての多基準分析である。この方法では、貨幣価値で把握できるもの、貨幣価値で把握できないが定量化できるもの、定性的評価にとどまるものなど多くの指標を用いて、さまざまなシステムのオプションの統合評価を行うものである。要素間の重み付けにはいくつかの手法が存在し、最終的には合意形成のプロセスが必要となる。このため、評価結果は LCA のように明確ではなく、また評価に恣意的な判断が入り込む恐れがあるという欠点もある。

以上のように包括的なリスクマネジメントには、農業システム全体の包括的な評価手法が必須となる。しかしながら、包括的な評価手法は細部の妥当性や信頼性などをから判断すると、実際の政策の意思決定の場面で実用されるにはまだかなりの発展の必要性があると考えられる。

## 6. おわりに

主に化学物質のリスクを扱うリスク論の視点から、農業環境をめぐるトレードオフの管理のあり方について概説した。この中でリスクというものをどのように評価するか、という解説に多くの部分を割いた。管理のニーズから評価が生まれ、評価の結果が管理に影響を与えるが、これらの関係は一回限りではなく、相互に修正を繰り返すというループをたどりながら徐々に改良を遂げていくものである。そのような意味において管理と評価は別物ではなくそもそも一体であるべきで、まさしく評価なくして管理なしである。リスク評価の専門家が広い視野を持ってリスクやその周辺分野までを評価しようとする、狭く深くを追求することを要求される現在の学問の世界で評価されないという問題もあり、「評価の科学」の発展を妨げている部分もある。今後の期待として、評価の科学への参入者と理解者（支援者）の増加、研究者のさらなる学際化が進むことを願っておわりとしたい。

## 参考文献

- 1) Gardner JW (2002) Death by water intoxication. *Military Medicine*, 167: 432-434.
- 2) 厚生労働省 水質基準の見直しにおける検討概要  
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>
- 3) 畝山智香子 (2009) ほんとうの「食の安全」を考える—ゼロリスクという幻想, 化学同人
- 4) 食品安全委員会 (2008) 汚染物質評価書 食品からのカドミウム摂取の現状に係る安全性確保について
- 5) EFSA (2009) Cadmium in food - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, <http://www.efsa.europa.eu/en/scdocs/scdoc/980.htm>
- 6) 中西準子、小野恭子、蒲生昌志、宮本健一 (2008) 詳細リスク評価所シリーズ 13 カドミウム, 丸善
- 7) 岡敏弘 (1999) 環境政策論, 岩波書店
- 8) RIVM (2009) The practicability of the integrated probabilistic risk assessment approach for substances in food.
- 9) Gamo M, Oka T, Nakanishi J (2003) Ranking the risks of 12 major environmental pollutants that occur in Japan. *Chemosphere*, 53: 277-284.
- 10) RIVM (2006) Our food, our health: Healthy diet and safe food in the Netherlands.
- 11) Basset-Mens C, van der Werf HMG (2005) Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105: 127-144.