

化審法における優先評価化学物質に関する リスク評価の技術ガイダンス

Ⅱ. 人健康影響に関する有害性評価

Ver. 1.24 (案)

令和平成~~430~~年~~7~~1月

厚生労働省・経済産業省・環境省

改訂履歴

| Version | 日付 | 改訂内容 |
|-----------------|-------------------|--|
| Ver. 1.0 | 平成 26 年 6 月 | 初版 |
| Ver. 1.1 | 平成 30 年 1 月 | 「優先評価化学物質のリスク評価手法について」及び「化審法に基づく優先評価化学物質のリスク評価の基本的な考え方」の改訂に伴う改訂 |
| <u>Ver. 1.2</u> | <u>令和 4 年 7 月</u> | <u>「優先評価化学物質のリスク評価手法について」及び「化審法に基づく優先評価化学物質のリスク評価の基本的な考え方」の改訂に伴う改訂</u> |

目 次

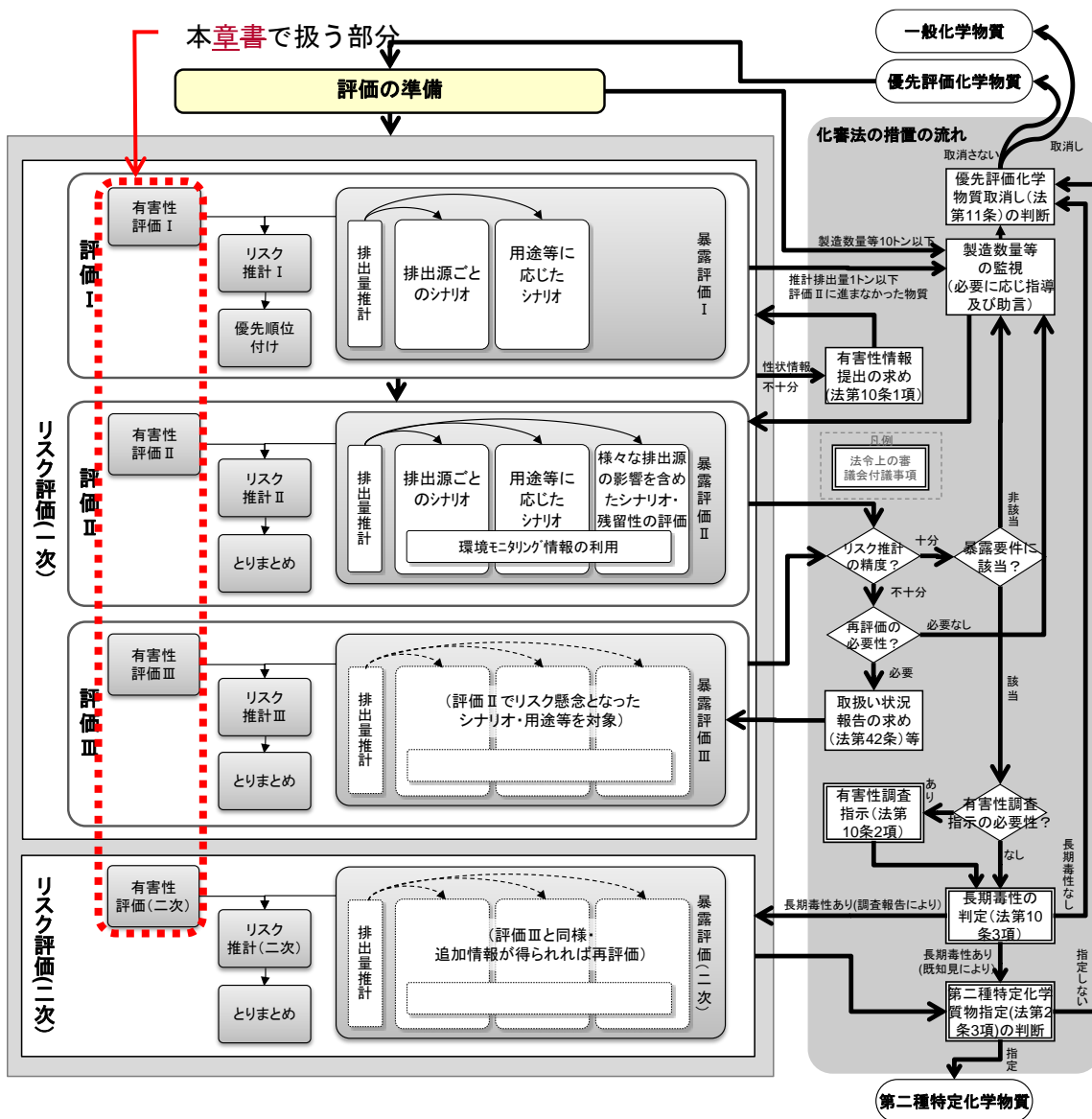
| | |
|---|----|
| II. 人健康影響に関する有害性評価 | 1 |
| II.1 はじめに | 1 |
| II.1.1 本章の位置づけ | 1 |
| II.1.2 有害性評価の基本的な流れ | 3 |
| II.2 前提と基本的考え方 | 4 |
| II.2.1 用いる有害性情報 | 4 |
| II.2.2 評価の対象とする有害性項目 | 5 |
| II.2.3 優先評価化学物質と評価対象物質等との関係 | 5 |
| II.2.4 経口経路と吸入経路の扱い | 6 |
| II.2.5 信頼性評価とキースタディの選定 | 6 |
| II.2.6 評価の進展に応じた有害性情報の置き換え | 8 |
| II.2.7 有害性評価と審議会の意見聴取との関係 | 8 |
| II.3 有害性評価 I | 9 |
| II.3.1 有害性評価 I の前提・目的等 | 9 |
| II.3.2 一般毒性・生殖発生毒性 | 11 |
| II.3.3 変異原性 | 15 |
| II.3.4 発がん性 | 16 |
| II.3.5 有害性等の調査の求めの項目の特定 | 19 |
| II.4 有害性評価 II | 20 |
| II.4.1 有害性評価 II の前提・目的等 | 20 |
| II.4.2 既知見の更新状況の確認・収集及び精査の観点 | 23 |
| II.4.3 一般毒性 | 24 |
| II.4.4 生殖発生毒性 | 26 |
| II.4.5 変異原性 | 26 |
| II.4.6 発がん性 | 27 |
| II.4.7 有害性調査指示の項目の特定 | 29 |
| II.5 有害性評価 III | 30 |
| II.6 リスク評価（二次）における有害性評価 | 30 |
| II.7 付属資料 | 31 |
| II.7.1 経路間外挿の妥当性 | 31 |
| II.7.2 化管法指定化学物質の選定根拠からの有害性評価値の導出 | 32 |
| II.7.3 各種の制度等における不确实係数 | 34 |
| II.7.4 各種の制度等における実質安全量の許容リスクレベル | 37 |

1 II. 人健康影響に関する有害性評価

2 II.1 はじめに

3 II.1.1 本章書の位置づけ

4 本章書では、優先評価化学物質のリスク評価における人健康影響に関する有害性評価について
5 記載する。リスク評価スキーム全体における本章で扱う部分を図表 II-1 に示す。有害性評価は、
6 評価段階に応じて4つの段階（有害性評価Ⅰ～Ⅲ及び有害性評価(二次)）に分かれている。
7



図表 II-1 リスク評価スキームにおける本章で扱う部分

8
9
10
11

- 1 有害性評価 I は、評価の準備に後続するステップとなる。有害性評価 I で導出した有害性評価
- 2 値¹と、暴露評価 I で推計された人の摂取量を比較することにより、リスク推計 I が行われる。
- 3 同様に、評価段階に応じた有害性評価で導出した有害性評価値によって、各段階のリスク推計
- 4 が行われ、評価結果のとりまとめが行われる。
- 5
- 6

¹ 有害性評価値：~~反復投与毒性試験等による無毒性量等（NOAEL 等）を不確実係数積で除した数値を指し、~~
TDI (Tolerable Daily Intake) や ADI (Acceptable Daily Intake) 、あるいは REACH における DNEL
(Derived No Effect Level) 等に相当する。一般毒性、生殖発生毒性、閾値がある発がん性の場合、毒性試
験から得られた無毒性量等（NOAEL 等）を不確実係数積²で除した数値となる。閾値がない発がん性の場合
については、II.3.4.3 参照。

² 不確実係数積：有害性のデータに含まれる不確実性の中身に応じて設定した不確実係数（Uncertainty Factor: UF ともいう。）を乗じた数値。不確実性は、~~知識の情報の~~欠如により発生し、より多くの良質のデータを収集することにより減少する。一般的には、動物試験データから人へ外挿する場合の不確実性（種間差）や人の母集団の構成員間でみられる感受性の差（個体差）、一生涯より短い暴露期間で行った試験から得られたデータを一生涯にわたって暴露されたとして外挿する場合の不確実性（試験期間）などを言う。

1 II.1.2 有害性評価の基本的な流れ

2 有害性評価の基本的な流れと、スクリーニング評価・リスク評価の各段階における扱いの概要
3 を図表 II-2 に示す。

4

5 図表 II-2 有害性評価の基本的な流れと評価段階ごとの扱い【本章書における記載箇所】

| 有害性評価の基本的な流れ | スクリーニング評価 | リスク評価（一次） | | リスク評価(二次)における有害性評価 |
|--------------|---|--|---|---|
| | | 有害性評価Ⅰ | 有害性評価Ⅱ・Ⅲ | |
| | 「国が既知見を収集する情報源の範囲」※1について収集 | 左記の未収集分、収集時から追加・更新された情報を収集【II.3.1.3】 | 同左【II.4.2.1、II.5】 | 同左【II.6】 |
| | 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」に基づき実施 | 上記の追加情報について同左【II.3.2～II.3.4】 | 総合的な観点によるデータの精査を行い、精査に応じてキースタディの見直し【II.4.2～II.4.6】 | 追加情報について同左【II.6】 |
| | — (想定していない) | 評価Ⅰ後に必要に応じ、 <u>スクリーニングスクリーニング毒性試験</u> 又はそれと同等以上のデータ※2を有さない場合、法第10条第1項に基づく有害性情報提出の求め【II.3.54】 | リスク評価（一次）後に必要に応じ、法第10条第2項に基づく長期毒性に係る有害性調査指示【II.4.7】 | — |
| | 原則的な不確実係数を設定して導出 | <u>一般毒性・生殖発生毒性に係る追加分については、同左（スクリーニング評価段階と同じ）【II.3.2.2】</u> <u>発がん性については、可能であれば、信頼性担保された発がん性試験結果あるいは既存の定量情報から導出。【II.3.4】</u> | 精査を踏まえ、不確実係数の見直し等、専門家による個別判断【II.4.3、II.4.4、II.4.6】 | 有害性調査指示に基づく有害性情報について、既知見も加味して専門家による個別判断【II.6】 |

6 ※1：II.2.1 参照
7 ※2：図表 II-3 参照
8

9 有害性評価の一般的な進め方は、はじめに既知見を収集し、信頼性のある情報が得られればそ
10 れを採用し、リスク評価で用いる有害性評価値の導出等を行う。既知見で評価に十分な情報が得
11 られなければ、新たな毒性試験の実施を含む、事業者に対する情報提出の求めを行うことになる
12 (図表 II-2 の左列)。

13 この基本的な流れと対応する化審法における扱いは、評価段階に応じて図表 II-2 に示す様に内
14 容が異なっている。有害性評価Ⅰまでは原則、定型的な手順にしたがい、有害性評価Ⅱ以降は、
15 データの精査を踏まえた総合的な判断を行うこととしている。新たな毒性試験の実施が想定され

1 るのは、有害性評価 I の後に不足するスクリーニング毒性に関する試験¹であり、あるいはリスク
2 評価(一次)の後のには長期毒性に係る毒性試験である (図表 II-3)。優先評価化学物質のリスク評
3 価を進めるために、国は必要に応じて法第 10 条に基づき製造・輸入事業者に対し有害性情報提出
4 の求め又は有害性調査指示を行うことができる (II.2.2 及び II.3.5 参照)。

5 II.2 前提と基本的考え方

6 ここでは、人健康影響に関する有害性評価について、基本的な事項を記載する。
7

8 II.2.1 用いる有害性情報

9 優先評価化学物質の有害性評価に用いる情報は、次以下のいずれかである。
10

- 11 (ア) スクリーニング評価に用いた情報
 - 12 (イ) 優先評価化学物質の指定後に事業者より報告等された情報
 - 13 (ウ) 優先評価化学物質の指定後に国が収集した情報
- 14

15 化審法においてスクリーニング評価とリスク評価を行うために、国が有害性に係る既知見を収
16 集する範囲は「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について²」に記
17 載されている。リスク評価 (一次) 評価 I において収集する情報源の範囲も、スクリーニング評
18 価と同じとする。おり、上記(ア)～(ウ)はその範囲で得られる情報である。既知見を収集する範囲
19 は、「優先順位 1」と「優先順位 2.2」の情報源に分けられ、これらは「政府向け GHS 分類ガイダ
20 ンス³」において、健康有害性に対する有害性の分類判定に利用可能な情報源としてリストアップ
21 されている情報源⁴の List 1 と List 2 に概ね対応している。

¹ 化審法では、以下の①②をあわせて「スクリーニング毒性に関する試験」と呼んでいる。

①哺乳類を用いる 28 日間の反復投与毒性試験、哺乳類を用いる 90 日間の反復投与毒性試験又は哺乳類を用いる反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験
②細菌を用いる復帰突然変異試験及び哺乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリンフォーム TK 試験

² 化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について【改訂第 2 版】化審法のスクリーニング評価及びリスク評価 (一次) 評価 I に用いる性状データの信頼性評価等の公表について
https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/reliability_criteria03.pdf
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/shinraisei_kijun.html

³ 政府向け GHS 分類ガイダンス (GHS 関係省庁連絡会議編、令和平成 221 年 33 月) ←政府向け GHS 分類ガイダンス
https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/files/ghs/GHS_guidance_rev_2020/GHS_classification_guidance_for_government_2020.pdf
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/files/ghs/02Guidance_Gov.pdf

⁴ 情報源は、健康有害性に関しては List 1~3 まであり、それぞれ以下のとおりである。

List 1 : GHS 分類調査に際して、まずこの情報源から調査する。

国際機関、主要各国等で作成され、信頼性が認知されている情報源であり、原則として、一次資料に遡ることができ、必要な場合に情報の確からしさを確認できる評価文書や成書。

List 2 : List 1 で必要な情報が確保できない場合に調査するもので、List 1 に記載された評価書以外の有用な

1
2
3
4
5
6
7

II.2.2 評価の対象とする有害性項目

評価の対象とする人健康影響に関する有害性項目は、図表 II-3 の左の列に示す「一般毒性」、
「生殖発生毒性」、「変異原性」及び「発がん性」の4項目とする¹。この4項目は、長期毒性に係
る有害性調査指示（法第10条第2項）の試験項目（同表の左から2列目）に準拠している。

図表 II-3 人健康影響に関する有害性項目と各段階の試験項目等との対応

| 有害性項目 | 化審法上の試験項目 | | GHS 分類の対応する有害性項目（スクリーニング評価で考慮） |
|--------|--|---|--------------------------------|
| | 長期毒性に係る有害性調査指示の試験項目 -(※)- | スクリーニング毒性に関する試験の項目 | |
| 一般毒性 | <ul style="list-style-type: none"> 慢性毒性試験 | <ul style="list-style-type: none"> 28 日間の反復投与毒性試験 90 日間の反復投与毒性試験 反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験 | 特定標的臓器毒性（反復暴露） |
| 生殖発生毒性 | <ul style="list-style-type: none"> 生殖能及び後世代に及ぼす影響に関する試験 催奇形性試験 | <ul style="list-style-type: none"> 反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験 | 生殖毒性 |
| 変異原性 | <ul style="list-style-type: none"> 細菌を用いる復帰突然変異試験 ほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリンフォーマ TK 試験 （上記いずれかで陽性的の場合）げっ歯類を用いる小核試験 | <ul style="list-style-type: none"> 細菌を用いる復帰突然変異試験 ほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリンフォーマ TK 試験 | 生殖細胞変異原性 |
| 発がん性 | <ul style="list-style-type: none"> がん原性試験 | | 発がん性 |

※法第10条第2項に基づく有害性調査指示の試験項目には、このほかに「生体内運命に関する試験」と「薬理的試験」がある。前者は、生体内における被験物質の動態の把握をするために、動物に化学物質を投与し吸収、分布、蓄積、代謝、排泄等を調べるもので、後者は、化学物質の薬理学的特性を明らかにするために行われるものである。これらは、特定のエンドポイントに関する試験というよりは、慢性毒性試験や生殖発生毒性試験で毒性障害が認められた場合に、その説明・解釈のために併用して行われる性質の試験である。

~~なお、人健康影響の評価を行う優先評価化学物質に関して、上記4つの項目のすべてを対象に評価を行うわけではない。対象とする項目は、有害性評価Ⅰについては II.3.1.1、有害性評価Ⅱ以降については II.4.1.1 で後述する。~~

17

II.2.3 優先評価化学物質と評価対象物質等との関係

優先評価化学物質と評価対象物質等の関係については「I章 評価の準備」~~に記載があるため、~~

情報源。

List 3：原典を探したり、毒性の見当をつけたりするための統合データベース等で必要に応じ利用する。

¹ スクリーニング評価における人健康影響の有害性項目と同じである。

1 ~~それを~~参照のこと。

2

3 II.2.4 経口経路と吸入経路の扱い

4 有害性情報は、原則として経口経路のものと吸入経路のものを想定する。化審法は、環境經由
5 の暴露による人健康への影響を評価対象にしているため、主要な暴露経路として経皮経路は想定
6 していない ~~され~~ないためである。

7 有害性評価値を導出する際、経路間の外挿については以下のとおりとする。

8 有害性評価 I では、経口経路と吸入経路は区別せず、NOAEL 等の有害性データは 1 日当たり
9 単位体重当たりの摂取量換算を行う¹。吸入経路の毒性試験データを利用する場合は、試験動物種
10 の呼吸量速度・体重等により摂取量換算を行う。換算方法は「化審法における人健康影響に関す
11 る有害性データの信頼性評価等について²」の別紙 3 にしたがう。このような方法で有害性データ
12 から求めた最小の有害性評価値を、暴露評価で求める吸入経路と経口経路の両経路を合計した推
13 計摂取量と比較することにより、リスク推計を行う。

14 評価 II 以降は、影響の内容に応じて経路別に有害性評価値の設定やリスク推計を行う場合があ
15 る (II.4.2.2 参照)。

16 経路間外挿の妥当性についての検討結果はをII.7.1 に示すている。

17

18 II.2.5 信頼性評価とキースタディの選定

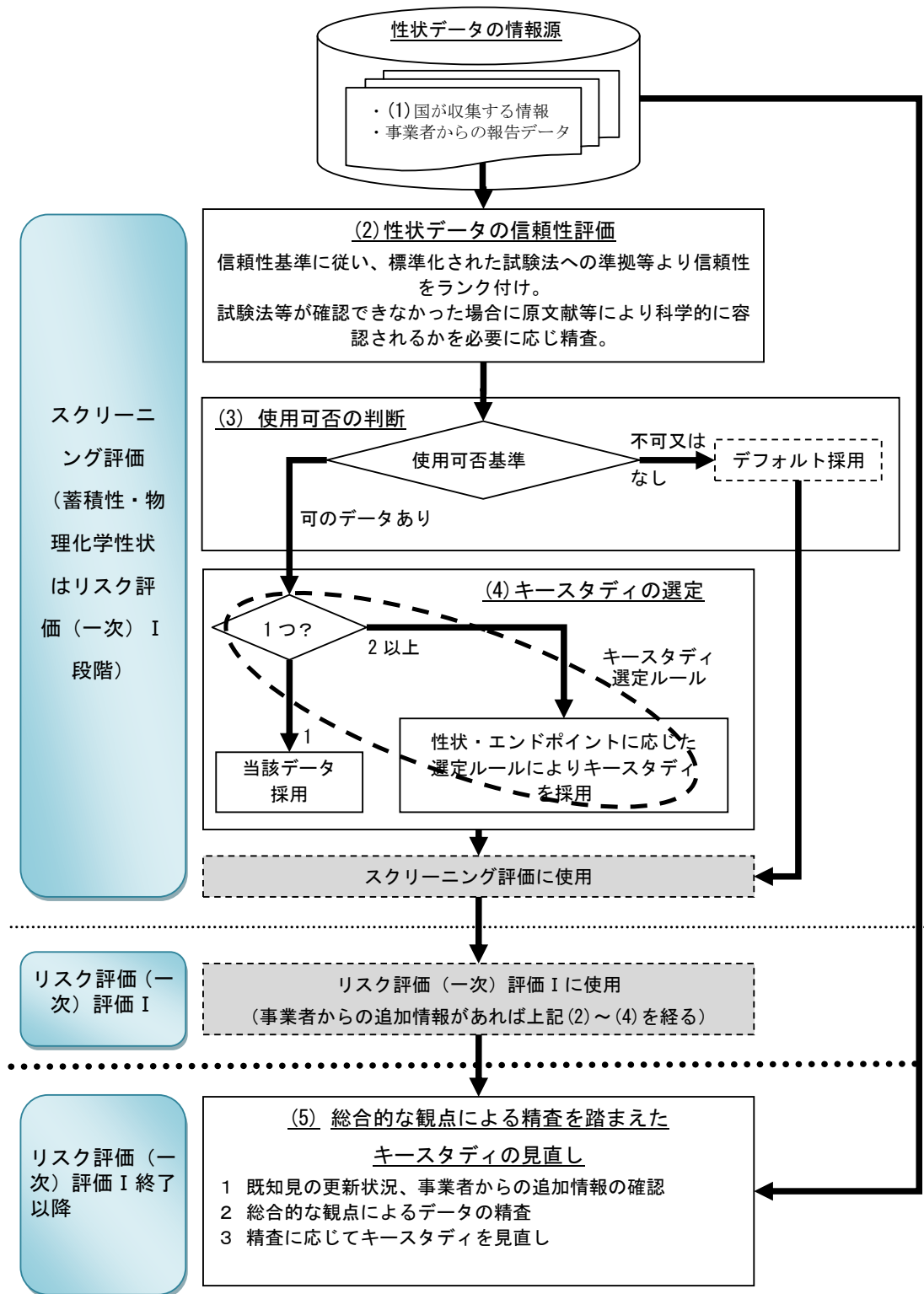
19 スクリーニング評価とリスク評価に用いる人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等の
20 考え方と方法については、前述の「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評
21 価等について」に記載として公表²されている。スクリーニング評価により優先評価化学物質に
22 指定された物質のうちリスク評価 (一次) 評価 I における人健康影響に係る有害性評価に用いる
23 データについては、基本的には「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価
24 等について」同資料に準じて基づいて信頼性評価、キースタディの選定等を行う。~~ただし、同資~~
25 ~~料では、スクリーニング評価とリスク評価 (一次) の評価 I までの方法として記載されており、~~
26 リスク評価 (一次) 評価 II 以降については、必要に応じて専門家による精査とキースタディの見
27 直しが行われる (II.4.2.2 参照)。

28 スクリーニング評価及びリスク評価 (一次) 評価 I に用いるデータのを通じた信頼性評価等に
29 係る基本的な流れを図表 II-6 に示す。

30

¹ 評価 I では、このように摂取量換算をした有害性データから求めた最小の有害性評価値を、暴露評価で求める吸入経路と経口経路の両経路を合計した推計摂取量と比較することにより、リスク推計を行う。

² 化審法のスクリーニング評価及びリスク評価 (一次) 評価 I に用いる性状データの信頼性評価等の公表につ
いて http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/shinraisei_kijun.html



1
2
3

図表 II-4 有害性データの信頼性評価等に係る考え方
「化審法のスクリーニング評価及びリスク評価（一次）評価 I に用いる性状データの

1 信頼性評価等の基本的考え方¹⁾ より

2 II.2.6 評価の進展に応じた有害性情報の置き換え

3 事業者からの有害性情報の報告等により、当初用いていた有害性情報よりも適切なデータ（試
4 験期間が長期である等）が得られることがありうる。このような場合、それ以降の有害性評価で
5 は、適切なデータに置き換えて評価を行う。これは、優先評価化学物質の取消しにより一般化学
6 物質となり、再びスクリーニング評価を行う場合も同様である。

8 II.2.7 有害性評価と審議会の意見聴取との関係

9 本ガイダンスの有害性評価の考え方・手法では、優先評価化学物質のリスク評価に用いる有害
10 性評価値導出等の基本的な手続きを示している。ただし、ここに示した手続きに基づくことはリ
11 スク評価に用いる有害性データの決定を意味するのではなく、専門家による個別判断の余地を残
12 すものである。その判断は、化審法に定められる手続きによるの以下のような仕組みによる。

13
14 化審法では、「化学物質の有害性やリスクの評価が必要となる措置に関しては、専門家による科
15 学的知見を踏まえた上で判断を行うことが適当である」との考え方のもと、いくつかの措置につ
16 いては審議会等²⁾の意見を聴くものとされている（法第56条）。それらの措置のうち、優先評価化
17 学物質のリスク評価に関連するのは次以下の事項である。

18
19 (ア) 第二種特定化学物質の政令指定（法第2条第3項）

20 (イ) 優先評価化学物質の法第10条第2項に基づく有害性調査の指示（法第10条第2項）

21 (ウ) (イ)の報告結果に基づく優先評価化学物質の法第10条第2項に基づく有害性調査の報
22 告より第二種特定化学物質該当性の判定（法第10条第3項）

23
24 ~~これらについて、所管する各省の審議会³⁾の意見を聴くことになっている。~~

25 本ガイダンスの手法は、前述上記の審議会に付議されるリスク評価書の案を作成するためのも
26 のである。リスク評価の中でも、特に有害性評価の部分については、データの解釈等において高
27 度な専門的知見を要し、定型化には限界がある。このため、審議会に付議するリスク評価書では、
28 リスク評価に用いる有害性データの選定の理由と選択肢も明らかにし、有害性データの選択の適
29 切性等について専門家による個別判断の余地を残すものとなる。

30

¹ http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/shinraisei_kijun.html

² 厚生労働省は薬事・食品衛生審議会、経済産業省は化学物質審議会、環境省は中央環境審議会

³ 厚生労働省については薬事・食品衛生審議会、経済産業省については化学物質審議会、環境省については中央環境審議会。

1 II.3 有害性評価 I

2 II.3.1 有害性評価 I の~~前提~~・目的・~~前提等~~

3 II.3.1.1 有害性評価 I の対象とする有害性項目

4 ~~評価の対象とする有害性項目は、一般毒性、生殖発生毒性、変異原性及び発がん性の4項目で~~
5 ~~ある。原則として、スクリーニング評価の有害性クラス付けに用いた一般毒性及び生殖発生毒性~~
6 ~~の有害性評価値、並びに有害性評価 I において導出する発がん性の有害性評価値の中から、リス~~
7 ~~ク推計 I に用いる最小の有害性評価値を選定する。有害性評価 I では、原則として以下の項目を~~
8 ~~対象とする。ただし、優先評価化学物質に指定された後に得られた有害性情報によって対象項目~~
9 ~~は変わりうる。~~

10
11 ~~スクリーニング評価において優先度が「高」に該当した項目~~
12 ~~情報が得られず有害性クラスが付与されなかった生殖発生毒性又は発がん性について、優先評~~
13 ~~価化学物質の指定後に優先度「高」相当の情報が得られた項目~~

15 II.3.1.2 有害性評価 I における評価対象物質の扱い

16 優先評価化学物質のリスク評価においては、有害性評価やリスク評価の実質的な対象物質であ
17 る「評価対象物質」は、複数の物質である場合がある（I 章参照）。そのような場合、有害性評価
18 I では簡略化し、原則として優先評価化学物質ごとに評価対象物質を1つに決めて評価を行うこ
19 ととする^{1,2}。

20 評価対象物質が複数になりうる場合として、I 章の「優先評価化学物質と評価対象物質等との
21 関係」より、次以下のような例が挙げられる。それぞれについて、有害性評価 I における評価対
22 象物質の設定の考え方を以下に示す。

23
24 (ア) 構造の一部又は構成部分に優先評価化学物質を含む化学物質が、製造数量等の届出の対象と
25 なる場合

26 必要に応じて評価対象物質を複数設定する例である。有害性評価 I では、優先評価化学物
27 質の指定名称の化学物質を評価対象物質とする。

28
29 (イ) 分解度試験より変化物が生じることが判明している優先評価化学物質の場合

¹ その場合、有害性評価と暴露評価では、評価対象物質が異なる場合がありうる。

² この簡略化は、以下の理由による。

- ・ 有害性評価 I の目的は優先順位付けであり、絶対値としての正確さは求められていないこと。
- ・ 有害性評価 I の結果のみから最終判断（有害性調査指示、二特指定等）が行われることはなく、最終判断の前には評価対象物質の設定も含めた精査を行うことになること。

1 有害性評価 I では、原則、親化合物を評価対象物質とする。ただし、親化合物の有害性デ
2 ータが得られず、変化物の有害性データが得られる場合は、変化物を評価対象物質とする。

3
4 (ウ) 優先評価化学物質に高分子化合物ではない場合と高分子化合物である場合が混在する場合
5 有害性評価 I では、原則、高分子化合物ではない化学物質を評価対象物質とする。

7 II.3.1.3 有害性評価 I の目的とフロー

8 有害性評価 I の目的は、~~前述 (II.3.1.1) の有害性評価 I で対象とする項目に関して次以下のと~~
9 ~~おりである。~~

10
11 (ア) 一般毒性 及び ~~と~~ 生殖発生毒性、並びに発がん性 ~~については係る~~ リスク推計 I に用いる有害
12 性評価値の導出 (II.3.2 参照)

13 (イ) 変異原性 及び ~~と~~ 発がん性を有する物質の抽出 (II.3.3、II.3.4 参照)

14 (ウ) 有害性調査の求めを行う場合に その 調査項目 の を特定 (II.3.5 参照)

15
16 目的 (ア) に対応する一般毒性 及び ~~と~~ 生殖発生毒性、並びに発がん性 については、有害性評価
17 値の導出を行い、リスク推計 I に用いる。

18 目的 (イ) に対応する変異原性 及び ~~と~~ 発がん性については、~~評価 I の段階では定量的には扱わ~~
19 ~~ず、~~ 分類結果等の定性的な情報を整理して 変異原性を有する物質を抽出し、有害性評価 II を行う
20 ための優先順位付けの対象とする。 ~~また、変異原性については、又は発がん性を有する物質を抽~~
21 ~~出し、評価 II を行うための優先順位付けの対象とする。~~ 有害性評価 I における発がん性の有害性
22 評価値導出のための参考情報として扱う。

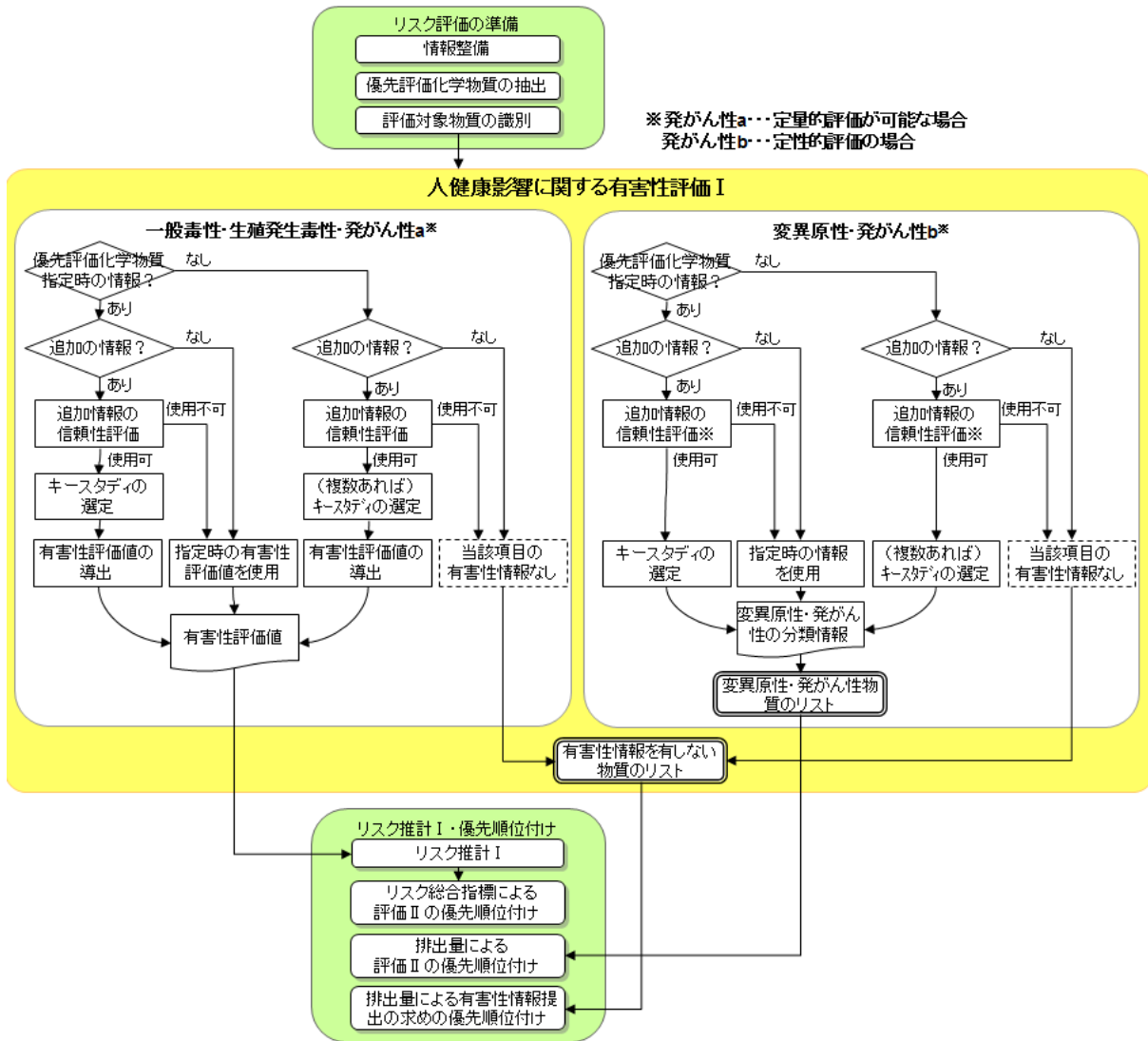
23 目的 (ウ) に対応して、リスク評価 (一次) を進める上で有害性情報が不足する優先評価化学
24 物質 とその有害性評価項目をリストアップして項目 を特定し、有害性情報の提出を求める優先順
25 位付けの対象とする。

26 ~~(ア) については II.3.2、(イ) については II.3.3、II.3.4 (ウ) については II.3.5 に記載する。~~

27
28 人健康影響に関する有害性評価 I の 流れフロー を図表 II-5 に示す。

29 図表 II-5 フロー中 に示す しているように、有害性評価 I では、評価の対象とする有害性項目に
30 関しては、 基本的にはスクリーニング評価の有害性クラス付けに用いた有害性情報を用いるが、
31 新たに有害性情報が得られれば、信頼性評価を行った上で使用可能な情報であれば使用する。

32 なお、発がん性に係る定量的評価に関しては、可能であれば、発がん性試験結果に関する情報、
33 あるいは他機関が導出している発がん性に関する有害性評価値等の定量情報の信頼性評価を行っ
34 た上で、使用可能な情報に基づき有害性評価値を導出する。 必要に応じて、スクリーニング評価
35 における変異原性の評価結果を確認する (II.3.4 参照)。



図表 II-5 人健康影響に関する有害性評価 I の流れフロー

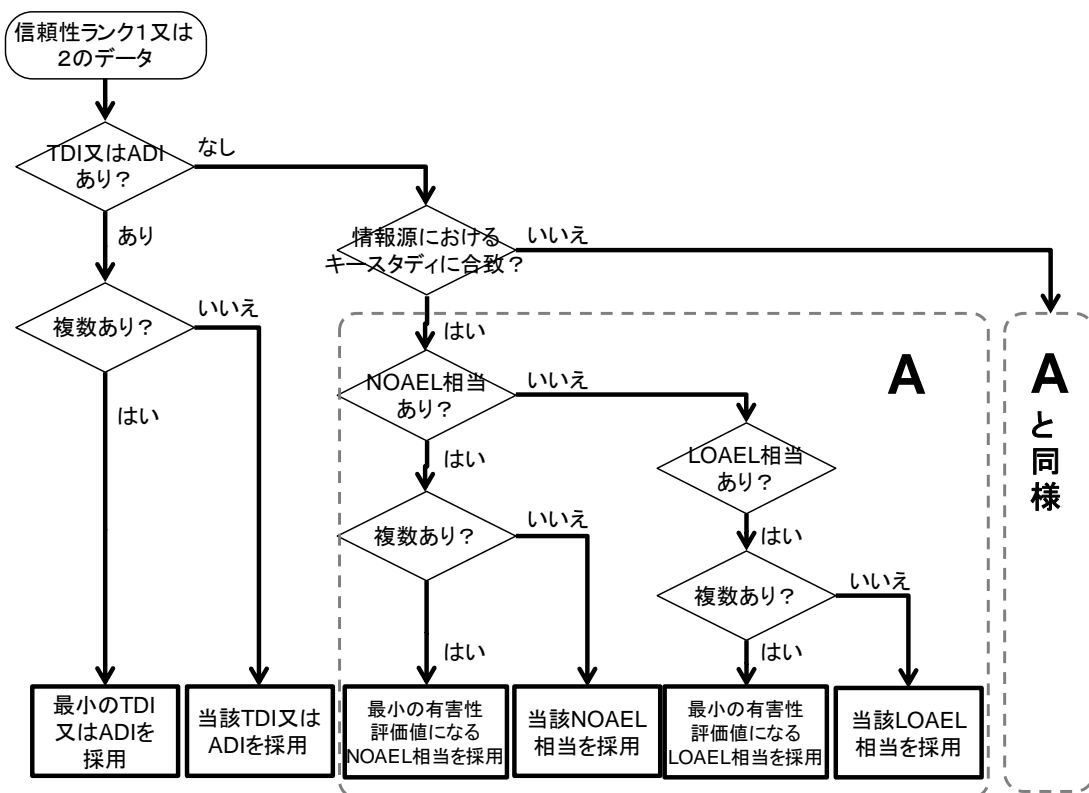
※ 発がん性については IARC 等の特定の機関の分類情報を収集するため、信頼性評価は行わない。

II.3.2 一般毒性・生殖発生毒性

一般毒性及び生殖発生毒性のそれぞれについて、図表 II-5 に示す手順で有害性評価値を導出設定する。追加で得られた有害性情報があれば信頼性評価を行い、使用可能なデータを選別してキースタディを選定し、有害性評価値を導出する。

1 II.3.2.1 キースタディの選定

2 追加の有害性情報が得られるなどして、~~項目（一般毒性、生殖発生毒性）ごとに信頼性評価を~~
 3 ~~経て~~使用可能なデータが複数得られた場合、有害性項目ごとに「化審法における人健康影響に関
 4 する有害性データの信頼性評価等について」に記載されているルール¹にしたがってキースタディ
 5 を選定する。~~同資料にしたがった~~キースタディ選定ルールは次以下のとおりである。信頼性ラン
 6 ク1又は2のデータの中から、TDI等が得られれば最優先し、次に調査対象情報源において有害
 7 性項目ごとのキースタディに合致するデータが優先される。また、NOAEL相当²はLOAEL相当
 8 ³よりも優先される。同レベルのNOAEL等が複数得られた場合は、最小の有害性評価値を与える
 9 NOAEL等を選定する。これらのルールは、スクリーニング評価における扱いと同様である。
 10 有害性評価Iの一般毒性、生殖発生毒性のキースタディ選定の流れを図表II-6に示す。



11 図表 II-6 有害性評価 I における一般毒性、生殖発生毒性のキースタディ選定の流れ
 12
 13
 14

1- 「1.3. 同資料には、有害性データの仮選定」の項でにおける「有害性データが複数得られる場合の順位」の順位付けがとじて記載されている。

2 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」の図表12では「NOAEL相当」の例としてNOEL、NOEC、NOAEC、BMDL10、最大投与量が挙げられている。

3 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」の図表12では「LOAEL相当」の例としてLOEL、LOEC、LOAEC、TDL₀、TCL₀、最小投与量が挙げられている。

1 II.3.2.2 動物試験結果からの有害性評価値の導出

2 有害性評価値とは、その値以下では人への有害影響が懸念されないと考えられる量であり、暴
3 露評価による人の推定摂取量と組み合わせて比較するリスク推計で用いる値である。一般毒性と
4 生殖発生毒性の有害性評価値の導出には、動物試験結果等から得られる NOAEL 等を用い、
5 NOAEL 等¹を不確実係数積で除して有害性評価値を導出する。

6
7 スクリーニング評価で用いた情報に追加して有害性情報が得られた場合、一般毒性、生殖発生
8 毒性の別に、以下のように不確実係数積を設定し、有害性評価値を求める。

9
10 一般毒性に関する有害性評価値を導出する際の不確実係数は、原則として次以下のとおりとす
11 る。

| | | |
|----|----------------------|------|
| 12 | 種間差：..... | 10 |
| 13 | 個体差：..... | 10 |
| 14 | 試験期間 90 日未満：..... | 6 |
| 15 | 90 日以上 12 ヶ月未満：..... | 2 |
| 16 | 12 ヶ月以上の試験期間：..... | 1 |
| 17 | LO(A)EL 採用：..... | 10 |
| 18 | 影響の重大性：..... | 1～10 |

19
20 不確実係数を適用する重大な影響については、その影響と試験期間の長さを勘案して追加するものと
21 するが、不確実係数を適用する重大な影響については、その影響と試験期間の長さを勘案して追加する。
22 具体的には、以下に該当する影響の場合に追加するものとする。試験期間の短いスクリーニング毒性試験
23 である 28 日間反復投与毒性試験に関しては、以下に該当する影響の場合に追加するものとする。²

- 24
25 • NOAEL 等の推定根拠またはその他発現した毒性において、神経行動毒性や重篤な病理組織学的な変
26 化等、毒性学的に重要な変化が発現したもの。
- 27 • 回復期の影響については、神経行動毒性や重篤な病理組織学的な変化等、毒性学的に重要な変化であ
28 って、以下のいずれかの場合
29 ア. 回復試験期間内に回復しない病理組織学的な変化を生じさせるもの
30 イ. 遅発毒性を生じさせるもの
31 ウ. 回復試験期間内に回復しない生化学的な変化を生じさせるもの
32

33 なお、回復期の影響については、可逆性の程度、回復期における毒性の残存状況、遅発毒性の有無、組
34 織学的変化に起因する生化学的な変化かどうか等を考慮する。

35
36
37 生殖発生毒性に関する有害性評価値を導出する際の不確実係数は、原則として次以下のとおり
38 とする。

| | | |
|----|-----------|----|
| 39 | 種間差：..... | 10 |
|----|-----------|----|

¹ NOEL 評価されている場合にも有害性評価 I では NOAEL と特に区別せず取り扱う。

² ~~評価 I では、発がん性に関しては有害性評価値の導出を想定していない。発がん性の情報を有する場合、評価 II 以降は、閾値の有無の判断の上、閾値のある発がん性である場合に、影響の重大性の不確実係数を追加する（II.4.6.1 参照）。~~

1 個体差 : 10
 2 LO(A)EL 採用 : 10
 3 試験の質／影響の重大性 : 10

4
 5 「試験の質／影響の重大性」では、哺乳類を用いる反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験を含む簡易生
 6 殖毒性試験・一世代生殖試験等の場合に「試験の質」として 10 を、エンドポイントが母体毒性よりも低
 7 用量で発現する催奇形／児死亡である場合には「影響の重大性」として 10 を追加する。ただし、「試験の
 8 質」及び「影響の重大性」がそれぞれ前述の場合に合致する際には併せて 10 を追加することとする。

9
 10 以上に示す各の不確実係数は、スクリーニング評価の有害性評価値導出に用いるものと同じで
 11 ある。これらの不確実係数積の設定にあたっては、国内外の各種制度等における設定状況を整理
 12 した（付属資料 II.7.3 参照）。

14 II.3.2.3 基準値等からの有害性評価値の導出

15 国が既知見として収集する有害性情報のなかには、他法令による基準値等（大気汚染防止法に
 16 係る大気環境基準、水道水質基準等）も含まれる¹。基準値等から有害性評価値を導出する場合に
 17 は、有害性評価 I の段階では原則として図表 II-7 に示す方法にしたがう。これは、スクリーニ
 18 グ評価における扱いと同様である。

20 図表 II-7 基準値等からの有害性評価値の導出方法

| 情報源 <u>(例)</u> | 有害性評価値の導出方法 |
|--|---|
| 日本産業衛生学会：許容濃度提案理由書 <u>及びおよび</u> 許容濃度等の勧告 | 作業環境許容濃度 TWA（時間加重平均値）は健康な成人に対する断続的な暴露での許容濃度であることから、一般環境での一般人への外挿のため、暴露時間の補正、断続的な暴露から継続的な暴露への補正、敏感な人も考慮した個体差を考慮し、これらを併せた不確実係数積を 100 とする。そのため、有害性評価値（摂取量換算）に相当する NOAEL 等/UFs は、TWA を 100 で除した濃度に、体重を 50kg、1 日呼吸量 20m ³ /day として算出。 |
| 米国産業衛生専門家会議(ACGIH)：ACGIH 化学物質許容濃度文書 | |
| FAO/WHO 合同食品添加物専門家会議 (JECFA)：FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives – Monographs | ADI (mg/kg/day) <u>等</u> は有害性評価値 (NOAEL 等/UFs) に相当するとしてそのまま使用。 |
| FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議 (JMPR)：FAO/WHO Joint Meeting on Pesticide Residues – Monographs of Toxicological evaluations | |
| 非食用農薬暫定 ADI | |
| 内閣府食品安全委員会：食品健康影響評価 | |
| 厚生労働省：既存添加物の安全性の見直しに関する調査研究 | |

¹ 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」 の「2.1.2. 収集対象情報源」の項としてリストアップされている。

| 情報源 (例) | 有害性評価値の導出方法 |
|----------------------|---|
| WHO 飲料水質ガイドライン | 水質基準値 = (NOAEL 等/UFs) × 体重 × 飲料水の寄与率 / 1 日飲料水量 の式より、有害性評価値に相当する (NOAEL 等/UFs) の数値を、引用されている水質基準(日本、WHO 等)から体重を 50kg、飲料水の寄与率 10%、1 日飲料水量 2L/day として算出。 |
| 日本の水道水質基準 | |
| WHO 欧州地域事務局大気質ガイドライン | 大気基準値 = {(NOAEL 等/UFs) × 体重 × 経口吸収率 × 大気の寄与率} / {吸入吸収率 × 1 日呼吸量} の式より、有害性評価値に相当する (NOAEL 等/UFs) の数値を、引用されている大気基準(日本、WHO 等)から体重を 50kg、経口吸収率 = 吸入吸収率 (分母分子で相殺)、大気の寄与率 100%、1 日呼吸量 20m ³ /day として算出。 |
| 大気汚染防止に係る大気環境基準、指針値 | |

1 注) UFs は不確実係数積の意味。UF の設定に関しては II.3.2.2 参照。

2

3 II.3.3 変異原性・発がん性

4 有害性評価 I におけるでは、変異原性と発がん性については、図表 II-5 に示す手順で定性的な
5 分類情報の整理を行う。変異原性に関する定性的な分類情報とは、変異原性については試験種類
6 別の陽性・陰性の結果並びにならびに総合的な陽性・陰性の判定結果、発がん性については IARC
7 等による発がん性の分類結果である。これらは、スクリーニング評価の有害性クラス付けで用い
8 た情報であり、さらに追加で得られた有害性情報があれば、信頼性評価を行い、使用可能な情報¹
9 である場合はれば、分類情報に追加する。

10 変異原性と発がん性に関する分類情報とスクリーニング評価における有害性クラスとの対応を
11 図表 II-8 に示す。

12 変異原性又は発がん性に関して、有害性クラス 1~4 が付与された優先評価化学物質²を「変異
13 原性又は発がん性を有する物質」のリストとして抽出する。

14

15 図表 II-8 スクリーニング評価における変異原性と発がん性の有害性クラス

| 有害性項目 | 有害性クラス | | | | |
|-------|-----------|--|---|--|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | クラス外 |
| 変異原性 | GHS 区分 1A | 以下のいずれか ・ GHS 区分 1B, 2 ・ <u>化管法の変異原性クラス 1 化審法判定における強い陽性</u> ・ <u>in vitro 試験で強い陽性※1 化管法の変異原性クラス 1</u> ・ <u>in vivo 試験で</u> | 化審法の変異原性試験のいずれも陽性※3 <u>(in vivo 試験が利用できない場合)</u> | 化審法の変異原性試験のいずれかで陽性※3 <u>(in vivo 試験が利用できない場合)</u> | 以下のいずれか ・ <u>GHS 区分外化審法変異原性試験のいずれも陰性</u> <u>(in vivo 試験が利用できない場合)</u> ・ <u>in vivo 試験ですべて陰性</u> ・ <u>化審法変異原性試験のいずれも</u> |

1 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」参照。なお、発がん性については、この段階で収集するのは、毒性試験情報ではなく IARC 等の分類情報であるため、信頼性評価は行わない。

2 変異原性に関する分類情報がなく、デフォルトの有害性クラスが付与されている優先評価化学物質は除く。

| 有害性項目 | 有害性クラス | | | | |
|-------|---------------------------------|--|------|------|--------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | クラス外 |
| | | 陽性※2 強弱不明の陽性結果 | | | 陰性 ・ in vivo 試験で陰性※42 |
| 発がん性 | IARC 1 産業衛生学会 1 ACGIH 1 等 | IARC 2A,2B 産業衛生学会 2A, 2B ACGIH A2, A3 等 | 設定なし | 設定なし | IARC 4 ACGIH A4, A5 等 |

- 1 ※1 試験もしくは評価の結果、又は、結論が「強い陽性」とされた場合
 2 ※2 in vivo 変異原性試験で陽性の結果がある場合、原則として「クラス2」とし、加えて、
 3 in vitro 化審法変異原性試験のすべてで陰性の場合には個別に専門家判断
 4 ※31 軽微な陽性、強い陽性を除く
 5 ※42 in vitro の変異原性試験で陽性の結果がある場合、「クラス外」とするかどうかは個別に専
 6 門家判断
 7

II.3.4 発がん性

9 有害性評価 I における発がん性については、定性的な分類情報を整理するとともに、可能であ
 10 れば新たに収集した既存の定量情報に基づく有害性評価値の導出を行う。

11 発がん性に関する定性的な分類情報とは、IARC 等による発がん性の分類結果であって、スク
 12 リーニング評価の有害性クラス付けで用いた情報であり、さらに追加で得られた有害性情報があ
 13 れば信頼性評価を行い、使用可能な情報であれば、分類情報として追加する。

14 発がん性の定量的評価における収集対象情報源及び信頼性評価については、基本的に「化審法
 15 における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」における一般毒性及び生殖
 16 発生毒性と同様とする。収集範囲とする有害性データ（試験結果）は、基本的に図表 II-9 に示す
 17 試験法及びこれに準拠した試験法に基づくものとするが、国際標準化される以前の毒性試験デー
 18 タや、ヒト疫学調査等についても、目的に沿って得られたデータであれば収集範囲とする。なお、
 19 図表 II-9 の収集範囲については、OECD 等におけるテストガイドラインの改廃に応じて、適宜見
 20 直すこととする。
 21

22 図表 II-9 発がん性の定量評価に適用できるテストガイドライン
 23

| OECD テストガイドライン | 試験名 |
|----------------|---------------|
| TG451 | 発がん性試験 |
| TG453 | 慢性毒性／発がん性併合試験 |

24 有害性評価値の導出に際しては、はじめに、他機関が設定している発がん性に関する定量情報
 25

1 (ユニットリスク (UR) 及びスロープファクター (SF)、TD₅₀¹) 並びに発がん性試験に関する情報
2 を収集する。

4 Ⅱ.3.4.1 閾値の有無の判断

5 使用可能なデータの選別後は、Ⅱ.3.3 に示した変異原性の評価結果に基づき閾値の有無を判断
6 する。変異原性に関する評価結果が「Ames 試験 及び/または 何らかの in vivo 試験が陽性」で
7 あった場合に暫定的に「閾値なし」と判断し、必要に応じて変異原性試験の条件や結果の妥当性
8 を精査した上で最終判断する。この段階での閾値の有無の判断は、閾値の有無を明確にするとい
9 うよりは、明らかに閾値がない、あるいは閾値がないと確認できない物質を選別することを目的
10 とし、閾値の有無の判断が困難な場合は、専門家判断によることとする。発がん性の有害性評価
11 値は、閾値の有無の別に応じて以下の通り 導出方法を分ける。

13 Ⅱ.3.4.2 「閾値あり」と扱う場合の有害性評価値の導出

14 前述の暫定的な判断基準により「閾値あり」と判断された場合は、入手できた発がん性試験情
15 報から得た発がん性に関する NOAEL または LOAEL (種差 10、個体差 10、重篤度 (発がん性)
16 10。LOAEL 採用の場合は、追加で 10 とし不確実係数積 10000) で除して算出する。発がん性試
17 験情報がない、あるいは発がん性情報はあるが、最高用量でも発がん性が認められない等、発が
18 ん性を評価するには情報が不足している場合は、発がん性の定量的評価が困難であるため、「情報
19 なし」とする。

21 Ⅱ.3.4.3 「閾値なし」と扱う場合の有害性評価値の導出

22 前述の暫定的な判断基準により「閾値なし」あるいは「閾値がないと確認できない」と判断さ
23 れた場合は、原則として、内外の評価機関が導出している発がん性に関する定量情報あるいは発
24 がん性試験結果 (UR、SF、TD₅₀、BMDL²、NOAEL) を用いる。SF (単位は(mg/kg/day)⁻¹) や
25 UR (単位は(µg/m³)⁻¹ 又は (µg/L)⁻¹) は、「単位量 (又は濃度) を一生涯摂取 (又は吸入) した場
26 合に増加する発がん確率 (リスク)」と定義される。これは、ある化学物質への暴露のみが原因で
27 発がんする確率 (リスク) である。

28 UR、SF 等が得られた場合は、これらの値を用いて 10⁻⁵相当の発がんリスクレベルを有害性評

¹ TD₅₀ (50% toxic dose) : 半数の動物に毒性が発現すると推定される投与量。米国 National Cancer Institute (NCI) 及び National Toxicology Program (NTP) 並びに公表論文により報告された慢性・発がん性試験のデータベースである Carcinogenic Potency Database (CPDB) において公表されている (参照: <https://files toxplanet.com/cpdb/index.html>)。

² BMDL : 用量反応データを統計学的に尤もフィッティングさせた数理モデルにおいて、有害影響を有意に検出できる反応レベル (benchmark response, BMR) の用量に対する 95%信頼限界の用量下限値。BMR を 10%としたときの BMDL を BMDL10 という。
https://dra4.nihs.go.jp/bmd/about_BMD.pdf

1 価値として導出する。10⁻⁵相当の発がんリスクレベルとは、閾値がないと考えられる毒性に関し、
2 生涯の発症リスクが 10⁻⁵ (10 万人に 1 人) といった十分に小さなリスクの増分に対応する用量
3 である。十分に小さなリスクの増分は許容リスクレベルとも呼ばれ、本スキームでは 10⁻⁵ (10 万
4 人に 1 人) とする

5 許容リスクレベルの設定にあたっては、国内外の各種制度等における設定状況を整理した (付
6 属資料 II.7.4 参照)。

7 10⁻⁵相当の発がんリスクレベルは、以下の式によって求める。

8 10⁻⁵相当の発がんリスクレベル=10⁻⁵/UR または SF 式 II-1

9 一方、UR や SF が得られず、TD₅₀ が得られた場合は、以下の式により 10⁻⁵相当の発がんリス
10 クレベルを求める。

11 10⁻⁵相当の発がんリスクレベル=TD₅₀/50000 式 II-2

12 なお、UR または SF 及び TD₅₀ の両方を得られた場合は、UR または SF から導出した 10⁻⁵相
13 当の発がんリスクレベルを優先的に採用する。

14 UR、SF、TD₅₀ のいずれも得ることができず、発がん性試験の結果から NOAEL 又は BMDL₁₀
15 が得られた場合は、発がん性の NOAEL は BMDL₁₀ に近い値になることが想定されるので、それ
16 らの値を不確実係数積 10000 で除して 10⁻⁵の発がんリスクレベル相当の有害性評価値を求める。

17 「閾値なし」あるいは「閾値がないと確認できない」と判断されたが、発がん性試験結果の情
18 報が無い等の理由により発がん性の定量的評価が困難な場合は、暫定的に発がん影響に対する
19 TTC¹ 1.5 µg/person/day (=0.03 µg/kg/day)を発がん性評価値として扱う。

20

21

¹ TTC (Threshold of toxicological concern) : 毒性学的懸念の閾値。ある暴露量以下ではヒトの健康へのリス
クを引き起こす確率が極めて低く、包括的な閾値を設定できるという考え方。既知の遺伝毒性発がん物質デー
タベース (CPDB) から得られた TD₅₀ データの分布解析から求められた遺伝毒性発がん物質の 10⁻⁵の生涯過剰
発がんリスクを基とした TTC レベルは、1.5 µg/person/day (=0.03 µg/kg/day) である。

1

2 **II.3.4II.3.5 有害性等の調査の求めの項目の特定**

3 国は、優先評価化学物質のリスク評価を進める上で必要であれば、法第10条第1項に基づき、
4 製造・輸入事業者に対して有害性等に係る試験成績を記載した資料の提出を求めることができる
5 (以下、「有害性等の調査の求め」という。)。調査を求めることができる試験項目は省令¹に定めら
6 れており、人健康影響に係る有害性に関しては次以下のとおり(ア)と(イ)である。~~これらは新~~
7 ~~規化学物質の審査において、人健康影響に係る判定を行うために必要な試験項目と同じである。~~
8 ~~括弧内告示²には、これと同等以上の試験ものとして別に定められている試験である。~~

9

| | 【省令】 | 【告示】 |
|-----|---|--|
| (ア) | ほ乳類を用いる28日間の反復投与毒性試験 | ほ乳類を用いる90日間の反復投与毒性試験又はほ乳類を用いる反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験 |
| (イ) | 細菌を用いる復帰突然変異試験及びほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験による変異原性試験 | 細菌を用いる復帰突然変異試験及びマウスリンフォーマ TK 試験による変異原性試験 |

10

11 (ア) ほ乳類を用いる28日間の反復投与毒性試験

12 ~~—(ほ乳類を用いる90日間の反復投与毒性試験又はほ乳類を用いる反復投与毒性・生殖発~~
13 ~~生毒性併合試験)—~~

14 (イ) 細菌を用いる復帰突然変異試験及びほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験による変異原
15 性試験

16 ~~—(細菌を用いる復帰突然変異試験及びマウスリンフォーマ TK 試験による変異原性試験)—~~

17

18 これらは新規化学物質の審査において、人健康影響に係る判定を行うために必要な試験項目と
19 同じである。(ア)は一般毒性に係る試験であり、(イ)は変異原性に係る試験である。したがっ
20 て、一般毒性及びと変異原性について有害性情報を有しない優先評価化学物質については、必要
21 に応じて(ア)や(イ)の試験成績の提出を求めることになる³。

22

23 有害性等の調査の求めを行うため、有害性評価Iを行う中なかで、一般毒性又は変異原性につ
24 いて有害性情報を有しない優先評価化学物質をリストアップする。また、その際には、複数の評
25 価対象物質が設定される優先評価化学物質(II.2.3参照)については、評価対象物質ごとに有害性
26 情報を有しているかについても考慮する。なお、有害性情報提出の求めを行う前には、国は既知

¹ 【省令】新規化学物質に係る試験並びに優先評価化学物質及び監視化学物質に係る有害性の調査の項目等を定める省令

² 【告示】新規化学物質に係る試験並びに優先評価化学物質及び監視化学物質に係る有害性の調査の項目等を定める省令第二条及び第四条第四号の規定により厚生労働大臣、経済産業大臣及び環境大臣が別に定める試験

³ 生殖発生毒性と発がん性については、リスク評価(一次)の段階では、既知見で得られた場合に評価を行う。

1 見の有無の確認を行う¹。

2 II.4 有害性評価 II

3 II.4.1 有害性評価 II の前提・目的・前提等

4 有害性評価 II では原則として、一般毒性と変異原性については、新規化学物質の審査において
5 人健康影響の判定をするために省令²に定められている毒性試験（前節 II.3.5 に挙げた(ア)及び
6 (イ)）もしくはそれと同等以上の試験結果を有する試験が行われていることを前提としている³。

7

8 II.4.1.1 有害性評価 II の対象とする有害性項目

9 ~~有害性評価 II の対象とする有害性項目は、原則として一般毒性、生殖発生毒性、変異原性及び~~
10 ~~発がん性とする。以下のとおりとする。~~ただし、既知見の収集等により新たな有害性情報が得ら
11 れれば、個別に判断して対象項目として考慮する。

12

13 ~~(ア) 前段階の評価において、リスクが懸念された項目~~

14 ~~(イ) 前段階の評価において対象項目であったがリスク推計を行わなかった、もしくは行えな~~
15 ~~かった項目~~

16

17 II.4.1.2 有害性評価 II における評価対象物質の扱い

18 優先評価化学物質のリスク評価においては、有害性評価やリスク評価の実質的な対象物質であ
19 る「評価対象物質」は、複数の物質である場合がある（II.2.3 参照）。そのような場合、有害性評
20 価 I では、原則として優先評価化学物質ごとに評価対象物質を 1 つに決めて評価を行うこととし
21 た（II.3.1.2 参照）。有害性評価 II においては、当該優先評価化学物質のリスク評価に必要な評価
22 対象物質を設定する。その結果として、II.3.1.2 に示した例（ア）～（ウ）については、1 つの優
23 先評価化学物質につき、複数の評価対象物質が設定されうる。

24

25

¹ 人健康影響に係る有害性情報について、国が既知見を収集する情報源等の範囲は「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」に記載されている。

² 新規化学物質に係る試験並びに優先評価化学物質及び監視化学物質に係る有害性の調査の項目等を定める省令

³ このことは、有害性評価 I の後に、法第 10 条第 1 項に基づく有害性等の調査の求め（II.3.5 参照）を行うことと同義である。

1 II.4.1.3 有害性評価Ⅱの目的

2 有害性評価Ⅱの目的は、前述 (II.4.1.1) の有害性評価Ⅱで対象とする項目に関して~~次以下~~のとおりである。

3
4
5 ~~既知見の更新状況の確認を行い、(ア)～(エ)を実施し、総合的な観点からキースタディを設定してリスク推計に用いる単一の有害性評価値を導出する¹。(図表 II-4 参照)。~~

6
7
8 (ア) 一般毒性~~及び~~生殖発生毒性については、精査に基づき有害性評価Ⅰ~~I~~のキースタディと不
9 確実係数の見直しを行う。

10 (イ) 変異原性については、発がん性があると判断できる情報がある場合には発がん性の閾値~~の~~
11 有無の扱いの判断に用いる。

12 (ウ) 発がん性があると判断された場合は、精査に基づき有害性評価Ⅰのキースタディを見直し、
13 閾値の有無に応じて有害性評価Ⅱ独自の定量評価有害性評価値を導出するを行う。

14 (エ) 有害性評価Ⅱにおいて有害性調査指示を行う根拠が得られた場合に、その調査項目を特定
15 する。

16
17 ~~既知見の更新状況の確認を行い、(ア)～(エ)を実施し、総合的な観点からキースタディを設定してリスク推計に用いる単一の有害性評価値を導出する²。(図表 II-4 参照)。~~

18 19 20 II.4.1.4 有害性評価Ⅰとの違い

21 有害性評価ⅠとⅡ (Ⅲ) の違いを図表 II-10に示す。

22 有害性評価Ⅰは、原則として精査を行わない段階であり、追加情報がなければスクリーニング
23 評価の有害性クラス付けに用いられた有害性情報をそのまま用いる。有害性評価Ⅱは、既知見を
24 含めて総合的な観点から精査を行う段階である。ただし、スクリーニング評価や有害性評価Ⅰの
25 段階で既知見を含めた精査が済み、追加の有害性情報がなければ、有害性評価Ⅱにおいて精査を
26 行う必要がない場合もありうる。なお、有害性評価Ⅲは、Ⅱと同様であり、既知見更新の確認を
27 行い、追加情報があれば対応する。

28

29

~~¹ なお、経口及び吸入の経路ごとに有害性評価値は算出する。~~

² なお、有害性評価値は経口及び吸入の経路ごとに算出する。

1

図表 II-109 有害性評価 I と II (III) の違い

| 評価段階 | | 有害性評価 I | 有害性評価 II (III) |
|--------------------------------|---------------------|--|---|
| 評価対象とする項目 | | <ul style="list-style-type: none"> 原則として一般毒性、生殖発生毒性、変異原性及び発がん性 スクリーニング評価において優先度が「高」に該当した項目 情報が得られず有害性クラスが付与されなかった生殖発生毒性又は発がん性について、優先評価化学物質の指定後に優先度「高」相当の情報が得られた項目 | <ul style="list-style-type: none"> 原則として一般毒性、生殖発生毒性、変異原性及び発がん性 既知見の収集等により新たな有害性情報が得られれば、個別に判断して対象項目として考慮前段階の評価においてリスク推計を行い、リスクが懸念された項目 前段階の評価において対象項目であったがリスク推計を行わなかった、もしくは行えなかった項目 追加情報が得られれば、個別に判断して対象項目に考慮 |
| 評価対象物質の扱い | | <ul style="list-style-type: none"> 複数の物質が評価対象物質となる場合、評価対象物質を1つに設定 | <ul style="list-style-type: none"> 複数の物質が評価対象物質となる場合には、複数の評価対象物質を設定。 |
| 項目別の扱い | 一般毒性 ・ 生殖発生毒性 | <ul style="list-style-type: none"> スクリーニング評価に用いた情報を使用（追加の有害性情報があれば信頼性評価を行い、使用可能であれば有害性評価値を導出しキースタディ選定ルール※に基づき選定） 原則的な不確実係数を用い有害性評価値を導出（スクリーニング評価に用いた有害性評価値はそのまま使用） 経口・吸入の区別をしない | <ul style="list-style-type: none"> 既知見の更新状況を確認し個別に精査してキースタディを選定 個別に精査し必要に応じて有害性評価値を導出（不確実係数の再設定やベンチマークドース法の適用等、個別判断） 影響の内容に応じて経口・吸入の区別をするを別扱いにする |
| | 発がん性 | <ul style="list-style-type: none"> 可能であれば、変異原性の有無（発がん性の閾値の有無）に応じて、他機関等における評価により導出された NOAEL、BMDL 等やユニットリスクUR、SF スロープファクター、TD₅₀ 等を考慮して用いて、有害性評価値を導出する。 経口・吸入の区別をしない | <ul style="list-style-type: none"> 発がん性に関する情報を精査後、キースタディを選定し、必要に応じ独自に NOAEL、BMDL やユニットリスクUR、スロープファクターSF を求める。変異原性の有無（発がん性の閾値の有無）に関する独自の判断結果に応じたより、有害性評価値を導出する。 経口・吸入の区別をする。 |
| | 変異原性 ・ 発がん性 | <ul style="list-style-type: none"> 分類結果等の定性的な情報を整理して、変異原性又は発がん性を有する物質を抽出（追加の有害性情報があれば信頼性評価を行い、使用可能※であれば分類情報に追加） 発がん性の定量的評価の参考情報として使用 | <ul style="list-style-type: none"> 変異原性：発がん性があると判断できる情報があればその閾値有無の扱いの判断のため、既知見の更新状況を確認し個別に精査 し判断に利用。発がん性が不明であれば必要に応じ有害性調査指示の必要性和調査項目の判断 発がん性：定量的な情報（発がん性試験データ）を収集し、算出されたスロープファクターより有害性評価値を導出。発がん性は、経口・吸入を別扱いにする。 |
| 法第 10 条の有害性等の調査の求め・有害性調査指示との関係 | | <ul style="list-style-type: none"> スクリーニング毒性試験又はそれと同等以上のデータを有さない場合、必要に応じ法第 10 条第 1 項に基づく有害性等調査の求めを行うために不足する試験項目を特定 | <ul style="list-style-type: none"> 必要に応じ、法第 10 条第 2 項に基づく長期毒性に係る有害性調査指示のために試験項目を特定 |

2

※ 「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」に基づく。

1 II.4.2 既知見の更新状況の確認・収集及び精査の観点

2 II.4.2.1 既知見の更新状況の確認・収集

3 ~~評価II対象物質の人健康影響に関する有害性情報について、既知見の収集状況と、収集時点以~~
4 ~~降の各情報源の更新状況を確認し、未収集分があれば情報収集を行う。~~国が人健康影響の有害性
5 に係る既知見を収集する範囲は「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価
6 等について¹⁾」を元に、必要に応じて収集範囲を広げる (II.2.1 参照)。リスク評価 (一次) 評価II
7 ~~対象物質の人健康影響に関する有害性情報について、既知見の収集状況と、収集時点以降の各情~~
8 ~~報源の更新状況を確認し、未収集分があれば情報収集を行う (II.2.5 参照)。~~

9 既知見の中には、各種の基準値等 (水道水の水質基準や大気環境基準等) が含まれている。有
10 害性評価IIの段階では、基準値等の元となっている有害性情報や基準値等の導出方法についても
11 調査する。さらに必要に応じ、生体内運命等についても情報収集を行う。これらについては、次
12 節に記載する精査に用いる。

13

14 II.4.2.2 精査の観点

15 有害性等の性状データの質の評価 (evaluation) には、以下の3つの観点がある。既存データ
16 の質の評価を効率的に行うために、①の観点から初期フィルターとして格付けした後、②と③の
17 観点からの検討を専門家が行うという手順が推奨されている²⁾。①の格付けに Klimisch コード³⁾が
18 使用され、「信頼性あり」とされる1又は2に格付けされたデータが②と③の精査の対象となる。

19

- 20 ① reliability : 標準化された試験方法への準拠を評価する観点。
- 21 ② relevance : データがカバーする範囲等がハザードの特定やリスクキャラクターゼーショ
22 ンのために適切かという観点⁴⁾。
- 23 ③ adequacy : 有害性評価・リスク評価の目的に、データが有用かという観点⁵⁾。

24

25 化審法において、スクリーニング評価とリスク評価 (一次) の評価Iの段階までは、主に①の
26 観点からの信頼性評価を行うことになっている (II.2.5 参照)。リスク評価 (一次) 評価I終了以

¹⁾ 化審法のスクリーニング評価及びリスク評価 (一次) 評価Iに用いる性状データの信頼性評価等の公表につい
て http://www.moti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/shinraisei_kijun.html

²⁾ OECD (2007) Manual for Investigation of HPV Chemicals.

³⁾ Klimisch, H.-J. et al. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental
toxicological and ecotoxicological data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25, 1-5.
Klimisch コードには以下の4つのランクがあり、原則として1と2のデータが評価に利用される。

1: 信頼性あり (制限なし)、2: 信頼性あり (制限付き)、3: 信頼性なし、4: 評価不能

⁴⁾ 例えば、主要な暴露経路で毒性試験の投与経路が設定されているか、対象媒体での物質の安定性等から勘案し
て試験設定等が適切かなどといった観点が考えられる。

⁵⁾ 例えば、被験物質の純度等が異なる複数のデータがある場合、有害性評価・リスク評価の目的が物質の有り姿
での評価か、純品での評価かによって、評価に適切なデータは異なるといったことが考えられる。

1 降は、性状データについて「総合的な観点による精査を踏まえたキースタディの見直し」を行う
2 こととなっている¹ (図表 II-4 参照)。「総合的な観点」には、上記の①に加えて②や③の観点も含
3 まれる。

4 「総合的な観点による精査」には次以下のような側面が含まれる。

5
6 (ア) 評価対象物質の設定と試験対象物質の関係等 (II.2.3 参照) から、データが当該優先評価化
7 学物質を評価するのに適切かどうかを検討する。

8 (イ) キースタディとしなかったデータについても、クロスチェックや証拠の重みとして考慮す
9 る。

10 (ウ) 着目するエンドポイント以外も含め、有害性のプロファイル全体を考慮する。

11 (エ) 物理化学的性状について、常温での外観、暴露経路や生体内運命に関連するため目配りす
12 る。

13 (オ) 暴露評価の結果について、主要な摂取経路を特定する観点から目配りする。

14 (カ) 既存の評価書等が得られる場合、そこでの考察や見解に目配りする。

16 II.4.3 一般毒性

17 ~~有害性評価IIにおいて、一般毒性の評価は、原則としてリスク推計Iを行ってリスクが懸念さ~~
18 ~~れた場合に行う。ただし、II.4.2.1 に述べた情報収集と精査によって、一般毒性の追加の既知見が~~
19 ~~得られた場合のほか、生殖発生毒性やがん原性等、他の有害性項目の試験による所見から、一般~~
20 ~~毒性として評価を行う必要性が認められる場合もありうる。~~

21
22 一般毒性について、収集されたデータの精査を前節 (II.4.2.2) に記載した観点から行い、必要
23 に応じてキースタディを見直す。精査の主な内容は、次以下のような事項が考えられる。

24
25 (ア) 経口経路と吸入経路の両方の毒性試験データが得られる場合、エンドポイントとする標的
26 臓器と暴露評価による人の主要暴露経路からみて、経路別に有害性評価値を設定するかど
27 うか。

28 (イ) 生殖発生毒性試験又はがん原性試験の結果も得られる場合、それらの所見から一般毒性と
29 しての有害性評価を行うかどうか。必要がある場合は一般毒性の NOAEL 等を設定し、有
30 害性評価値の導出を行う。

31 (ウ) NOEL から有害性評価値が導出されている場合も、NOAEL が設定されて有害性評価値が

¹ https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/ra_reliability.html 化審法のスクリーニング評価及びリスク評価に用いる性状データの信頼性について
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/shinraisei_kijun.html 化審法のスクリーニング評価及びリスク評価 (一次) 評価Iに用いる性状データの信頼性評価等の基本的考え方

- 1 算出されている場合も¹、長期的な影響への関与、ヒトへの外挿性、懸念すべき毒性の種類
2 等を精査して、有害性評価値算定の出発点として適切な NOAEL（又はベンチマークド
3 ス）を設定できるかどうかについて検証する。
- 4 (エ) 基準値等について、その元となっている情報を精査し、そのエンドポイントや基準値等の
5 導出方法を確認し、必要に応じて一般毒性としての有害性評価の見直しを行う。
- 6 (オ) 暴露評価による人の主要暴露経路からみて、得られている毒性試験の投与経路は妥当かど
7 うか。
- 8 (カ) 経口経路の試験データだけがあり、主要暴露経路が吸入経路の場合、その物理化学的性状
9 等からみて、経路間外挿が適切かどうか。
- 10 (キ) 不確実係数に関しては、以下に示すように、種差、個体差、試験期間、重大性に係る係数
11 等について、詳細な毒性情報に基づき妥当性を検討する。

12

13 有害性評価値を導出する際の不確実係数は、次以下の項目について、専門家判断により改めて
14 設定される。

15

- 16 1. 種差
- 17 2. 個体差
- 18 3. 適切な NOAEL が求められない場合
- 19 4. 試験期間の不足
- 20 5. データの不足（適切な投与期間やエンドポイントの測定が設定されていない等）
- 21 6. 影響の重大性

22

23 各々の項目について対しては、適切な係数を設定できる科学的知見が得られない場合は、基本
24 的には最大10の値（一般毒性の試験期間不足については以下を参照）を用いる。なお、以下の項
25 目は、係数の設定に際して考慮できる。

26 「1. 種差」と「2. 個体差」に関しては、その違いに関して体内動態（トキシコキカイネティク
27 ス）や組織感受性（トキシコダイナミクス）に対応する科学的知見がある場合はそれらの定量的
28 なデータで補正する。補正の方法は、IPCS において作成されたガイダンス²に従って適切な係数
29 を設定する。

30 「3. 適切な NOAEL が求められない場合」は、用量依存性を考慮して、LOAEL に対して適当

¹ 化審法の新規化学物質の審査においては、反復投与毒性の審議において NOEL で評価を行ってきたが、平成
21 年の化審法改正によりハザードベースの制度からリスクベースの制度へと移行したこと、リスク評価の段階
では NOAEL から有害性評価値の導出を行うことを基本としていること等から、平成 23 年 11 月以降に届出又
は申出のあった新規化学物質について、NOAEL に基づき評価を行うことになった。

「新規化学物質の審査における NOEL 及び NOAEL の取扱いについて（お知らせ）」

http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/todoke/shinki/shinki_noael_111122.pdf

² <http://www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj2.pdf>

1 な不確実係数を設定するが、計算が可能な場合には（NOAEL が設定されている場合でも）ベン
2 チマークドースを算出し、NOAEL の代替として使用する（この場合は、この項目に対する不確
3 実係数は用いない）。ベンチマークドースの算出方法は、ベンチマークドース法の適用に関するガ
4 イダンス¹に示された方法に従って計算する。

5 「4. 試験期間の不足」において、有害性評価 I で使用したデフォルトの係数に対して、化学物
6 質の蓄積性や、投与期間と有害反応の発現時期や強さとの関連性等を考慮して見直しを行う。

7 また、「5. データの不足」に関連し、有害性の懸念があるものの適切な試験が行われていない場
8 合には、追加の係数を加えることがある²。

9 「6. 影響の重大性」については、評価値の算出の基となる影響が、閾値のある発がん性、母毒
10 性の無い発生毒性、神経毒性である場合には、影響の用量相関性、重篤度の大きさを考慮して、
11 最大で 10 の係数を加える。

12

13 上記のような精査によって、NOAEL 設定の確認、経路別の有害性評価値の導出、すべての不
14 確実係数の見直し、修正や追加等を行うとともに、有害性調査指示を行う場合（II.4.7 参照）の調
15 査項目や試験方法に関する指導等につなげる。

16

17 II.4.4 生殖発生毒性

18 ~~有害性評価 II において、生殖発生毒性の評価は、原則としてリスク推計 I を行ってリスクが懸
19 念された場合に行う。ただし、II.4.2.1 に述べた情報収集と精査によって、生殖発生毒性の追加の
20 既知見が得られた場合のほか、一般毒性やがん原性等、他の有害性項目の試験による所見から、
21 生殖発生毒性として評価を行う必要性が認められる場合もありうる。~~

22

23 生殖発生毒性について、収集されたデータの精査を前節（II.4.2.2）に記載した観点から行い、
24 必要に応じてキースタディを見直す。精査の主な内容は、前項 II.4.3 の一般毒性で示した事項と
25 概ね共通する。

26 有害性評価値を導出する際の不確実係数は、原則は一般毒性の項（II.4.3）で示したとおりとす
27 る。

28

29 II.4.5 変異原性

30 ~~有害性評価 II において、変異原性の評価は、原則として in vitro ないし in vivo 試験によって陽
31 性の結果が得られている場合に行う。ただし、II.4.2.1 に述べた情報収集と精査によって、変わる
32 場合がありうる。~~

¹ ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス
<http://dra4.nihs.go.jp/bmd/>

² たとえば、他の情報から生殖発生毒性が懸念されるにも関わらず、必要な生殖発生毒性に関する試験結果が得られないとき。

1 変異原性について、収集されたデータの精査を前節（Ⅱ.4.2.2）に記載した観点から行い、*in*
2 *vitro* 及び *in vivo* 試験の結果に基づき、総合的に変異原性の有無を評価する。

3 局長通知「新規化学物質等に係る試験の方法について」において、変異原性試験の目的を「比
4 較的簡便な短期間の試験により被験物質の遺伝毒性を検出し、それに基づくがん原性及び次世代
5 への遺伝的影響について予測すること」としている。また、目的と試験結果に応じた試験の順序
6 より、*in vitro* 試験で陽性の結果が得られている場合には「げっ歯類を用いる小核試験」を行う必
7 要性について、*in vivo* 試験で陽性の結果が得られている場合には「がん原性試験」を行う必要性
8 について、個別ケースに応じて検討を行う¹。化審法における変異原性試験の目的と試験結果に応
9 じた試験の順序より²、*in vitro* 試験で陽性の結果が得られている場合には「げっ歯類を用いる小
10 核試験」を行う必要性について、*in vivo* 試験で陽性の結果が得られている場合には、「がん原性
11 試験」を行う必要性について、個別ケースに応じて検討を行う。

13 Ⅱ.4.6 発がん性

14 有害性評価Ⅱにおいて、発がん性の評価は原則として以下の場合に行う。ただし、Ⅱ.4.2.1 に述
15 べた情報収集と精査によって、変わる場合がありうる。

16
17 ~~スクリーニング評価において、発がん性の有害性クラスが1又は2であった場合~~
18 ~~スクリーニング評価では情報がなく有害性クラスが付与されなかったが、優先評価化学物質指~~
19 ~~定後に発がん性に係る情報が得られた場合~~

20
21 発がん性は、原則として経口と吸入の経路別に評価を行う。いずれの経路で評価を行うかは、
22 得られる有害性情報と暴露経路等を勘案して、個別に設定する。

23 発がん性については、閾値の有無により閾値がありとする場合となしとする場合で、有害性評
24 価値の導出方法が分かれる。閾値の有無の扱いは、変異原性試験の結果と既存の往評価を参考に
25 しつつ専門家判断により行う。

¹ 遺伝子突然変異誘発性を指標とする試験として「① 細菌を用いる復帰突然変異試験」、及び染色体異常誘発性を指標とする試験として「② 哺乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリンフォーマ TK 試験」を行い、両者いずれかで陽性の結果が得られた場合には「③ げっ歯類を用いる小核試験」を行うこととされている。①と②は *in vitro* 試験、③は *in vivo* 試験である。また、①と②は法第10条第1項に基づく有害性等の調査の求めを行うことができる試験項目であり、③は法第10条第2項に基づく長期毒性に係る有害性調査指示の試験項目である。

² 化審法において変異原性試験は、「比較的簡便な短期間の試験により被験物質の遺伝毒性を検出し、それに基づくがん原性及び次世代への遺伝的影響について予測することを目的」として行われる（「局長通知・新規化学物質等に係る試験の方法について」より）。遺伝子突然変異誘発性を指標とする試験として「① 細菌を用いる復帰突然変異試験」、及び染色体異常誘発性を指標とする試験として「② 哺乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリンフォーマ TK 試験」を行い、両者いずれかで陽性の結果が得られた場合には「③ げっ歯類を用いる小核試験」を行うこととされている。①と②は *in vitro* 試験、③は *in vivo* 試験である。また、①と②は法第10条第1項に基づく有害性等の調査の求めを行うことができる試験項目であり、③は法第10条第2項に基づく長期毒性に係る有害性調査指示の試験項目である。

1 なお、II.4.2 に述べた既知見の収集によって、各種の基準値等が発がん性に基づいて設定されて
2 いることが判明することがある。この場合、閾値有無等の扱いも含め基準値等の導出法等も確認
3 し、必要に応じて有害性評価値の見直しを行う。

5 II.4.6.1 「閾値あり」と扱う場合の有害性評価値の導出

6 発がん性について、「閾値あり」として有害性評価値を導出する場合は、一般毒性、生殖発生毒
7 性と同様に発がん性の NOAEL、BMDL 等[±]を特定して不確実係数積を設定し、~~NOAEL~~ 等を不確
8 実係数積で除して算出する。発がん性の場合、不確実係数積は上記一般毒性の項目~~で~~示したと
9 おり、種差、個体差、試験期間の他に、必要な場合は影響の重大性として 10 を追加して、それぞ
10 れの係数を乗じて設定する。ただし、専門家判断により、得られる情報に応じて扱いを変えるこ
11 とはありうる[±]。

13 II.4.6.2 「閾値なし」と扱う場合の有害性評価値の導出

14 発がん性について、「閾値なし」として有害性評価値を導出する場合は、原則として、~~発がん性~~
15 ~~試験データから得られる BMDL₁₀ 等を用いて、UR 又は SF を求め、さらに既存のスロープファ~~
16 ~~クター等の情報を用いて実質安全量 (VSD: virtually safe dose) $VSD10^{-5}$ 相当の発がんリスクレ~~
17 ~~ベルを有害性評価値として導出する。~~

18 ~~実質安全量とは、閾値がないと考えられる毒性に関し、生涯の発症リスクが 10^{-5} (10 万人に 1~~
19 ~~人) といった十分に小さなリスクの増分に対応する用量と定義され、実質的には無視できるとい~~
20 ~~う考え方から基準値等を設定する際に用いられている。十分に小さなリスクの増分は許容リスク~~
21 ~~レベルとも呼ばれ、本スキームでは 10^{-5} (10 万人に 1 人) とする。~~

22 ~~許容リスクレベルの設定にあたっては、国内外の各種制度等における設定状況を整理した (付~~
23 ~~属資料 II.7.4 参照)。~~

24 ~~実質安全量は、以下の式によって求める。~~

25 ~~実質安全量 = 10^{-5} / スロープファクター 又は ユニットリスク~~ 式 II-1

26 ~~スロープファクター (単位は $(\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1}$) ・ ユニットリスク (単位は $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ 又は $(\mu\text{g}/\text{L})^{-1}$)~~
27 ~~は、「単位量 (又は濃度) を一生涯摂取 (又は吸入) した場合で増加する発がん確率 (リスク)」~~
28 ~~と定義される。これは、ある化学物質への暴露のみが原因で発がんする確率 (リスク) である。~~

29 本スキームにおける ユニットリスク UR 等の算定方法は原則として、ベンチマークドース法の

[±]例えば、NOAEL 等の代わりにベンチマークドース法を適用すること等が考えられる。

- 1 適用に関するガイダンス¹に従って BMDL₁₀²を計算し、原点へ直線外挿したときの傾きに基づき
2 算出する³。ただし、専門家判断により、得られる情報に応じて扱いを変えることはありうる⁴。

3 II.4.7 有害性調査指示の項目の特定

- 4 優先評価化学物質のリスクが相当広範な地域で懸念され、長期毒性の該当性について判定する
5 必要があると認めるに至ったときは、国は法第 10 条第 2 項に基づき、製造・輸入事業者に対して
6 長期毒性に係る有害性の調査指示を行うことができる。有害性調査指示の試験項目は省令⁵に定め
7 られており、人健康影響に係る有害性に関しては次以下のとおりに~~(ア)～(キ)~~である。

8
9 (ア) 慢性毒性試験

10 (イ) 生殖能及び後世代に及ぼす影響に関する試験

11 (ウ) 催奇形性試験

12 (エ) 変異原性試験

13 (細菌を用いる復帰突然変異試験、ほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験又はマウスリ
14 ンフォーマ TK 試験、げっ歯類を用いる小核試験)

15 (オ) がん原性試験

16 (カ) 生体内運命に関する試験

17 (キ) 薬理的試験

18
19 (ア)～(キ) いずれの項目の有害性調査指示を行うかは、有害性評価 II における精査と、リ
20 スク評価 (一次) 評価 II (暴露評価、リスク推計の結果) の結果も踏まえて検討を行う。基本的
21 に、相当広範な地域でリスクが懸念される有害性項目と、その判断に必要な範囲が対象となる。
22 また、有害性調査の試験対象物質については、評価対象物質 (II.2.3 参照) を踏まえて指示内容に
23 含める。

24 なお、リスク評価 (一次) 評価 II の時点で有害性調査指示を行うかは、暴露評価についても十
25 分な情報に基づく結果が得られていることが前提となる。

26

27

¹ ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス

<http://dra4.nihs.go.jp/bmd/>

² ベンチマーク用量の 95%信頼下限値 (化学物質の評価で使用する BMD アプローチにおいて、動物実験投与量域内での用量-反応相関曲線に最も適合する数理モデルを選定し、反応指標が有意に検出できる一定の毒性誘発率 (ベンチマーク用量: 通常 10%) を示す投与量の信頼限界 (通常 95%) 下限値をいう)。

³ 既存のスロープファクター-SF等が本スキームで原則としている算出法と異なる方法で導出されている場合等は、算出し直すことも考えられる。

⁴ Time-to-tumor モデルや、PBPK モデルによるヒト曝露用量の補正、メカニズムが明らかな場合の生理学的モデルの利用などがある。

⁵ 新規化学物質に係る試験並びに優先評価化学物質及び監視化学物質に係る有害性の調査の項目等を定める省令

1 II.5 有害性評価Ⅲ

2 有害性評価Ⅲは、基本的には有害性評価Ⅱと同様である。

3 暴露情報の精査等が必要であるとして~~リスク評価（一次）~~評価Ⅲを行うこととなった場合、暴
4 露情報の収集等のために相応の時間を費やすことがありうる。~~有害性~~評価Ⅲを行う際に、過去の
5 既知見収集時点以降の各情報源の更新状況を調査し、未収集分の情報収集を行う。追加収集分を
6 加味して、必要に応じて精査やキースタディの見直しを行う。

7

8 II.6 リスク評価（二次）における有害性評価

9 リスク評価（二次）は、法第10条第2項による有害性調査指示により新たに得られた長期毒性
10 に係る有害性情報を用いてリスク評価を行う段階である¹。

11 新たに得られた有害性情報についてリスク評価（一次）の段階で収集された既知見を踏まえて
12 精査し、不確実係数の設定、ベンチマークドース法の適用等、専門家による個別判断に基づき有
13 害性評価値の導出等を行う。

14

15

¹ 既知見により長期有害性情報が得られ、長期毒性に係る判定が行える場合には、リスク評価（二次）は行わず、リスク評価（一次）において第二種特定化学物質の指定や優先評価化学物質の取消し等の判断がなされる。

1 II.7 付属資料

2 II.7.1 経路間外挿の妥当性

3 経路間外挿が必要な背景

4 優先評価化学物質のリスク評価では、人が環境経路で化学物質に暴露される経路を経口経路と
5 吸入経路と想定している（II.2.4 参照）。

6 化学物質の環境への排出を概観すると、化学物質管理促進法（以下、化管法）により把握され
7 ている情報によれば、PRTR 対象物質の届出による総排出量の約 9 割は大気への排出である¹。そ
8 のため、環境経路の暴露では、化学物質の性状によっては吸入経路が主となるものも少なくない
9 と考えられる。

10 一方、有害性評価に用いる有害性情報は、化審法で得られる反復投与毒性試験が基本的に経口
11 経路であるため、優先評価化学物質のリスク評価においては経口経路で行われた試験データの割
12 合が多い。

13 一般的に、吸入経路の暴露が主となるような物質のリスク推計において、経口による反復投与
14 毒性試験の結果を用いる場合には、毒性影響のエンドポイントや体内動態など様々な問題を考慮
15 する必要がある。吸入経路で吸収された化学物質は、動脈血の流れとともに全身の各組織に輸送
16 されるが、経口経路で吸収された化学物質は、いったん肝臓に送られて代謝を受けるため、各組
17 織における化学物質量は、吸入経路の場合に比べ、経口経路の方が一般的に少なくなると考えら
18 れるからである。

19 しかし、実際に、経口と吸入による体内吸収率の違いが判明している物質は少なく、両経路に
20 おける毒性影響として、全身影響が見られる場合には、単位換算を行って相互に（経口経路のデ
21 ータを吸入経路の評価に、あるいは吸入経路のデータを経口経路の評価に用いるなど）利用せざ
22 るを得ないのが現状となっている。シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会²において
23 も、策定した 13 物質に対する指針値は、経口暴露における動物実験データから、ヒトのシナリオ
24 （日本人の平均体重 50[kg]、呼吸量³15[m³/day]）により吸入濃度への換算を行っている。

25

26 以上のような背景から、優先評価化学物質のリスク評価においても、吸入経路の暴露が主であ
27 る物質について、経口経路による反復毒性試験データを用いることがある。そこでは、「経路間外

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（~~令和4年3月2011~~）~~令和2平成2-1~~年度PRTRデータの概要—化学物質の排出量・移動量の集計結果—」によると、全国の事業者から届出のあった総排出量は12476千トン、その内訳は、大気への排出が11256千トン（総排出量比率9089%）、公共用水域への排出が658.6千トン（同5.249%）、事業所内の土壌への排出が0.240.46千トン（同0.1926%）、事業所内の埋立処分が5.144千トン（同4.16.9%）である。

² シックハウス(室内空気汚染)問題に関する検討会

<http://www.nihs.go.jp/mhlw/chemical/situnai/kentoukai.html>

³ 本スキームでは、ヒトの呼吸量のデフォルト値として20[m³/day]を設定しているが、シックハウス問題に関する検討会では15[m³/day]としている。

1 挿は可能である」という前提を置いていることになる。その前提の妥当性確認のため、以下のよ
2 うな解析を行った。

3

4 有害性データの経路間外挿の妥当性検証

5 ■方法

6 NITE 化学物質管理センターで公開している『化学物質管理のためのリスク評価書活用の手引
7 き』の添付資料 2-1¹から、NEDO 事業による初期リスク評価において、経口経路と吸入経路の両
8 方で有害性データが得られた物質のうち、以下のいずれかに該当する物質を除いた 34 物質を対
9 象にした。すなわち、34 物質のデータセットは、経口経路と吸入経路の両方で反復投与の動物試
10 験データがあり、かつ両経路とも一般毒性の全身影響がエンドポイントとなっているものである。

11

- 12 ・ 経口経路データ、吸入経路データのいずれか、もしくは両方に局所影響がみられる場合
- 13 ・ 経口経路データ、吸入経路データのいずれかが一般毒性で片方が生殖発生毒性である場合
- 14 ・ 経口経路データ、吸入経路データの片方が動物試験データで、片方が人のデータである場合
15 (UFs が著しく違うため)
- 16 ・ 経口経路データ、吸入経路データのいずれかで影響がみられず、最大用量を採用している場
17 合 (影響の内容が不明であるため)

18

19 経口経路と吸入経路それぞれの有害性評価値 (N(L)OAEL/UFs²) を抽出し、その比「経口の有
20 害性評価値/吸入の有害性評価値」(以下、「経口/吸入比」と略。)を算出した。その際、不確実
21 係数積の設置と、吸入経路データの摂取量換算については、「化学物質の初期リスク評価指針」³に
22 記載の方法により行った。

23

24 ■結果

25 対象とした 34 物質の経口/吸入比は、約 85%(29 物質)が±10 倍の範囲であった。これら初期
26 リスク評価は文献等から有害性情報を収集しており、異なる機関が行った試験の結果を用いてい
27 るが、この範囲に収まることが示された。

28 経口/吸入比が±10 倍に収まらなかった 5 物質の内訳は、10 倍を越える物質が 2 物質、0.1 倍
29 未満の物質が 3 物質であった。

30

31 II.7.2 化管法指定化学物質の選定根拠からの有害性評価値の導出

32 化管法指定化学物質の選定根拠の有害性項目のうち、一般毒性と生殖発生毒性に係る項目は、
33 経口慢性毒性、吸入慢性毒性、作業環境許容濃度及び生殖発生毒性の 4 つである (前 3 項目が一

¹ <http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/ippankekka.pdf>

² UF: 不確実係数 (Uncertainty Factor) 積のこと。

³ 独立行政法人 製品評価技術基盤機構、財団法人 化学物質評価研究機構、委託元 独立行政法人 新エネルギ
ー・産業技術総合開発機構 (2007) 化学物質の初期リスク評価指針 Ver.2.0.

http://www.safe.nite.go.jp/risk/files/guidance_ver2_20070115.pdf

1 般毒性に対応)。これらの項目に対応する毒性試験結果や各種の基準値等に基づき、化管法におけ
2 る有害性のクラスが付与されている。

3 このような化管法指定化学物質の指定根拠は、旧第二種監視化学物質の指定根拠ともなってい
4 ることから、これらの情報を用いたスクリーニング評価における有害性評価値の導出方法が設定
5 されており、図表 II-119 に引用する¹。リスク評価（一次）の評価 I においても基本的にこれを踏
6 襲する。

7

8

図表 II-119 化管法の選定根拠からの有害性評価値の導出方法

| 項目 | 情報源 | 有害性評価値導出のルール |
|----------|-----------------------------|--|
| 経口慢性毒性 | 水質基準 | 水質基準値 = (NOAEL 等/UFs) × 体重 × 飲料水の寄与率 / 1 日飲料水量 の式より、有害性評価値に相当する (NOAEL 等/UFs) の数値を、引用されている水質基準(日本、WHO 等)から体重を 50kg、飲料水の寄与率 10%、1 日飲料水量 2L/day とし算出。 |
| | 経口反復投与毒性(投与期間 1 年以上) | PRTR・MSDS 対象物質ハザードデータに記載されている情報から NOAEL であれば UFs=100、LOAEL であれば UFs=1000 とし NOAEL 等/UFs で算出。 |
| | 経口反復投与毒性(投与期間 1 年未満又は不明のもの) | 上欄の UFs に試験期間の UF(3 ヶ月未満:6、3 ヶ月以上 1 年未満:2)を追加し、NOAEL 等/UFs で算出。試験期間が不明の場合は 3 ヶ月未満の UF(6) を適用。 |
| | 農薬経口毒性 | ADI (mg/kg/day) は有害性評価値 (NOAEL 等/UFs) に相当するとしてそのまま使用。 |
| 吸入慢性毒性 | 大気環境基準 | 大気基準値 = {(NOAEL 等/UFs) × 体重 × 経口吸収率 × 大気の寄与率} / {吸入吸収率 × 1 日呼吸量} の式より、有害性評価値に相当する (NOAEL 等/UFs) の数値を、引用されている大気基準(日本、WHO 等)から体重を 50kg、経口吸収率 = 吸入吸収率 (分母分子で相殺)、大気の寄与率 100%、1 日呼吸量 20m ³ /day とし算出。 |
| | 吸入反復投与毒性(投与期間 1 年以上) | PRTR・MSDS 対象物質ハザードデータに記載されている情報から NOAEL 等の数値を摂取量換算した値を用い、NOAEL であれば UFs=100、LOAEL であれば UFs=1000 とし NOAEL 等/UFs で算出。 |
| | 吸入反復投与毒性(投与期間 1 年未満又は不明のもの) | 上欄の UFs に試験期間の UF (3 ヶ月未満:6、3 ヶ月以上 1 年未満:2)を追加し、不確実係数積を替えて NOAEL 等/UFs で算出。試験期間が不明の場合は 3 ヶ月未満の UF(6) を適用。 |
| 作業環境許容濃度 | ACGIH 許容濃度 | 作業環境許容濃度 TWA (時間加重平均値) は健康な成人に対する断続的な暴露での許容濃度であることから、一般環境での一般人への外挿のため、暴露時間の補正、断続的な暴露から継続的な暴露への補正、敏感な人も考慮した個体差を考慮し、これらを併せた不確実係数積を 100 とする。そのため、有害性評価値 (摂取量換算) に相当する NOAEL 等/UFs は、TWA を 100 で除した濃度に、体重を 50kg、1 日呼吸量 20m ³ /day とし算出。 |
| | 日本産業衛生学会許容濃度 | 同上 |
| 生殖発生毒性 | | PRTR・MSDS 対象物質ハザードデータに記載されている情報から、経世代試験の NOAEL であれば UFs=100、LOAEL であれば UFs=1000 とし NOAEL 等/UFs で算出。経世代ではない簡易の試験あるいは試験が不明の場合、UF10 を追加し、NOAEL 等/UFs で算出。 |

9 注) UFs は不確実係数積の意味。UF の設定に関しては「有害性クラス分類の指標としての有害性評価値」(126-8 ページ)を参照。
10

¹ 審議会付属資料、スクリーニング評価手法の詳細 (案)

http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/screening_detail.pdf

1

2 II.7.3 各種の制度等における不確実係数

3 動物試験結果から人健康影響に関する有害性評価値を導出する際に国内外で用いられている不
4 確実係数の設定状況について調査を行った。これらを参考に、本スキームで用いる不確実係数を
5 設定した。国内で用いられている不確実係数等を図表 II-10 に、国外の不確実係数等を図表 II-11
6 に示した。本スキームで採用した不確実係数は図表 II-10 に示した。

7

8 種差については、国外において、トキシコキネティクスやトキシコダイナミクスを考慮した数
9 値が提案されているが、これらは個々の物質・影響の内容に応じて設定されるものであり、デー
10 タが得られている物質は限られる。優先評価化学物質のリスク評価（一次）~~の~~評価 I では、多数
11 の物質について一斉に評価することを想定しており、個別の設定が必要なトキシコキネティクス、
12 トキシコダイナミクスに基づいた数値は得られないため、通常用いられている 10 を採用するこ
13 ととした。これは、実験動物の成獣における NO~~E~~EL とヒトの平均的成人での NOAEL の違い
14 を意味する。

15 個体差については、性別、年齢（小児から老人まで）を考慮しているとされる 10 を採用した¹。
16 これは、ヒトの平均的成人での NOAEL と高感受性集団（乳幼児等）の NOAEL の違いを意味す
17 る。

18 試験期間に関しては、EU の REACH（ECHA）を参考に、試験期間別に慢性毒性値への外挿を
19 想定した値を採用することとした。すなわち、90 日未満の試験については 6 を（使用するのは 28
20 日以上試験）、90 日以上 1 年未満については 2 を、1 年以上の試験は 1 とした。

21 LOAEL を採用する場合には、NOAEL への外挿の不確実性として 10 を採用した。

22 影響の重大性については、回復が見込めないような重篤な毒性エンドポイントである場合に十
23 分な安全性を見込むために追加で設定されるもので、国内外の事例では、非遺伝毒性発がん性、
24 神経毒性、母毒性の現れない用量での催奇形性について、この不確実係数が用いられている²。

25

26 生殖発生毒性に関しては、二世代以上の経世代試験³以外の簡易な生殖試験等、あるいは発生毒

¹ 「長谷川隆一ほか（2010）毒性データの不確実性とヒトへの外挿法に関する研究（平成 19 年度食品影響評価技術研究報告書）の【解説-6】ヒトのばらつき」では、ヒト及び動物の複数のデータ解析の結果、以下のよう
に結論している。「平均的ヒト集団と高感受性集団との違いは、ヒトのデータでは毒性関連での十分な情報
なく、また、げっ歯類のデータも殆どが LD50 の比較解析であった。唯一、新生児ラットと若齢ラットの反復
投与の NOAEL を比較した報告があり、5.0 倍以内に 94%が含まれていた。従って、不確実係数 10 でヒトで
のばらつきは十分にカバーできるものと考えられる。」

<http://www.fsc.go.jp/fscis/attachedFile/download?retrievalId=cho99920090704&fileId=001>

² 前ページの脚注に記載した資料の「【解説-8】追加の不確実係数(UF)の使用例～毒性の重篤性等に対する追加 UF 及び発がんポテンシャルに対する UF～」より。

³ 生殖発生毒性試験において「一世代」とは親（F0）世代のことをいい、一世代生殖毒性試験では、F0 への直接
投与による影響と次（F1）世代への母体を介した間接影響を観察する。試験は通常 F1 世代の離乳時に終了す
る。「二世代」とは、F0 及び F1 世代のことをいい、二世代生殖毒性試験では、F0 世代への直接投与による
影響、F1 世代への間接影響及び~~お~~よび直接投与による影響、F2 世代への間接影響を観察する。試験は通常 F2
世代の離乳時に終了する。

- 1 性試験（催奇形性試験）等に対し、「試験の質及び影響の重大性」として不確実係数 10 をおいた。
 2 これは、生殖毒性に対しては、特に、経世代における生殖毒性がみられるかどうかが重要と考え
 3 てのことである。また、母毒性の現れない用量でのり、発生毒性（催奇形性）に関しては、発がん
 4 性と同様、次世代への「影響の重大性」ということに対する不確実性となっている。

5

6

図表 II-10 国内で用いられている不確実係数等

| 項目 | 実施 機関 | 内閣府 食品安全委員会 | 厚生労働省 厚生科学審議会 生活環境水道部会 | 環境省 | GHS関連省庁 連絡会議 | (独)製品評価技術 基盤機構 (財)化学物質評価 研究機構 <NEDO化学物質総 合評価管理プログ ラム第1プロジェクト> |
|--------------------------|---|--|--|--|---|---|
| | 出典 | 『食品の安全性に 関する用語集(第4 版)』, 2008. ¹⁾ | 『水質基準の見直 し等について』, 2003. ²⁾ | 化学物質の環境リ スク初期評価ガイ ドライン(平成26年 12月版), 2014. ³⁾ | GHS表示のために 行う消費者製品の 暴露に由来するリ スク評価の考え方, 2007. ⁴⁾ | 『初期リスク評価指 針 Ver.2.0』, 2007. ⁵⁾ |
| 種差 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| 個体差 | 10 | 10 | 10 | | 10 | 10 |
| 試験 期間 | 28日以上90日未満; 6 90日以上1年未満; 2 1年以上; 1 | | 最大10 | 原則10 | 1~10 | 1か月; 10 3か月; 5 6か月; 2 12か月; 1 |
| LOAEL 採用 | 10 | | 最大10 | 10 | 1~10 | 10 |
| 毒性の性質 (閾値あり発 がん性等) | 影響の重大性; 最大10 生殖発生毒性*; 10 | | ①最大10 ②10 | ①最大10 ②原則10 (1~10) | | 閾値ありの 発がん性; 10 |
| データベース (不完全性) | 生殖発生毒性*; 10 | | 試験の質; 最大10 | | | * |
| 備考 | *) 生殖発生毒性では、 影響の重大性(母体毒 性より低用量で発現す る胎児影響がある場合) と試験の質(経世代試験 ではない場合)を考慮す るが、両者に合致する場 合は併せて10とする。 | ADIの設定には通 常、種差と個体差を 掛け合わせた100を 用い、データの質に よってより大きい係 数(例えば500、 1000、1500など)を 用いる。 | ①は毒性の性質が 重篤な場合、②は非 遺伝子障害性の発 がん性ありの場合。 | MOEを求めるための 係数として設定 ①はNOAEL等を非 発がん影響から設 定し、人に発がん作 用があると考えられ る場合、②はNOAEL 等を発がん影響から 設定した場合。 | | *) 試験の種類、質 等により評価者判断 で追加する場合あり。 UFsが10,000を超える 時はそのデータは 用いない。 試験期間の意味: 1か月=1-3か月未 満、3か月=3-6か 月未満、6か月=6- 12か月未満、12か 月=12か月超 |

1) http://www.fsc.go.jp/yougoshu_fsc.pdf

2) <http://www.mhlw.go.jp/shingi/2003/04/s0428-4b.html>

3) <http://www.env.go.jp/chemi/report/h28-01/pdf/chpt1/1-2-1.pdf>

4) http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/ghs_consumer_product_labelling.html

5) http://www.safe.nite.go.jp/risk/files/guidance_ver2_20070115.pdf

7

8

1

図表 II-11 国外で用いられている不確実係数等

| 実施機関 | 米国EPA | WHO/IPCS | ICH (International Conference on Harmonization of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human Use) | ECHA (European Chemicals Agency) | ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) | Australia Department of Health and Ageing |
|-----------------------|--|---|--|--|---|---|
| 出典 | A REVIEW OF THE REFERENCE DOSE AND REFERENCE CONCENTRATION PROCESSES. EPA/630/P-02/002F, 2002. 1) | Environmental Health Criteria 210: Principles for the assessment of risks to human health from exposure chemicals, 1999. 2) | ICH Harmonized Tripartite Guideline Impurities: Guideline for Residual Solvents Q3C(R5), 2011. 3) | Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health, 2012. 4) | Technical Report No 110, Guidance on Assessment Factors to Derive a DNEL, 2010. | Environmental Health Risk Assessment, Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards, 2004. |
| 項目 | 情報がある場合*) TK マウス: 7 ラット: 4 モルモット: 3 ウサギ: 2 TD × 3 | TD 10 ^{0.4} (2.5) TK 10 TK 10 ^{0.6} (4.0) | ラット: 5 マウス: 12 イヌ: 2 ウサギ: 2.5 サル: 3 その他の動物: 10 | (全身影響の場合) ラット: 4 マウス: 7 ハムスター: 5 モルモット: 3 ウサギ: 2.4 サル: 2 イヌ: 1.4 × 2.5 × 2.5 (局所影響の場合)*1 × 1 又は × 2.5 | ラット: 4 マウス: 7 ハムスター: 5 モルモット: 3 ウサギ: 2.4 サル: 2 イヌ: 1.4 | 10 |
| 種差 | | | | (全身・局所) 労働者: 5 一般人: 10 | 労働者: 3 一般人: 5 | 10 |
| 個体差 | 10 | TD 10 ^{0.5} (3.2) TK 10 ^{0.5} (3.2) | 半生*)以上: 1 中長期**): 2 中期***): 5 短期: 10 | 亜急性性から慢性性へ: 3 慢性性から慢性性へ: 2 慢性性から慢性性へ: 6 | 亜急性性から慢性性へ: 3 慢性性から慢性性へ: 2 慢性性から慢性性へ: 6 | 10 |
| 試験期間 | 亜慢性性から慢性性へ: 10 亜慢性性より短期間は用いない | (亜慢性性から慢性性等*) | 母体毒有の胎児毒性: 1 母体毒無の胎児毒性: 5 母体毒有の催奇形性: 5 母体毒無の催奇形性: 10 | (局所影響の場合)も同様)*2 | | 10 |
| LOAEL採用 | 10 | 3 または 10 | ~ 10 | 3 (最小/大多数の場合) 又は 10 (最大/例外的な場合) | 3 | 10 |
| 毒性の性質 (閾値あり発がん性等) | | 10までの数値 | | ケースバイケース*3 | | 1~10 |
| データベース (不完全性) | 条件により3 または 10 | 考慮する (1より大きい値) | | ケースバイケース*4 | | 1~10*) |
| 備考 【不確実係数 (UFs) 等】 | TD: トキシコダイナミクス TK: トキシコキネティクス UFsは最大3,000, UFsgは10,000のデータは参照値導出には不適切。 *)TKまたはTDIに関するデータがない場合、デフォルト係数として3(ヒト等価濃度導出と併せた場合)または10。 | TD: toxicodynamics, TK: toxicokinetics *)試験期間に関する具体的な記述はないが、追加的に考慮する項目としてあげている。 | *)1: 単純な曝露由来の場合1、局所代謝経由及び呼吸器への影響の場合2.5 *)2: 呼吸器への影響/通常、ラットで亜急性性は28日間、慢性性は90日間、慢性性は1.5~2年 *)3: 用量-反応関係の信頼性や影響の重大性によりNOAEL採用でも追加されることがある。 *)4: 入手可能なデータの完全性や一貫性、代替手法(in vitroデータ、(Q)SAR等)によるデータの信頼性による。 | | | *)「科学的データの量と質」という表現。 |

1) <http://www.epa.gov/raf/publications/review-reference-dose.htm>
2) <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc210.htm>
3) http://www.ich.org/fileadmin/Public_Web_Site/ICH_Products/Guidelines/Quality/Q3C/R5/Step4.pdf
4) <http://echa.europa.eu/web/guest/information-requirements-and-chemical-safety-assessment>

2
3

1

2 II.7.4 各種の制度等における**実質安全量発がん性**の許容リスクレベル

3 閾値がないと考えられる発がん性物質のリスク評価を行うには、社会的に受容可能なリスクレ
4 ベルを設定する必要がある。

5 我が国において初めてリスク評価を行って設定された水道水質基準（平成4年）は、世界保健
6 機関(WHO)の飲料水ガイドラインの改定に沿い、生涯過剰発がんリスクを 10^{-5} （10万人に1人が
7 その物質が原因で発がんすると考えられる確率）として求められた。

8 その後、「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について（中間答申）」が専門家を含む関係者
9 から意見を聴取し、目標とするリスクレベルとして、 10^{-4} から 10^{-6} まで幅広い意見が提示された。
10 化学物質リスク総合管理技術研究イニシャティブ(2006)の報告書には、「これら関係者の意見や大
11 気環境分野で用いられているリスクレベルの国際的動向、水質保全の分野で既に採用されている
12 リスクレベル、自然災害等のリスク等も勘案し、総合的に検討した結果、生涯リスクレベル 10^{-5}
13 を当面の目標に有害大気汚染物質対策に着手していくことが適当とされ、平成8年10月、第二次
14 答申としてとりまとめられた。」と記載されている¹。そして、上記の中央環境審議会「今後の有害
15 大気汚染物質対策のあり方について（第2次答申）」（平成8年10月）²を受けて、ベンゼンの環
16 境基準値（平成9年）は、目標とするリスクレベルを 10^{-5} として決められた。その後、有害大気
17 汚染物質の優先取組物質のうち、塩化ビニルモノマー、ニッケル化合物、1,3-ブタジエン、1,2-ジ
18 クロロエタンが、閾値のない発がん性物質として、リスクレベルを 10^{-5} として指針値が設定され
19 ている。

20 以上のことから、本スキームとして、許容できるリスクレベルは 10^{-5} が適切と考え、これに基
21 づき求めた 10^{-5} 相当の発がんリスクレベル実質安全量VSDを有害性評価値とすることとした。

¹ http://www8.cao.go.jp/cstp/project/envpt/pub/H17chem_report/h17chem-index.html

² <https://www.env.go.jp/content/900399699.pdf>