

化審法における第二種及び第三種監視化学物質 に関するリスク評価の技術ガイダンス

付 属 書

付属書の想定する対象者はリスク評価の実施者、各論編を読み技術的な詳細や根拠を知りたい者である。

以下の 8 章から構成される。手法に係る詳細な説明、具体的な数式やパラメータの数値、デフォルト値の設定根拠等を収載している。

- | | |
|------|---------------------|
| I | リスク評価の準備 |
| II | 有害性評価 |
| III | 排出量推計 |
| IV | モデル推計に基づく暴露評価 |
| V | 暴露評価への環境モニタリング情報の利用 |
| VI | 物質の特性に応じた評価手法 |
| VII | 不確実性解析 |
| VIII | リスク評価書の様式 |

付属書の詳細目次

I. リスク評価の準備.....	1
I.1 化審法上の情報収集.....	1
I.1.1 製造数量等の届出情報.....	1
I.1.2 指定根拠の有害性情報等の情報源.....	3
I.2 物理化学的性状等データの選定に必要な情報の情報源.....	4
I.3 評価対象物質の識別.....	5
I.3.1 評価対象物質の選択基準.....	5
I.3.1.1 名称に「混合物」、「反応生成物」を含む物質.....	5
I.3.2 環境分配モデルへの適用について.....	6
I.3.2.1 環境分配モデル適用物質.....	6
I.3.2.2 環境分配モデル適用外物質.....	7
I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定.....	9
I.4.1 評価 I における物理化学的性状等の選定・推定.....	10
I.4.1.1 環境分配モデル適用物質.....	10
I.4.1.2 環境分配モデル適用外物質.....	18
I.4.1.3 構造不定のモデル適用可能な化学物質.....	19
I.4.2 評価 II における物理化学的性状等の精査.....	20
I.4.2.1 環境分配モデル適用物質.....	20
I.4.2.2 環境分配モデル適用外物質.....	25
I.4.2.3 構造不定のモデル適用可能な化学物質.....	25
II. 有害性評価.....	26
II.1 人の健康に対する有害性評価.....	26
II.1.1 リスク評価の準備における有害性の選択基準.....	26
II.1.1.1 一般毒性.....	26
II.1.1.2 変異原性.....	27
II.1.1.3 PBT 該当性.....	27
II.1.2 有害性評価 I 及び有害性評価 II に共通する事項.....	29
II.1.2.1 経路間外挿.....	29
II.1.2.2 有害性に用いる不確実係数（ヒト健康）.....	32
II.1.3 有害性評価 II に関する事項.....	34
II.1.3.1 一般毒性の有害性評価値採用のルール.....	34
II.1.3.2 生殖発生毒性の有害性評価値採用のルール.....	36
II.1.3.3 変異原性.....	36

II.1.3.4 発がん性.....	36
II.2 生態に対する有害性評価	41
II.2.1 水生生物の有害性評価	41
II.2.1.1 有害性に用いる不確実係数（水生生物）	41
II.2.2 底生生物の有害性評価	43
III. 排出量推計手法	45
III.1 基本的な考え方	45
III.2 排出シナリオ	47
III.2.1 監視化学物質のライフサイクル	47
III.2.1.1 ライフサイクルの概念とライフステージ	47
III.2.1.2 対象としていないライフステージ	49
III.2.1.3 局所評価、広域評価との関係	50
III.2.2 用途分類	51
III.2.2.1 新しい「用途分類」	51
III.2.2.2 ライフサイクルとの関係	54
III.2.2.3 業種との関係	59
III.2.2.4 国際整合性	60
III.2.2.5 用途分類一覧表	60
III.2.3 排出係数	64
III.2.3.1 定義	64
III.2.3.2 排出係数の設定方法	66
III.2.3.3 留意点	67
III.3 排出量の算出方法	68
III.3.1 排出量の意味	68
III.3.2 排出量の精度	68
III.4 PRTR 情報	69
III.4.1 PRTR 制度の概要	69
III.4.1.1 届出データ	69
III.4.1.2 届出外排出量データ	69
III.4.2 化審法と化管法 PRTR 制度の対象範囲	71
III.4.2.1 法律上の対象範囲	71
III.4.2.2 重複する物質	74
III.4.3 局所評価での PRTR 情報の活用	74
III.4.3.1 対象となる排出源	74
III.4.3.2 製造段階からの排出	74
III.4.3.3 調合・工業的使用段階からの排出	75

III.4.3.4 家庭用・業務用の使用段階からの排出	75
III.4.4 広域評価の PRTR 情報の活用	75
III.4.4.1 対象となる排出源.....	75
III.4.4.2 PRTR 届出データ.....	75
III.4.4.3 PRTR 届出外データ	75
III.4.4.4 長期使用製品からの使用段階からの排出.....	76
III.4.5 PRTR 情報の活用における留意点.....	76
III.4.5.1 化審法届出情報との使い分け.....	76
IV. モデル推計に基づく暴露評価	77
IV.1 概要.....	77
IV.1.1 人の摂取量を推計する局所評価の概要	77
IV.1.1.1 暴露評価で推計するもの	78
IV.1.1.2 暴露評価に用いる情報.....	78
IV.1.2 生活環境動植物の暴露濃度を推計する局所評価の概要	78
IV.1.2.1 暴露評価で推計するもの	78
IV.1.2.2 暴露評価に用いる情報.....	79
IV.1.3 広域評価における暴露評価で推計するもの	79
IV.2 モデル推計に用いる情報	79
IV.2.1 化学物質の情報	79
IV.2.2 環境条件の情報	79
IV.2.3 食品摂取量の情報.....	80
IV.2.3.1 大気の吸入量	81
IV.2.3.2 農作物の摂取量.....	81
IV.2.3.3 畜産物の摂取量.....	84
IV.2.3.4 魚介類の摂取量.....	85
IV.2.3.5 飲料水の摂取量.....	85
IV.2.3.6 局所暴露推計及び広域暴露推計に用いる情報.....	85
IV.3 局所評価における暴露量推計手法.....	86
IV.3.1 暴露シナリオとその設定根拠.....	86
IV.3.2 大気中濃度と沈着量の推計	88
IV.3.2.1 数理モデルを利用した濃度推計	88
IV.3.2.2 数理モデル及びデフォルト値設定の経緯.....	97
IV.3.2.3 利用した数理モデルの基本的な挙動	107
IV.3.2.4 利用した数理モデルの予測精度に関する確認・知見等	108
IV.3.3 土壌中濃度及び土壌間隙水中濃度の推計.....	114
IV.3.3.1 数理モデル.....	114
IV.3.3.2 数理モデル及びデフォルト値設定の経緯.....	120

IV.3.3.3 数理モデルの感度解析と基本的な挙動.....	122
IV.3.4 農作物中濃度の推計.....	123
IV.3.4.1 数理モデル.....	124
IV.3.4.2 設定の経緯.....	128
IV.3.4.3 感度解析と基本的な挙動.....	130
IV.3.4.4 モデルの検証.....	131
IV.3.5 畜産物中濃度の推計.....	132
IV.3.5.1 数理モデル.....	132
IV.3.5.2 数理モデルの感度解析と基本的な挙動.....	134
IV.3.6 水域濃度・魚介類中濃度・底質中濃度の推計.....	135
IV.3.6.1 数理モデル.....	135
IV.3.7 人の暴露量の推計.....	144
IV.4 広域評価における暴露シナリオと推計手法.....	146
IV.4.1 広域評価における暴露シナリオ.....	146
IV.4.2 広域評価に適用する数理モデル.....	147
IV.4.2.1 マルチメディアモデル.....	147
IV.4.2.2 数理モデルの概要.....	149
IV.4.3 推計方法.....	150
V. 暴露評価への環境モニタリング情報の利用.....	154
V.1 対象となる環境モニタリング情報.....	155
V.1.1 情報の信頼性.....	155
V.1.2 情報の空間的・時間的な代表性.....	158
V.1.2.1 時間的な代表性.....	158
V.1.2.2 空間的な代表性.....	159
V.1.2.3 留意点.....	160
V.1.3 環境モニタリング情報の収集及び整理方法.....	161
V.1.3.1 環境モニタリング情報の収集.....	161
V.1.3.2 環境モニタリング情報の整理方法.....	161
V.2 環境モニタリング情報の不確実性とその補正.....	162
V.2.1 大気中濃度の不確実性とその補正.....	162
V.2.1.1 サンプルング頻度に対応する補正係数.....	162
V.2.1.2 補正係数の算出と検証.....	163
V.2.2 河川水中濃度の不確実性とその補正.....	164
V.2.2.1 サンプルング頻度に対応する補正係数.....	164
V.2.2.2 補正係数設定の根拠.....	164
VI. 地下水汚染の可能性の評価.....	167

VI.1	土壌排出の可能性のある用途の設定	167
VI.1.1	土壌排出を考慮するに当たっての前提	167
VI.1.2	土壌排出の可能性のある用途分類の設定	168
VI.1.3	土壌排出の可能性のある用途を設定した経緯等	169
VI.1.3.1	公的機関の報告のまとめ	169
VI.1.3.2	土壌排出の可能性のある使用場面	172
VI.1.3.3	製造工程内で使用される用途の抽出	172
VI.2	地下水へ移行する可能性のある物質の抽出と物質間の順位付け	173
VI.2.1	地下水へ移行する可能性のある物質の抽出	173
VI.2.1.1	E-FAST の地下水中濃度推計式	173
VI.2.1.2	logK _{oc} を用いた地下水へ移行する可能性のある物質の抽出	174
VI.2.2	推定土壌間隙水中濃度を指標とした相対比較による物質間の順位 付け	174
VI.2.2.1	推定土壌間隙水中濃度による相対的な指標	174
VI.2.2.2	相対比較による物質間の順位付け	176
VII.	不確実性解析	177
VII.1	評価対象物質の不確実性(物質の特定における適切さ)	177
VII.2	物理化学的性状データの不確実性 (データの信頼性)	177
VII.3	排出源毎の局所評価の不確実性	178
VII.3.1	全体フロー	178
VII.3.2	PRTR 情報に基づく排出源毎の局所評価の不確実性	180
VII.3.3	化審法届出情報に基づく仮想的排出源毎の局所評価の不確実性	182
VII.3.3.1	推計排出量の不確実性	183
VII.3.3.2	推計暴露量の不確実性	186
VII.3.3.3	排出源の数の不確実性	186
VII.3.3.4	化審法届出情報に基づく仮想的排出源毎の局所評価の不確実性	187
VII.3.3.5	化審法届出情報に基づく局所評価の不確実性	188
VII.3.3.6	排出係数の過大さのリスク推計への影響の程度	188
VII.4	下水処理場シナリオの局所評価の不確実性	189
VII.5	モデル推計による広域評価の不確実性	191
VII.6	環境モニタリング情報を用いた広域評価 (リスク推計) の不確実性	192
VII.6.1	広域モデル推計による摂取量の経路別比率の不確実性	193
VII.6.2	環境モニタリング情報の不確実性	193
VII.6.3	広域評価のリスク推計の不確実性	195

VIII. リスク評価書の様式	196
VIII.1 第二種監視化学物質のリスク評価書の様式.....	196
VIII.1.1 目次構成	196
VIII.1.2 項目毎の様式と内容	198
VIII.2 第三種監視化学物質のリスク評価書の様式.....	235
VIII.2.1 目次構成	235
VIII.2.2 項目毎の様式と内容	237

1 I. リスク評価の準備

2 ここでは本ガイダンスにおけるリスク評価の準備段階に使用している情報源についてと
3 評価対象物質の識別、物理化学的性状等の収集・推定・選定について詳述する。

5 I.1 化審法上の情報収集

6 化審法で得られる情報は、製造数量等の届出情報（I.1.1）の他、分解性（「微生物等によ
7 る化学物質の分解度試験（以下、「分解度試験」という。）」により得られる情報）、蓄積性
8 （「魚介類の体内における化学物質の濃縮度試験（以下、「濃縮度試験」という。）又は1-
9 オクタノールと水との間の分配係数測定試験（以下、「Pow 測定試験」という。）」により
10 得られる情報）及びスクリーニング毒性（スクリーニング毒性に関する試験（以下、「スク
11 リーニング毒性試験」という。）から得られる情報）等の有害性情報を含む審査情報（I.1.2）
12 である。本編で述べたとおり、本リスク評価スキームでは、基本的に化審法で得られる情
13 報をもとにリスク評価を行うが、排出量推計を含む暴露評価に必須となる物理化学的性状
14 については、化審法上の報告義務はなく、必ずしも十分な情報が得られているとは言えな
15 い。このため、いくつかの情報源から補完する。

17 I.1.1 製造数量等の届出情報

18 監視化学物質を製造あるいは輸入した者は、「経済産業省関係化学物質の審査及び製造等
19 の規制に関する法律施行規則¹」に従い、毎年度、以下の事項を届け出る。これにより、以
20 下の情報が得られることになる。

21 (1) 製造した事業所名及びその所在地

22 監視化学物質を製造あるいは輸入した者から、事業書名及び所在地が届け出られる。こ
23 れにより製造排出源としての地理的情報が得られる。なお、環境中濃度の推定に係る
24 煙突位置、高さ等、排出に関するより具体的かつ詳細な情報は得られない。

26 (2) 製造した都道府県別製造量又は輸入した国・地域別輸入数量

27 監視化学物質を製造あるいは輸入した者から、製造した都道府県別の前年度分の年間製
28 造数量又は輸入した国・地域別の年間輸入数量が届け出られる。ただし、同一事業所内の
29 自家消費分は含まれない。

¹ 昭和四十九年六月七日通商産業省令第四十号。最終改正：平成一七年三月四日経済産業省令第一四号。

1 (3) 都道府県別（又は国・地域別）及び用途別出荷数量

2 製造あるいは輸入された監視化学物質の出荷量は、都道府県別、用途別に届け出られる。
3 これにより用途ごとの出荷先がどの都道府県であるかという情報が得られるが、出荷先の
4 事業者の名称や業種、都道府県内での箇所数、詳細な住所等、排出源の地理的な位置を特
5 定できるような情報は得られない。

6 輸出分（海外への出荷量であり国内の排出量には関係しない）は、用途を「輸出」とし
7 て、輸出先の国・地域の名前が届け出られる。

8

9 (4) 出荷先用途名

10 既存化学物質から監視化学物質に指定された物質については、その用途が「第二種監視
11 化学物質機能別分類表（用途分類）」¹によって監視化学物質毎にコード化されており、そ
12 こから選択した用途名が届け出られる。この機能別分類表に記載されている用途名は、あ
13 らかじめ製造事業者、輸入事業者にヒアリングを行った結果を反映したものである。新規
14 化学物質から監視化学物質になる場合は、別途事業者と経済産業省との相談のもとで用途
15 名が決められる。この出荷先用途名が何を指すのかは、現在の届出要領では明確にされて
16 いない。しかし、平成 15 年度の「指定化学物質の製造数量等の届出要領」²では、事業者
17 が届け出る情報は、その化学物質の最終消費地における用途を指すとある。「最終消費地」
18 とは、最終的に指定化学物質が消費された場所をいい、また当該指定化学物質が他の化学
19 物質と混合されて製品となった場合は混合した場所を指している。この「消費」には事業
20 者による消費の場合と、一般消費者による消費の場合があると考えられる。

21 なお、平成 15 年度の届出要領には、「最終消費地における用途等が正確に把握できない
22 場合は、流通・販売実態等を勘案して按分する等により推計のうえ記入し、その根拠を余
23 白にメモしてください。」とある。

24

25 (5) 出荷先の都道府県

26 出荷先の都道府県が具体的に何を意味するのかについても、現在の届出要領では明確に
27 されていない。平成 15 年度の「指定化学物質の製造数量等の届出要領」では、上記(4)と
28 の関連において「都道府県レベルでの最終消費地」を指している。そのため、監視化学物
29 質が指定化学物質と呼ばれていた時点から届出を行っていた製造事業者や輸入事業者は最
30 終消費地を届け出し、監視化学物質となってからは商社や倉庫業者を出荷先として届け出
31 している可能性も否定できない。

32

¹ 経済産業省製造産業局化学物質管理課化学物質安全室（2007）届出要領別冊（参照資料）
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/03kanri/a6.htm

² 経済産業省製造産業局化学物質管理課 化学物質安全室（2003）指定化学物質の製造数量等に係る届出
要領
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/siteitodokede/siteitodokede.html

1 (2)及び(3)について、監視化学物質として公示された年以降の製造量や用途別出荷量の経
2 年的なデータが存在する。本スキームにおいて、局所評価では評価年度とした年の値を用
3 いることとし、評価Ⅱの広域評価でも基本的に評価年度とした年の値を用いるが、場合に
4 応じて過去の全国排出量の経年平均値を用いることも行う。

6 I.1.2 指定根拠の有害性情報等の情報源

7 化審法の制度上得られる情報については、本編 5.2 に示しているが、ここでは、指定根
8 拠の有害性情報等の情報、つまり分解性、蓄積性及びスクリーニング毒性を得るための情
9 報源を以下に記載する。

11 (1) 3省共同化学物質データベース（以下、「3省DB」という。）

12 厚生労働省、経済産業省、環境省 3省及び NITE により過去に個々に蓄積されてきた化
13 審法審査情報、これから蓄積する情報、関連する化学物質の一元的管理を行い、入力及び
14 検索等を行うためのデータベースシステムを構築し、情報の共有化、審査の効率化を行う
15 ことを目的としている非公開のデータベースである。

17 (2) 化審法データベース（以下、「J-CHECK」という。）¹

18 厚生労働省、経済産業省及び環境省が、化学物質の安全性情報を広く国民に発信するた
19 めに作成しているデータベースである。既存化学物質安全性点検及び Japan チャレンジプ
20 ログラムデータを提供している。著作権は厚生労働省、環境省及び NITE にある。

22 (3) PRTR・MSDS 対象物質ハザードデータ

23 NITE の CHRIP (I.2(2)で後述) 中にある PRTR 制度対象物質データベース²内に物
24 質ごとにハザードクラスを分類しているハザードデータシートがある。これは平成 12 年 3
25 月に開催された環境庁中央環境審議会環境保健部会及び通商産業省化学品審議会安全対策
26 部会合同会合、厚生省生活環境審議会生活環境部会において第一種及び第二種指定化学物
27 質を選定するために使用したハザードデータである。なお、平成 20 年 11 月 21 日に公布
28 された改正化管法施行令において対象物質が見直されているが、この情報源のデータは改
29 正前のものである。

31 図表 I-1 に (1) ～ (3) の情報源及び利用した項目と物質の区分を示す。なお、塗り潰
32 し部分にはその情報源に該当の項目がない。

¹ 化審法データベースのトップページの URL : <http://www.safe.nite.go.jp/jcheck/Top.do>

² http://www.safe.nite.go.jp/japan/prtrmsds/PRMS_db_index.html

図表 I-1 利用した情報源及び項目と物質の区分

項目	区分 情報源	区分		
		情報源		
		(1)	(2)	(3)
分解性		新規	既存	
蓄積性		新規	既存	
スクリーニング毒性等（ヒト）		新規	既存	PRTR 二監
スクリーニング毒性等（生態）		新規	既存	PRTR 三監

新規：化審法における新規由来化学物質

既存：化審法における既存由来化学物質

PRTR 二監：化管法対象かつ化審法における第二種監視化学物質

PRTR 三監：化管法対象かつ化審法における第三種監視化学物質

I.2 物理化学的性状等データの選定に必要な情報の情報源

排出量推計を含む暴露評価に必須となる物理化学的性状については、化審法上の報告義務はなく、必ずしも得られる情報となっていない。このため、いくつかの情報源から補完することとした。以下にその情報源を記載する。

(1) 3省 DB

I.1.2(1)と同様である。

(2) 化学物質総合情報提供システム（以下、「CHRIP」という。）¹

NITE で整備している化学物質データベースで、約 20 万件の登録物質のうち、監視化学物質、PRTR 対象物質、製造・輸入数量の多い物質など、リスク管理の観点から優先的にデータを整備すべき約 5,400 物質を中心に、物理化学的性状、規制情報、健康及び生態毒性情報等のデータを整備・収載している（平成 20 年度）。物理化学的性状については、CAS 番号の付与されている化学物質について、化学物質安全性（ハザード）評価シート、The Merck Index、CRC handbook of Chemistry and Physics 87th edition 等の情報源から、データの信頼性を考慮した一定のルールに従ってデータを抽出しており、引用元の文献までさかのぼることができる。

(3) 初期リスク評価書または有害性評価書²

¹ CHRIP のトップページの URL : <http://www.safe.nite.go.jp/japan/db.html>

² NITE の NEDO のプロジェクトのトップページの URL : <http://www.safe.nite.go.jp/risk/nedotop.html>

1 NEDO（新エネルギー・産業技術総合開発機構）の委託事業である「化学物質総合評価
2 管理プログラム」の中の「化学物質のリスク評価およびリスク評価手法の開発プロジェク
3 ト」において、化管法対象物質(435 物質)のうち、特にヒトへの健康リスクが高いと考え
4 られる高生産・輸用量化学物質（1,000[トン/年]以上）を中心に 150 物質の有害性情報、
5 暴露情報等、リスク評価手法確立のための基礎データが収集・整備されるとともに、有害
6 性評価及び暴露評価、これらに基づいたリスク評価が実施され、有害性評価書、初期リス
7 ク評価書として公表されている。有害性評価書は財団法人化学物質評価研究機構が主体と
8 なり作成したもので、化学物質審議会管理部会安全評価管理小委員会での審議を経たもの
9 である。初期リスク評価書は、この有害性評価書と PRTR 排出量データを用いて推定する
10 環境中濃度などの暴露情報とを合わせて NITE が作成した。

11

12 (4) Estimation Program Interface Suite（以下、「EPI Suite」という。）¹

13 EPI Suite はアメリカ合衆国環境保護庁（以下、「U.S. EPA」という。）と Syracuse
14 Research Corporation (SRC) が共同開発した物理化学的性状と環境中運命評価モデル(ソ
15 フトウェア)で、各項目の構造活性相関等の推計モデルの集合体である。物質の CAS 番
16 号又は構造式を SMILES 形式で入力することによって、その物質の物理化学的性状や環境
17 中運命等の推定値を計算して表示する。実測値のある項目については SRC の PHYSPROP
18 データベース²などの実測値も表示される。

19

20 I.3 評価対象物質の識別

21 化審法においては、名称に「混合物」あるいは「反応生成物」という用語を含む構造不
22 定物質があり、こうした構造不定物質を含め、リスク評価を行うにあたり、どの物質を評
23 価対象とするか、また、その評価対象物質は環境分配モデルへの適用が可能であるかどう
24 かについて、選択および分類を行う。ここではその基準について述べる。

25

26 I.3.1 評価対象物質の選択基準

27 I.3.1.1 名称に「混合物」、「反応生成物」を含む物質

28 監視化学物質の中には、その名称に「混合物」あるいは「反応生成物」という用語を含
29 む構造不定の化学物質群が存在する。こうした物質群については、有り姿でスクリーニン

¹ U.S. EPA の EPI Suite のページ (<http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.html>) からダウンロードできる。

² Syracuse Research Corporation (SRC) による Physical Properties Database (PHYSPROP) には 41,000 以上の化学物質の構造式、名称及び物理化学的性状等が記載されている。その項目は融点、沸点、水溶解度、logKow、蒸気圧、解離定数、Henry 則定数、大気相における OH ラジカルの反応速度定数である、参照したのはオンラインの双方向バージョン Syracuse Interactive PhysProp Database Demo (<http://www.syrres.com/what-we-do/databaseforms.aspx?id=386>) で、25,000 物質のデータが閲覧可能である。

1 グ毒性試験を行っている場合がほとんどであり、この有害性試験データを用いてリスク評
2 価を行う必要がある。こうした混合物等は、以下のように取り扱う。

3

4 (1) 混合物

5 化審法では、物質名に「混合物」と表記されるのは、化学名、構造が明確な 2 成分ある
6 いは 3 成分の混合物であることが多い。化学名、構造が特定可能で、異性体の混合物であ
7 る場合は、物性等も大きくは違わないと仮定し、1 成分（主成分が明確な場合は主成分）
8 を代表成分として評価する。異性体と異なって、多少の分子量分布はあるものの、同一の
9 カテゴリーに含まれる成分の混合物である場合は、「構造不定物質」とする。

10

11 (2) 反応生成物

12 名称中に主成分の記載があり、主成分の構造が特定可能な物質は、原則として主成分で
13 評価する。ただし、主成分にさらにアルキル基の n に分布がある等、単一でなく複雑な組
14 成と考えられる場合は構造不定物質とする。

15 なお、混合物、反応生成物で特定の成分を評価対象物質として選択した場合、分子量や
16 物理化学的性状は選択した成分のものを用いることとする。

17

18 I.3.2 環境分配モデルへの適用について

19 評価対象物質の選択の次の段階では、選択した物質が環境分配モデルに適用可能かどう
20 かを判定する。そのためにそれぞれに必要な物理化学的性状等のデータについて、収
21 集あるいは推定し、選定を行う。物理化学的性状等のデータ収集・推定・選定については
22 I.4 に記載した。

23

24 I.3.2.1 環境分配モデル適用物質

25 環境分配モデルへの適用が可能な物質は、基本的に化学構造が特定できる、ポリマーで
26 はない単一の非解離性の化学物質（以下、「モデル適用物質」という。）である。モデル適
27 用物質とは物理化学的性状が測定可能あるいは予測可能な物質であること、大気、水、土
28 壌及び底質への分配があると考えられる物質、特に蒸気圧がある程度ある物質であると定
29 義する。具体的には次節 I.3.2.2 に示す「環境分配モデル適用外物質」に属する物質群を
30 除いた物質である。

31 また、「混合物」や「反応生成物」といった構造不定物質についても、主成分や構成成分
32 がモデル適用物質に属する場合があります。こうした物質では、適切な物理化学的性状等があ
33 れば、環境分配モデルの適用が可能と考えられる。但し、適切な物理化学的性状が得られ
34 ないことが多いため、これらについては環境分配モデルによる推計暴露量がワーストにな
35 るようなデフォルト値を設定した。

1 他に、モデル適用物質の中で配慮を要する物質として、ケト・エノール互変異性¹を示す
2 物質がある。これらには、酸・塩基解離性物質と同様、平衡状態が存在するが、**pKa** で判
3 断できる酸・塩基解離性物質とは異なり、通常的环境条件でどちらに偏っているかの判断
4 が困難である。しかし、ケト体とエノール体の **logKow** を **EPI Suite** で予測してみると、
5 **logKow** が 3 (すなわち **Kow** で 1000 倍) も異なる場合があり、ケト・エノール互変異性
6 があると判断された物質については、それぞれについて物理化学的性状を予測して暴露評
7 価を行う必要がある。

8 さらに、ポリマーではないが、「巨大分子」として、分子量の大きい物質 (例えば分子量
9 1,000 以上) が存在する。このような物質にはモデルの適用にあたって、推算結果を解釈
10 する場合に、妥当な結果であるかを考慮する、コメントを付記するなどの配慮が必要であ
11 る。

13 I.3.2.2 環境分配モデル適用外物質

14 化審法で扱う化学物質の中には、環境分配モデルへの適用が不適切と考えられる解離性
15 物質や金属化合物等があり、いくつかの性質を併せ持つ物質も存在している。本スキーム
16 においては、それらの物質について、構造から定性的に以下のように分類する。いくつか
17 の性質を併せ持つものについては、代表的と考えられる性質に暫定的に分類した。評価Ⅱ
18 以降の段階においては、さらに構造に関して詳細な検討を行うことにより、モデルへの適
19 用が可能な物質に分類しても差し支えないと判断される場合もある。こうした分類の何れ
20 かに該当すると判断された物質を環境分配モデル適用外物質とし、単純希釈を想定した暴
21 露評価を行う。

- 23 (1) 酸・塩基・塩 (金属以外) 等の解離性物質
- 24 (2) アルカリ及びアルカリ土類の金属塩類
- 25 (3) 重金属塩類
- 26 (4) 無機・金属化合物
- 27 (5) 高分子 (ポリマー)
- 28 (6) その他 (水と反応性の高い物質、界面活性作用のある物質²等)

30 (1) 酸・塩基・塩 (金属以外) 等の解離性物質

31 解離性の有機物質は、それが溶解している水の **pH** によって、イオン化した解離状態で
32 存在するか、非解離の状態が存在するかで、実際の水環境中 (**pH** の河川における生活環
33 境の保全に関する環境基準 6.0~8.5) での挙動が大きく異なる。どのような化学構造、官

¹ 「互変異性」とは一つの化合物が容易に一方から他に相互変換しうる 2 種以上の異性体として存在する現象を指し、この種の異性体を互変異性体と言う。「ケト・エノール互変異性」は互変異性として最も知られる。ケトンのカルボニル基がついたものを「ケト (keto) 型」、二重結合 (-ene) の隣に-OH (-ol) がついたものを「エノール (enol) 型」と言う。

² 二相の界面に存在するという特性から **logKow** が測定できないため。

1 能基を有する物質がこのような解離性物質に相当するのか、水素イオンのやりとりで定義
2 されるブレンステッド酸、塩基を基準として官能基を分類し、また、水中における解離定
3 数の値を考慮して環境水中での解離状態を判断する。ただし、物質の解離を決定している
4 pKa の数値を用いた解離状態の判断は評価Ⅰでは行わず、評価Ⅱから行うこととした。よ
5 って、評価Ⅰでは解離性の強弱により以下の様に定性的に分類し、環境分配モデルの適用、
6 適用外を決定する。

7 8 ① 弱解離性酸・塩基物質

- 9 1) 実際上解離性が弱いので原則としてモデル適用可能物質として取り扱う物質：フェノ
10 ール、芳香族アミン
11 2) 評価Ⅰではモデル適用可能物質として評価するが、評価Ⅱでは解離定数の値を確認¹し、
12 環境分布予測に解離性を考慮する物質：カルボン酸、脂肪族アミン、有機リン酸

13 14 ② 解離性物質（酸・塩基・塩）

15 ①以外の解離性物質を指す。主に1)～3)に該当するもので、明らかに解離性であり、
16 評価Ⅰから解離性を考慮し、環境分配モデル適用外物質と判断される。

- 17 1) 強酸あるいは強塩基として知られている物質及び一般には酸性が弱いとされるフェノ
18 ール類の中で求電子性の置換基を有する物質：スルホン酸、トリクロル酢酸、ピクリ
19 ン酸等
20 2) イオンのいずれか一方がカチオン物質とそれと対をなすアニオン物質で構成される物
21 質、あるいは両方とも有機物質である物質：塩酸塩、アンモニウム塩、オニウム塩²
22 3) 配位化合物：塩の中で結合がイオン性と共有結合性の中間である配位結合を有する化
23 合物（配位化合物、錯体）は、環境中でどのように挙動するか判断が難しい部分があ
24 る。例えば、防汚剤として用いられる B-N 結合化合物（例：トリフェニルボラン-
25 有機アミン錯体）は、構造式上は通常の単一の化合物に見えるが、水環境中ではトリ
26 フェニルボランと有機アミンとに解離しており、分析も通常トリフェニルボラン部分
27 のみを分析している。なお、防汚剤としての活性本体はトリフェニルボランであるが、
28 単独では不安定であるため、安定化のために塩基性の有機アミンを加えて製品とした
29 ものである。

30 31 (2) アルカリ及びアルカリ土類の金属塩類

32 陰イオンである有機物質と陽イオンであるアルカリ金属（Na、K、Li、Ca 等）との塩
33 を指す。通常、イオンペアードクロマトグラフィー（IPC）法により陰イオン側の有機物
34 質のみ分析している。これらの金属陽イオンは環境中にごく普通に存在し、毒性も特にあ

¹ 解離性の判断に必要な pKa 値の実測値が得られない場合、米国ジョージア大学で開発された予測ソフト Sparc で予測する。

² 毒性試験は塩の形のままで投与され試験が行われ NOEL 値が得られているが、水環境中ではカチオン、アニオンそれぞれに挙動する。一方のイオンが過去に第二種監視化学物質に指定された物質と共通ということで、第二種監視化学物質に指定された場合がある。

1 るとはされていない。諸外国でもこれらの陽イオン金属は評価の対象とはしていない。

2

3 (3) 重金属塩類

4 陰イオンである有機物質と陽イオンである重金属との塩を指す。水中で溶解した場合、
5 解離してイオンとして存在する。なお、リスク評価においては陰イオン（有機物）側だけ
6 でなく、陽イオンである重金属側も生物濃縮性等の評価が求められる。

7

8 (4) 無機・金属化合物

9 無機物質とは、金属成分を含まず無機元素のみで構成される無機物質である。現状、第
10 二種及び第三種監視化学物質全体でも数は少ないと考えられる。

11 一方、金属化合物とは、有機物との塩あるいは錯体ではない（上記(2)、(3)以外）無機金
12 属化合物のことである。

13

14 (5) 高分子（ポリマー）

15 共重合物、重縮合物などと記載されている分子量の大きい物質（繰り返し単位があり、
16 分子量分布のある、いわゆるポリマー物質）を指す。大半は「高分子化合物安全性評価フ
17 ロースキーム」の対象物質の基準（数平均分子量 1,000 以上かつ分子量 1,000 未満のオリ
18 ゴマー成分の含有量が 1%以下であること）を満たさないポリマーである。また、巨大分
19 子は高分子には含めない。

20

21 (6) その他（水と反応性の高い物質、界面活性作用のある物質等）

22 水中に入ると直ちに水と反応して加水分解物を生成する物質：酸クロリド、アルコキシ
23 シリル、シラン化合物等を指す。

24 界面活性作用のある物質は第二種及び第三種監視化学物質中には数物質程度と少なく、
25 暫定的に他の分類（アルカリ金属塩、構造不定物質（n の分布がある場合））等に入れる場
26 合もある。

27

28 I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定

29 暴露評価において、化学物質の排出量推定のための排出係数の選択、環境分配モデルに
30 よる環境動態及び人の化学物質摂取の推計のために物理化学的性状等を用いる。その項目
31 は融点、沸点、蒸気圧、オクタノール-水分配係数、水溶解度、有機炭素補正土壌吸着係
32 数、Henry 則定数、魚類の生物濃縮係数（BCF）及び分解速度定数である。しかし化審法
33 では、これらの項目のすべてが事前届出の対象となっていない。

1 U.S. EPAはTSCAで新規化学物質の事前届出のマニュアル¹を作成しており、その中で
2 事前届出項目は、分子量、物理的状态、融点、沸点、水溶解度、蒸気圧及びオクタノール
3 -水分配係数であり、リスク評価のために重要な項目であるとしている。データが欠損し
4 ている場合はU.S. EPAが物理化学的性状を推定するが、高暴露・高リスクとなるように
5 設定すると明言しており、データのない物質のリスクの過小評価はないとしており、事前
6 届出する者に測定値をできる限り提出するように求めている。なお、物理化学的性状等の
7 事前届出はTSCAでは義務ではなく任意となっている。

8 OECDの既存化学物質プログラムでなされた合意に基づいて作成された高生産量
9 (1000[トン/年]以上。HPV: High Production Volume) 化学物質点検マニュアル²にお
10 いて、本スキームで使用する物理化学的性状等の全てがSIDS項目³となっている。

11 本スキームでは、物理化学的性状に関しては測定値を優先して使用し、複数の情報源か
12 ら利用可能な値が得られる場合には平均値を用いる。環境動態にかかわる生物濃縮係数や
13 分解速度定数(環境中運命)に関しては高暴露・高リスクとなる値を選択することとする。
14

15 I.4.1 評価Iにおける物理化学的性状等の選定・推定

16 評価Iでは測定値を優先し、複数の情報源から利用可能な測定値が得られる場合は個々
17 の値の精査は行わず、その平均値を算出して用いることを原則とする。
18

19 I.4.1.1 環境分配モデル適用物質

20 モデル適用物質は環境分配モデルを用いて、多数の環境媒体中濃度及び人の摂取量を推
21 計する。そのスタート地点である物理化学的性状には測定値を優先的に利用し、得られな
22 い場合には推定値を利用する。ただし、推定値は情報源及び使用した推算方法が不明な値
23 は用いない。これは当該値がどの推算方法で推定されたのか明らかでなく、信頼性のある
24 推算方法を用いたものか、その方法の適用範囲内で推定されたものか確認が得られないた
25 めである。U.S. EPAの文書⁴でも述べられているように、物理化学的性状の推定値は①誤
26 差を含んでおり、その誤差は幅広く変化する可能性を含み、②誤差に起因する暴露や有害
27 性の評価の信頼性に対して明らかに影響を及ぼす重大な誤差を含んでいると考えられる。
28 しかしながら、リスク評価を行うためには物理化学的性状データの欠損を補完する必要が
29 ある。OECDの高生産量化学物質点検マニュアルにおいては、SIDS項目に対して推定値
30 の使用も認めている。また、OECDでは加盟国で用いられている健康影響、環境影響を予
31 測する手法(例えばQSAR)、暴露ポテンシャル及び潜在リスクを予測するモデル及びソ
32 フトの概要をデータベース化しており、モデル等の適用範囲についての記載もある。本ス
33 キームにおいては、一部の物理化学的性状等の推定にU.S. EPAが物理化学的性状等の推

¹ U.S. EPA(1997) Chemistry Assistance Manual for Premanufacture Notification Submitters

² OECD (2006) Environmental Directorate Manual for Investigation of HPV Chemicals Chapter 2
SIDS, the SIDS Plan and the SIDS Dossier

³ SIDSは「Screening Information Data Set」の略称。OECDのHPVプログラムでは、これに該当す
る項目が1000トン/年以上の生産がある化学物質を評価するために必要な情報とされている。

⁴ U.S. EPA(1997) Chemistry Assistance Manual for Premanufacture Notification Submitters

1 計に用いている EPI Suite (I.2(4)を参照) を利用することとしているが、その適用範囲を
2 以下に述べる。

3 EPI Suite では評価できない物質群として、無機物質、有機金属、分子量が 1000 より大
4 さい物質、高反応性の物質、加水分解物、Group1&2 の Cationic salts、遷移金属、アク
5 チノイド、ランタノイドを挙げている。そこで、本スキームにおいては、物理化学的性状
6 等の補完に回帰式による推定を含め推定する方法をとっているが、その適用範囲は、モデ
7 ル適用物質に分類した物質に限るとした。

8 以下に、各項目の選定方法を示す。

9

10 (1) 分子量 MW

11 以下に示すデータベースを情報源とする。

12 i)3 省 DB

13 ii)CHRIP

14 i)、ii)で情報が得られない場合で構造式が明らかである場合には、最新の原子量表に
15 基づき分子量を計算する。

16

17 (2) 融点 MP

18 融点は環境分配モデルだけでなく MPBPWIN による蒸気圧の推定の際にも必要である。
19 MPBPWIN ではソフト使用者による入力値が優先され、次いで SRC PHYSPROP データ
20 ベースから探索した値、いずれもない場合は MPBPWIN により推定された融点で蒸気圧
21 を推定する。MPBPWIN の融点の推定精度は高くなく、「スクリーニングに利用する場合
22 のみ推奨する」とされており¹、MPBPWIN により推定されたことが確実な融点はその信
23 頼性を最下位とすることにした。

24 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

25 i)3 省 DB

26 ii)CHRIP

27 iii)初期リスク評価書

28 iv)SRC PHYSPROP

29 v)MPBPWIN 1.42 (EPI Suite)

30 次に示すクライテリアに基づき、融点を決定する。

31 ① i)～iv)から測定値を選択する。利用可能な値が複数の場合は平均値を求め、その範
32 囲が平均値から±10[°C]以内である場合は平均値を選択する。

33 ② i)～iii)から推定値を選択する。利用可能な値が複数の場合は平均値を求め、その範
34 囲が平均値から±10[°C]以内である場合は平均値を選択する。

¹ みずほ情報総研株式会社 (2006) 定量的構造活性相関 (QSAR) による有害性予測システムに係る技術
開発課題調査 成果報告書 (平成 17～18 年度 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構
委託事業)

- 1 ③ v)の推定値との差が±10[°C]の測定値を i)～iv)から選択する。
 2 ④ v)の推定値との差が±10[°C]の推定値を i)～iii)から選択する。
 3 ⑤ それでも値が定まらない場合、v)の推定値を用いる。

4

5 (3) 沸点 BP

6 沸点は MPBPWIN による蒸気圧の推定の際に必要で、入力値が優先され、次いで SRC
 7 PHYSPROP データベースから探索した値、いずれもない場合は MPBPWIN により推定
 8 された沸点が蒸気圧の推定に用いられる。MPBPWIN の沸点の推定精度に関する記述はな
 9 いが、融点と同じく MPBPWIN により推定されたことが確実な沸点はその信頼性を最下
 10 位とすることにした。以下に示す式¹で圧力補正を行い、常圧に換算した値を用いる。

$$11 \quad BP' = BP + 0.00090 \times (273 + BP) \times (101.3 - \frac{P}{1000}) \quad \text{式 I-1}$$

記号	説明	単位	デフォルト値	備考
<i>BP'</i>	補正後の沸点	[°C]		式 I-1
<i>BP</i>	補正前の沸点	[°C]		
<i>P</i>	測定時の圧力	[Pa]		

12

13 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

14 i)3 省 DB

15 ii)CHRIP

16 iii)初期リスク評価書

17 iv)SRC PHYSPROP

18 v)MPBPWIN 1.42 (EPI Suite)

19 次に示すクライテリアに基づき、沸点を決定する。

- 20 ① i)～iv)から圧力記載のある測定値を選択する。複数の場合は平均値を求め、その範囲
 21 が平均値から±12.5[°C]以内である場合は平均値を選択する。
 22 ② i)～iv)から圧力記載のない測定値を選択する。利用可能な値が複数の場合は平均値を
 23 求め、その範囲が平均値から±12.5[°C]以内である場合は平均値を選択する。
 24 ③ i)～iii)から推定値を選択する。利用可能な値が複数の場合は平均値を求め、その範囲
 25 が平均値から±12.5[°C]以内である場合は平均値を選択する。
 26 ④ v)の推定値との差が±12.5[°C]の測定値を選択する
 27 ⑤ v)の推定値との差が±12.5[°C]の推定値を選択する
 28 ⑥ それでも値が定まらない場合、v)の推定値を用いる

29

30

¹ JIS K0066 化学製品の蒸留試験方法 5.3 留出温度の大気圧補正式をもとにしている

1 (4) 蒸気圧 VP

2 蒸気圧は大気排出の化学物質の排出係数の選択条件としても使用する。

3 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

4 i)3省 DB

5 ii)CHRIP

6 iii)初期リスク評価書

7 iv)SRC PHYSPROP

8 v)MPBPWIN 1.42 (EPI Suite)

9 各情報源において温度記載のある値は 20[°C]値に換算した値を用いる。温度補正は次に
10 示す式1を用いた。

11
$$VP' = VP \times e^{\left\{ \frac{H_{0,vapor}}{R} \times \left(\frac{1}{T+273} - \frac{1}{20+273} \right) \right\}}$$
 式 I-2

記号	説明	単位	デフォルト値	備考
VP'	補正後の蒸気圧	[Pa]		式 I-2
VP	補正前の蒸気圧	[Pa]		
$H_{0,vapor}$	蒸発エンタルピー	[J/mol]	5×10^4	
R	気体定数	[Pa · m ³ /(mol · K)]	8.314	
T	測定温度	[°C]		

12

13 測定値の範囲を『 1×10^{-10} [Pa] < VP < 1×10^5 [Pa]』、推定値の範囲を『 1×10^{-5} [Pa] < VP <
14 1×10^5 [Pa]』とする²。下限及び上限の範囲外の値は、下限値あるいは上限値に置き換える
15 こととする。

16 v)の推定値は、融点及び沸点をそれぞれ I.4.1.1 (2)及び I.4.1.1 (3)に基づいて決定した
17 値を入力して推定する。

18 次に示すクライテリアに基づき、蒸気圧を決定する。

19 ① i)～iv)から 20[°C]換算値を選択する。利用可能な値が複数の場合は平均値を求め、そ
20 の範囲が平均値の±50%以内である場合は平均値を選択する

21 ② 温度記載のない測定値を選択する。利用可能な値が複数の場合はその範囲が平均値の
22 ±50%以内である場合は平均値を選択する

23 ③ v)の推定値との差が±50%以内の 20[°C]換算値を用いる

24 ④ v)の推定値との差が±50%以内の温度記載のない測定値を用いる

25 ⑤ それでも値が定まらないときはv)の推定値を用いる

26

¹ ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, Chapter 3, 2.3.2 Data for exposure models の Equation (2)を引用した。

² OECD のテストガイドライン 104 Vapour Pressure において、複数の測定方法についてそれぞれの推奨範囲が示されており、最小値及び最大値を範囲として用いることとした。推定方法についての記載もあり、その推奨範囲を用いることとした。

1 (5) オクタノール-水分配係数 logKow

2 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

3 i)3省 DB

4 ii)J-CHECK

5 iii)CHRIP

6 iv)初期リスク評価書

7 v)SRC PHYSPROP

8 vi)KOWWIN 1.67 (EPI Suite)

9 分配係数範囲を『 $-2.0 < \log Kow < 6.0$ 』とし¹、下限及び上限の範囲外の値は、下限値
10 あるいは上限値に置き換えた。次に示すクライテリアに基づき、logKow を決定する。

11 ① 魚介類の体内における化学物質の濃縮度試験（以下、「濃縮度試験」という。）の代替
12 として測定された分配係数（新規由来化学物質であれば i）、既存由来化学物質であれ
13 ば ii）を選択する

14 ② ①が得られない場合、iii)～v)の測定値を選択する。利用可能な値が複数の場合はその
15 範囲が 1.0 以内である場合は平均値を選択する。

16 ③ 範囲が 1.0 を超える場合は試験方法を確認し、『 $-2.0 < \log Kow < 4.0$ 』のときはフラス
17 コ振とう法、『 $4.0 < \log Kow < 6.0$ 』のときは HPLC 法の値を優先する。

18 ④ それでも値が定まらないときはvi)の推定値を用いる

19 なお、クライテリア①で選択された logKow が 3.5 未満のときに限り、BCF は回帰式に
20 よる推算値で代用することができるとした。

21

22 (6) 水溶解度 WS

23 水溶解度は水域排出の化学物質の排出係数の選択条件としても使用する。

24 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

25 i)3省 DB

26 ii)CHRIP

27 iii)初期リスク評価書

28 iv)SRC PHYSPROP

29 温度記載のある場合は 20[°C]値に換算する。温度補正は以下に示す式²で行うこととす
30 る。

31
$$WS' = WS \times e^{\left\{ \frac{H_{0\text{solnt}}}{R} \times \left(\frac{1}{T+273} - \frac{1}{20+273} \right) \right\}}$$
 式 I-3

¹ OECD のテストガイドライン 117 Partition Coefficient (n-octanol/water), High Performance Liquid Chromatography (HPLC) Method において、フラスコ法 (-2~4) 及び HPLC 法 (0~6) の標準的な範囲が記載されており、その範囲を足し合わせて確からしい値の範囲 (-2~6) とした。また、「ラボ間の比較で、HPLC 法の値はフラスコ振とう法の値の±0.5 以内で得られることが示されている。」と記載があり、利用可能な値が複数の場合は 1.0 の範囲内の値の平均値を用いることとした、

² ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, Chapter 3, 2.3.2 Data for exposure models の式(3)を引用した。

記号	説明	単位	デフォルト値	備考
WS'	補正後の水溶解度	[mg/L]		式 I-3
WS	補正前の水溶解度	[mg/L]		
H_{osolut}	溶解エンタルピー	[J/mol]	1×10^4	
R	気体定数	[Pa · m ³ /(mol · K)]	8.314	
T	測定温度	[°C]		

1

2 次に示すクライテリアに基づき、水溶解度を決定する。

3 ① i)～iv)から 20[°C]換算値を選択する。利用可能な値が複数の場合、その範囲が平均値
4 の±30%以内である場合に平均値を選択する。

5 ② i)～iv)から温度記載のない測定値を選択する。利用可能な値が複数の場合、その範囲
6 が平均値の±30%以内である場合は平均値を選択する

7 ③ それでも値が定まらない場合、次の回帰式 (式 I-4) から算出する

8
$$\log WS = -0.935 \times \log Kow + 0.978 - 0.0082 \times (MP - 20) - 0.00468 \times MW \quad \text{式 I-4}$$

記号	説明	単位	デフォルト値	備考
WS	水溶解度	[mol/L]		式 I-4
MP	融点	[°C]		
MW	分子量	—		

9

10 式 I-4 は Meylan ら¹⁾により、1450 のデータに基づき提案された式である。

11

12 (7) 有機炭素補正土壌吸着係数 Koc

13 以下に示す評価書を情報源とする。

14 i) 初期リスク評価書

15 範囲を『 $1[\text{L/kg}] < Koc < 1 \times 10^7 [\text{L/kg}]$ 』とし²⁾、下限及び上限の範囲外の値は、下限値あ
16 るいは上限値に置き換えることとする。

17 次に示すクライテリアに基づき、有機炭素補正土壌吸着係数を決定する。

18 ① i)から測定値を選択する。

19 ② 回帰式 (式 I-5³⁾) により算出する。

20
$$\log Koc = 0.544 \times \log Kow + 1.377 \quad \text{式 I-5}$$

21

¹⁾ William M. Meylan, Philip H. Howard and Robert S. Boethling(1996) Improved Method for Estimating Water Solubility from Octanol/Water Partition Coefficient, *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(2), pp.100-106 の式(9)の環境温度を 25[°C]から20[°C]として改変した。

²⁾ U.S. EPA(1997) Chemistry Assistance Manual for Premanufacture Notification Submitters Chapter 2

³⁾ William M. Meylan, Philip H. Howard and Robert S. Boethling : Molecular Topology/ Fragment Contribution Method for Predicting Soil Sorption Coefficients, *Environ. Sci. Technol.*, 26, pp1560-1567(1992)の式(3)を引用した。

1 (8) Henry 則定数

2 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

3 i)CHRIP

4 ii)初期リスク評価書

5 iii)SRC PHYSPROP

6 iv)HENRYWIN 1.90 (EPI Suite)

7 下限は『 $3.0 \times 10^{-7} [\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}]$ 』¹とし、下限を下回る場合、下限値で置き換える

8 以下に示すクライテリアに基づき、Henry 則定数を決定する。

9 ① i)～iii)から測定値を選択する。利用可能な値が複数ある場合は、平均値を選択する。

10 ② クライテリアに基づき決定された水溶解度が『 $1 [\text{mol/L}]$ 』未満のとき、次の式 (式 I-6)
11 から算出する。このとき、蒸気圧及び分子量は選択された値を用いる。分母は水溶解
12 度の単位換算のために分子量で除している。

13
$$Henry = \frac{VP}{\left(\frac{WS}{MW}\right)} \quad \text{式 I-6}$$

記号	説明	単位	デフォルト値	備考
<i>Henry</i>	Henry 則定数	$[\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}]$		式 I-6
<i>VP</i>	蒸気圧	$[\text{Pa}]$		
<i>WS</i>	水溶解度	$[\text{mol/L}]$		
<i>MW</i>	分子量	—		

14

15 ③ 水溶解度が『 $1 [\text{mol/L}]$ 』以上のときはiv)の推定値を選択する。

16

17 式 I-6 は水溶解度が高い物質だと、Henry 則定数が低く見積もられ、他の手法を用い
18 るのが良いとされている²。HENRYWIN の開発者は水溶解度が $1 [\text{mol/L}]$ 未満の化学物質
19 には式 I-6 を推奨するとしている³。

20 HENRYWIN では、化合物の結合の種類と数による Bond Contribution Method、化合
21 物の置換基の数と種類による Group Contribution Method 及び構造が似ている Henry 則
22 定数既知化合物の Bond Contribution Method を組み合わせた Experimental Value
23 Adjusted Method が実装されている。本スキームでは、より精度が高いと考えられる Bond
24 Contribution Method の値を用いる。

25

¹ みずほ情報総研株式会社 (2006) 定量的構造活性相関 (QSAR) による有害性予測システムに係る技術開発課題調査 成果報告書 (平成 17～18 年度 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構委託事業)

² ECETOC (1998) Technical Report No. 74 QSARs in the Assessment of the Environmental Fate and Effects of Chemicals, pp66-68

³ William M. Meylan and Philip H. Howard (1991) Bond Contribution Method for Estimating Henry's Law Constants, Environmental Toxicology and Chemistry, 10, pp1283-1293

1 暴露評価においては無次元 Henry 則定数を用いることになっているが、その際に式 I-7
 2 の換算式を用いる。

$$3 \quad HENRY = Kaw = \frac{Henry}{R \times T} \quad \text{式 I-7}$$

記号	説明	単位	デフォルト値
<i>HENRY</i>	無次元 Henry 則定数	—	
<i>Kaw</i>	大気-水分配係数	—	
<i>R</i>	気体定数	[Pa・m ³ /mol・K]	
<i>T</i>	環境温度	[K]	273+20

4

5 (9) 生物濃縮係数 BCF

6 化審法においては、logKow < 3.5 の場合には高濃縮性でないとの判断の下、濃縮度試験
 7 を省略することができる。よって、logKow が 3.5 未満の場合には濃縮度試験の結果が存
 8 在しないことがあり、暴露評価のためには BCF を推計する必要がある。また、類推によ
 9 り高蓄積性でないと判定されている物質についても BCF を設定する必要がある。

10 以下に示すデータベースを情報源とする。

11 i) 3 省 DB

12 ii) J-CHECK

13 次に示すクライテリアに基づき、BCF を決定する

14 ① 新規由来化学物質であれば i)、既存由来化学物質であれば ii)の値を選択する。その際
 15 に定常状態の値を優先させる。利用可能な値が複数得られる場合は第 2 濃度区の後
 16 から 3 時点の平均を用いる。「高濃縮性でない」ことが類推により判定されている場合
 17 はその類推物質の BCF に置き換える。複数の物質から類推されている場合は最大値を
 18 用いる。

19 ② 値が定まらない場合、『logKow < 3.5』であり、その logKow がクライテリア①により
 20 選択されたものである場合に限り (I.4.1.1 (5)参照)、回帰式 (式 I-8) により算出する。
 21 ただし、BCF の下限値は『3.16』¹とする。

22

$$23 \quad \log BCF = 0.85 \times \log Kow - 0.70 \quad \text{式 I-8}$$

24

25 式 I-8 は ECETOC²、RIVM¹及び EU-TGD²において、logKow が 6 未満の物質の BCF

¹ U.S. EPA (2005) Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities Appendix A-2 A2-2.13.4.1 Bioconcentration Factors for Fish (BCF_{fish}) Equation A-22-27 には logKow < 1 のとき、logBCF = 0.5 とある。式 I-8 の適用範囲は『1 < logKow < 7』であり、仮に式 I-8 に logKow = 1 を代入して求めた値は logBCF = 0.15 (BCF = 1.41) である。安全を見積もり、logBCF = 0.5 から求めた『3.16』を本スキームの BCF の下限値とした。

² ECETOC (1998) Technical Report No. 74 QSARs in the Assessment of the Environmental Fate and

1 を算出する式として紹介されているものである。

2

3 I.4.1.2 環境分配モデル適用外物質

4 環境分配モデルによる推計は行わないため、暴露評価に必要な物理化学的性状等は限定
5 的で、排出係数の選択に用いる蒸気圧および水溶解度、魚介類摂取量の推計に用いる BCF
6 である。

7

8 (1) 蒸気圧 VP

9 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

10 i)3省 DB

11 ii)CHRIP

12 iii)初期リスク評価書

13 iv)SRC PHYSPROP

14 温度記載のあるものは、式 I-2 により 20[°C]値に換算する (I.4.1.1 (4)参照)。なお、測
15 定値であるか推定値であるかは問わない。利用可能な値が複数得られる場合、温度記載の
16 ある測定値、温度記載のない測定値、温度記載のある推定値、温度記載のない推定値の順
17 で優先させる。

18 値が得られない場合は、『1[Pa]≤VP<10[Pa]』の範囲にあるものとする。ただし、その
19 物質が「その他」に分類されている場合は『10,000[Pa]≤VP』の範囲にあるものとする。
20 (排出係数についてはIII.2.3.2を参照。)

21

22 (2) 水溶解度 WS

23 以下に示すデータベース及び評価書を情報源とする。

24 i)3省 DB

25 ii)CHRIP

26 iii)初期リスク評価書

27 iv)SRC PHYSPROP

28 温度記載のあるものは、式 I-3 (I.4.1.1 (6)参照)により 20[°C]値に換算する。なお、
29 測定値であるか推定値であるかは問わない。利用可能な値が複数得られる場合、温度記載
30 のある測定値、測定値、温度記載のある推定値、推定値の順で優先させる。

31 値が得られない場合は、『10,000[mg/L]≤WS』の範囲にあるものとする。(排出係数に

Effects of Chemicals 4.1.4 Bioconcentration Factor (BCF) Table 15

¹ RIVM (2000) RIVM report 679102050 The risk evaluation of difficult substances in USES 2.0 and EUSES, A decision tree for data gap filling of Kow, Koc and BCF 1.6 The estimation of the log bioconcentration factor in fish from the octanol/water coefficient of pesticides RIVM はオランダの National Institute of Public Health and the Environment を指す。

² ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part III, Chapter 4 Use of (Quantitative) Structure Activity Relationships((Q)SARS) in Risk Assessment 4.5.2.1 QSARs for substances with logKow < 6 Table 6

1 ついてはⅢ.2.3.2 を参照。)

2

3 (3) 生物濃縮係数 BCF

4 以下に示すデータベースを情報源とする。

5 i)3 省 DB

6 ii)J-CHECK

7 新規由来化学物質は i)、既存由来化学物質は ii)の値を選択する。その際に定常状態の
8 値を優先させる。利用可能な値が複数得られる場合は第 2 濃度区の最後から 3 時点の平均
9 を用いる。「高濃縮性でない」ことが類推により判定されている場合はその類推物質の BCF
10 に置き換える。複数の物質から類推されている場合は最大値を用いる。

11

12 I.4.1.3 構造不定のモデル適用可能な化学物質

13 (1) 物理化学的性状

14 「構造不定物質」に分類された物質の中には、構造はわからなくても「モデル適用物質」
15 に該当すると推測され、環境分配モデルが適用可能である場合がある。そこで、「構造不定
16 物質」と分類された場合、図表 I-2 に示す 1,728 の組み合わせのデータセットから求めら
17 れる最大の暴露量（ワーストデフォルト暴露量）を暴露評価に用いる。なお、水域排出の
18 場合は BCF に大きく依存し、BCF が大きいほど暴露量が大きくなる。よって、ワースト
19 デフォルト暴露量の算出は大気排出の場合に限っている。logKow 及び蒸気圧はモデル適
20 用物質の測定値の範囲から、水溶解度、Koc 及び Henry 則定数は推定に用いる回帰式によ
21 り決定している。分子量及び融点は、ECETOC¹において look-up table を作成する際の仮
22 定を参考にており、さらに分子量については 500 での検討も行っている。（排出係数につ
23 いてはⅢ.2.3.2 を参照。）

24

25 図表 I-2 ワーストデフォルト暴露量算出のためのパラメータ

	パラメータ	単位	入力値	備考
<i>MW</i>	分子量		200*、500	*ECETOC
<i>MP</i>	融点	[°C]	-35	ECETOC
<i>T</i>	環境温度	[K]	273.15+20	20[°C]
<i>logKow</i>	オクタノール-水分配 係数	—	-2、-1、0、1、2、3、4、5、 6	
<i>VP</i>	蒸気圧	[Pa]	1×10 ⁻¹⁰ 、1×10 ⁻⁹ 、1×10 ⁻⁸ 、 1×10 ⁻⁷ 、1×10 ⁻⁶ 、1×10 ⁻⁵ 、	

¹ ECETOC (2004) Target Risk Assessment Technical Report No. 93, pp11-192. HUMAN HEALTH 2.1 Tier 0 risk assessment の look-up table はヒト健康の 0 次のリスク評価に用いるものである。EU-TGD でのメインカテゴリーと年間出荷量から暴露ポテンシャル (Minimal、Low、Medium、High) が一目でわかるもので、蒸気圧に応じて設定されたものである。その設定に際し、分子量及び融点には固定値を与えていた。

	パラメータ	単位	入力値	備考
			1×10^{-4} 、 1×10^{-3} 、 1×10^{-2} 、 1×10^{-1} 、 1×10^0 、 1×10^1 、 1×10^2 、 1×10^3 、 1×10^4 、 1×10^5	
<i>WS</i>	水溶解度	[mg/L]	式 I-4	
<i>Koc</i>	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]	式 I-5	1 以上
<i>Henry</i>	Henry 則定数	[Pa・m ³ /mol]	式 I-6	3×10^{-7} 以上

1

2 評価対象面積が 1[km²] (半径 1[km]) のときの大気排出量 1[kg/年]に係るワーストデフ
3 オルト暴露量は以下のとおりである。

4 吸入による化学物質暴露量 : 2.5×10^{-7} [mg/kg/day]

5 農作物摂取による化学物質暴露量 : 1.0×10^{-3} [mg/kg/day]

6 畜産物摂取による化学物質暴露量 : 8.4×10^{-9} [mg/kg/day]

7 なお、飲料水摂取及び魚介類摂取による化学物質暴露量については、水域排出に係る暴
8 露量であるため、デフォルト設定はしていない。

9

10 (2) 生物濃縮係数 BCF

11 環境分配モデル適用外物質と同様である (I.4.1.2 (3)を参照)。

12

13 I.4.2 評価Ⅱにおける物理化学的性状等の精査

14 I.4.2.1 環境分配モデル適用物質

15 評価Ⅰでは複数の利用可能な値がある場合にその平均値を用いることを原則としたが、
16 評価Ⅱではより信頼性の高い値を用いることを目的として、環境分配モデルによる推計値
17 に対して特に寄与の高い蒸気圧、logKow、水溶解度及び BCF について、出典まで遡り値
18 を決定することとする。また、評価Ⅱ以降では新たにモデル適用物質の分解に対する 1 次
19 速度定数 (半減期) を調査し、環境分配モデルによる推計に用いる。

20

21 (1) 蒸気圧 VP

22 評価Ⅰにおいて選択された値が情報源 i)、v)より選択された場合、評価Ⅱにおいても
23 同じ値を用いる。また、ii)~iv)より複数の蒸気圧が利用可能であり、評価Ⅰにおいてそ
24 の平均値が選択されている場合には、評価Ⅱで精査を行う。

25 【評価Ⅰの情報源】

26 i)3省 DB

27 ii)CHRIP

28 iii)初期リスク評価書

29 iv)SRC PHYSPROP

1 v)MPBPWIN1.42 (EPI Suite)

2 測定値の範囲は『 $1 \times 10^{-10}[\text{Pa}] < \text{VP} < 1 \times 10^5[\text{Pa}]$ 』とし、下限及び上限の範囲外の値は、
3 下限値あるいは上限値を用いる。

4 以下の手順で値を精査する。

5 ① ii)～iv)の情報源の出典を調査する

6 ② 2種以上の情報源が同じ出典の値を参照している場合、その値を選択する

7 ③ いずれも異なる出典であった場合、評価Ⅰで選択した平均値を選択する

8

9 (2) オクタノールー水分配係数 logKow

10 評価Ⅰにおいて、蓄積性試験の代替として測定された分配係数（新規由来化学物質なら
11 ば i)、既存由来化学物質ならば ii)) が選択されている場合、あるいは iv)の推定値が選択
12 されている場合は評価Ⅰと同様の値を用いる。また、iii)～v)から複数の logKow が利用
13 可能であり、評価Ⅰにおいてその平均値が選択されている場合には、評価Ⅱで精査を行う。

14 【評価Ⅰの情報源】

15 i)3省 DB

16 ii)J-CHECK

17 iii)CHRIP

18 iv)初期リスク評価書

19 v)SRC PHYSPROP

20 vi)KOWWIN1.67 (EPI Suite)

21 範囲を『 $-2.0 < \log Kow < 6.0$ 』とし (I.4.1.1 (5)参照)、下限及び上限の範囲外の値は、
22 下限値あるいは上限値に置き換える。以下の手順で値を精査する。

23 ① iii)～v)の情報源の出典を調査する

24 ② 2種以上の情報源が同じ出典の値を参照している場合はその値を選択する

25 ③ いずれも異なる出典であった場合は評価Ⅰで選択した平均値を選択する

26

27 (3) 水溶解度 WS

28 評価Ⅰにおいて i)あるいは式 I-4 から算出した値が選択されている場合は、評価Ⅱに
29 おいても評価Ⅰと同様の値を用いる。ただし、評価Ⅱにおいて logKow の値に変更があっ
30 た場合は、式 I-4 にそれを反映する (I.4.1.1 (6)参照)。

31 また、ii)～iv)のいずれかの値が選択されている場合も評価Ⅱでは同様の値を用いる。

32 一方、ii)～iv)から複数の水溶解度が利用可能であり、その平均値が選択されている場合
33 には、評価Ⅱで精査を行う。

34 【評価Ⅰの情報源】

35 i)3省 DB

36 ii)CHRIP

37 iii)初期リスク評価書

1 iv)SRC PHYSPROP

2 以下の手順で値を精査する。

3 ① ii)～iv)の情報源の出典を調査する

4 ② 2種以上の情報源が同じ出典の値を参照している場合、その値を選択する

5 ③ いずれも異なる元文献であった場合は評価Ⅰで選択した平均値を選択する

6

7 (4) 生物濃縮係数 BCF

8 評価Ⅰにおいて、以下に示すクライテリア①あるいは②（評価Ⅰと共通）により値が選
9 択された場合は評価Ⅱにおいても同様の値を用いる。

10 以下に示す情報源を参照する。

11 i)3省 DB

12 ii)J-CHECK

13 iii)HSDB¹

14 以下に示すクライテリアに基づき、評価Ⅱ用の BCF を決定する

15 ① 新規由来化学物質であれば i)、既存由来化学物質であれば ii)の値を選択する。「高濃
16 縮性でない」ことが類推により判定されている場合はその類推物質の BCF に置き換え
17 る。複数の物質から類推されている場合は最大値を用いる。

18 ② 値が定まらない場合で、 $\log Kow < 3.5$ であり、その $\log Kow$ が分配係数測定試験（3
19 省 DB あるいは J-CHECK）による測定値である場合に限り、式 I-8 により算出する。
20 ただし、BCF の下限値は『3.16』（ $\log BCF = 0.5$ より算出）とする（I.4.1.1 (9)参照）。

21 ③ iii)の測定値の最大値を選択する

22

23 (5) 分解に対する 1 次速度定数（以下、「分解速度定数」という。）（半減期）

24 暴露局所評価及び暴露広域評価において、大気相での降雨による洗浄、水相及び土壌相
25 からの蒸発、移流による移行、移動及び転移等のプロセスが考慮されている。それらの消
26 失以外に、各相での分解による消失を考慮するため、分解速度定数（半減期）を選定する
27 必要がある。なお、局所評価で選択が必要な分解速度定数は土壌相における生分解による
28 数値に限られる。

29 以下に示すデータベース及び文献を情報源とする。

30 ・ HSDB

31 ・ Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic
32 Chemicals²

33 ・ Handbook of Environmental FATE & EXPOSURE³

¹ Hazardous Substances Data Bank : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

² Donald Mackay 編, Wan Ying Shiu, Kuo-Ching Ma and Sum Chi Lee 著 (2006), Volume I～IV, Crc Pr I Llc; 2 版

³ Philip H. Howard (1989), Volume I～V, Lewis Pub

- 1 • Handbook of Environmental Degradation Rates¹
- 2 • SRC PHYSPROP (I.2(4)を参照)
- 3 • AOPWIN 1.92 (EPI Suite)
- 4 • BIOWIN 4.10 (EPI Suite)
- 5 以下に注意点を示す。
- 6 • 測定値と推定値は区別なく扱う
- 7 • 20[°C]に最も近い数値を用いる
- 8 • 加水分解ではpHが『6～8』の範囲にある数値を用いることとし、pHの記載のない数値
- 9 は該当範囲の数値であるとして扱う
- 10 • 分解反応の種類に記載がない数値は「全分解」として扱う
- 11 なお、分解速度定数及び半減期は次式（式I-9）の関係が成り立つ。

12
$$\text{分解速度定数}[1/s] = \frac{\ln 2}{\text{半減期}[s]} = \frac{0.693}{\text{半減期}[s]}$$
 式 I-9

13 図表 I-3に調査する分解反応の種類及び推定に用いるモデルを示す。

14

15 **図表 I-3 各相で考慮する分解反応の種類と用いる推定モデル**

	調査対象の分解反応	用いる推定モデル
大気相	OH ラジカルとの反応 硝酸ラジカルとの反応 オゾンとの反応	AOPWIN (OH ラジカル及びオゾンとの反応)
水相 (表層水)	生分解 非生物分解 (加水分解) 非生物分解 (光分解)	BIOWIN (生分解)
土壌相	生分解 非生物分解 (加水分解)	BIOWIN* (生分解)
底質相	生分解 非生物分解 (加水分解)	BIOWIN* (生分解)

16 *水相における生分解の半減期に土壌相及び底質相にそれぞれ換算係数『2』及び『9』を乗
17 じて生分解の半減期を求める²。

18

19 BIOWIN は好氣的及び嫌氣的条件下のモデル適用物質の生分解の可能性を 7 種の推計
20 モデルを用いて推計するもので、得られる結果は生分解性の目安で定性的なものである。
21 本手法で用いるのは BIOWIN 3 Ultimate Biodegradation の結果で、最終的な生分解に要
22 する時間が 8 分類に格付けされる。格付けごとに図表 I-4 に示す値を生分解の半減期とし
23 て用いる。

24

25

¹ Philip H. Howard, Robert S. Boethling, William F. Jarvis and W. Meylan (1991), Lewis Pub

² PBT Profiler ではレベルⅢ(定常非平衡)の多媒体モデルに供する生分解の半減期を、BIOWIN で得られる格付けから変換して用いている (<http://www.pbtprofiler.net/methodology.asp>)。本手法でも同様に
変換して生分解の半減期として用いる。

1 図表 I-4 BIOWIN3 結果に基づく水相における生分解の半減期への変換

格付け (BIOWIN 3 のアウトプット)	判定基準 (BIOWIN 3)	半減期 [day]
Hours	4.5 <, ≤ 5.0	0.17
hours – days	4.0 <, ≤ 4.5	1.25
Days	3.5 <, ≤ 4.0	2.33
days – weeks	3.0 <, ≤ 3.5	8.67
weeks	2.5 <, ≤ 3.0	15
weeks - months	2.0 <, ≤ 2.5	37.5
months	1.0 <, ≤ 2.0	60
longer	≤ 1.0	180

2
3 なお、モデル適用外物質でも特定の分配係数等が得られる場合には環境分配モデルによる推計を行うことがある。その際に生分解に関わる分解速度定数は、化審法に基づく微生物等による化学物質の分解度試験で得られる分解度から半減期を求めて、水相の生分解による半減期として用いることもある。BIOWIN の場合と同様に、半減期に 2 及び 9 を乗じた値をそれぞれ土壌相及び底質相の生分解による半減期とする。

8
9 情報収集の結果、複数の利用可能な値が得られる場合、情報源間で分解速度定数が小さい（最も半減期が長い）データを選ぶ。次に、「各分解反応による分解速度定数の合計値」及び「全分解の値」を比較し、分解速度定数が小さい（半減期が長い）方の値を選択する。

12
13 各相における分解速度データを得る際の注意点を以下に示す。

14 ① 大気相

15 図表 I-5 に示した 3 種の分解反応および全分解について調査する。
16 大気相での分解に関して、①反応速度定数、②半減期、③分解速度定数のいずれかあるいは併記されていることがある。その場合は半減期あるいは分解速度定数に換算して比較する。分解速度定数と反応速度定数には以下のような関係がある。なお、オゾン濃度に対しても同様の関係が成り立つ。

$$\begin{aligned}
 & \text{分解速度定数} [1/\text{sec}] \\
 & = \text{反応速度定数} [cm^3/molecule/sec] \times \text{ラジカル濃度} [molecule/cm^3]
 \end{aligned}
 \tag{式 I-10}$$

21
22 反応速度定数が与えられている場合は、情報源に示されているラジカル濃度等を用いず、
23 図表 I-5 の値を用いて換算する。

1

図表 I-5 換算に用いる濃度

	濃度
OH ラジカル	5×10^5 [molecule/cm ³]
硝酸ラジカル	2.4×10^8 [molecule/cm ³]
オゾン	7×10^{11} [molecule/cm ³]

2

3 ② 水相（表層水）

4 水相中の分解は図表 I-3 に示した 3 種の分解反応及び全分解を調査する。

- 5 ・ 生分解に関して、好気性あるいは嫌気性のデータがある場合は、より半減期が長いデ
6 ータを選ぶ。嫌気性や好気性の区別の記載がないデータも用いる。

7

8 ③ 土壌相

9 図表 I-3 に示した 2 種の分解反応および全分解について調査する。

- 10 ・ 生分解に関して、好気性あるいは嫌気性のデータがある場合は、より半減期が長いデ
11 ータを選ぶ。嫌気性や好気性の区別の記載がないデータも用いる。

12

13 ④ 底質相

14 土壌相（③）と同様である。

15

16 I.4.2.2 環境分配モデル適用外物質

17 評価 I と同様である（I.4.1.2 を参照）。

18

19 I.4.2.3 構造不定のモデル適用可能な化学物質

20 評価 I と同様である（I.4.1.3 を参照）。

1 II. 有害性評価

2 有害性評価については本編に記載したとおりであるが、ここでは人の健康に対する有害
3 性評価と、生態に対する有害性評価の詳細について記載する。

5 II.1 人の健康に対する有害性評価

6 II.1.1 リスク評価の準備における有害性の選択基準

7 現行の化審法では、監視化学物質への該当性の判定において、当該化学物質の分解性及
8 び蓄積性が重要な要素となっている。分解性は「微生物等による化学物質の分解度試験（分
9 解度試験）」により、蓄積性は「魚介類の体内における化学物質の濃縮度試験（濃縮度試験）
10 又は1-オクタノールと水との間の分配係数測定試験（Pow 測定試験）」により判定され
11 る。さらに、ヒト健康に対する影響を判定するため、「スクリーニング毒性に関する試験（以
12 下、スクリーニング毒性試験という。）」を行うことが義務づけられている。スクリーニン
13 グ毒性試験とは、反復投与毒性試験（「ほ乳類を用いる 28 日間の反復投与毒性試験」又は
14 「ほ乳類を用いる 90 日間の反復投与毒性試験」と、変異原性試験（「細菌を用いる復帰
15 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」又は「マウスリンフォー
16 マ TK 試験」）のことであり、両方の試験結果により、監視化学物質への判定が行われるこ
17 とになる。

18 スクリーニング毒性試験については、分解度試験の結果に基づき、環境中に残留すると
19 考えられる物質で行われるべきである。すなわち、当該化学物質（以下、「親化合物」とい
20 う。）そのものが難分解性である場合は親化合物で、変化物等（以下、「分解生成物」とい
21 う。）を生じ、それらが難分解性である場合は分解生成物に対して試験を行い、判定がなさ
22 れるべきである。しかし、複数の分解生成物を生じる場合や、親化合物と分解生成物の両
23 方が残留する場合など、必ずしも環境に残留すると考えられるすべての物質についてスク
24 リーニング毒性試験が行われているとは限らず、どの物質により試験が行われ、監視化学
25 物質への判定が行われたのかを確認し、評価対象物質を選択する必要がある。

26 II.1.1.1 一般毒性

28 (1) 反復投与毒性試験データが1種しか存在しない場合

29 基本的には、反復投与毒性試験が行われた被験物質の毒性データ（監視化学物質への指
30 定根拠となっている1種類の毒性データ）を使用し、リスク推計を行う。

31 なお、分解度試験において親化合物がほとんど分解生成物になる場合であっても、親化
32 合物でしか反復投与毒性試験が行われていない場合や、複数の分解生成物になる場合であ
33 っても、その中の一つの分解生成物に対する反復投与毒性試験しかない場合があるが、こ
34 れら1種類の毒性データで監視化学物質へ指定されている場合には、これらのデータを使
35 用してリスク推計を行う。

1 (2) 反復投与毒性試験データが複数存在する場合

2 親化合物、分解生成物のそれぞれに反復投与毒性試験データが存在し、それぞれが監視
3 化学物質の指定根拠となっている場合には、それぞれを評価対象物質として選択し、それ
4 ぞれの毒性データを使用し、リスク推計を行う。

5

6 II.1.1.2 変異原性

7 スクリーニング毒性試験のうち、変異原性試験データは「変異原性及び発がん性」の評
8 価項目に用いる。監視化学物質の指定根拠となったすべての変異原性試験データを使用し、
9 評価Ⅱ候補の優先順位付けに用いる。「変異原性及び発がん性」の対象となる基準は、本編
10 6.2.3にも記載してあるが、以下の6つである。

- 11 ① Ames 試験で比活性値が 1000[rev/mg]以上
- 12 ② 染色体異常試験の D₂₀ 値が 0.01[mg/ml]以下
- 13 ③ マウスリンフォーマ TK 試験で突然変異頻度が陰性対照の 4 倍、又は陰性対照よ
14 り 400×10^{-6} を超えて増加
- 15 ④ 化管法指定化学物質指定基準の変異原性クラス 1
- 16 ⑤ $1000 [\text{rev/mg}] > \text{Ames 試験の比活性値} \geq 100 [\text{rev/mg}]$ かつ
17 $0.01 [\text{mg/ml}] < \text{染色体異常試験の D}_{20} \text{ 値} \leq 0.1 [\text{mg/ml}]$
- 18 ⑥ 化管法指定化学物質指定基準の発がん性クラス 1 か 2

19

20 II.1.1.3 PBT 該当性

21 欧米^{1,2}の化学物質の評価に含まれる PBT (Persistent, Bioaccumulative and Toxic) に
22 類する評価軸のうち B に該当する食物連鎖濃縮性について考慮するため、濃縮度試験から
23 得られる BCF の値もしくは Pow 測定試験から得られる logKow の値を用いる。これは、
24 暴露評価Ⅰで広域評価を行わないことの代替措置として位置付けられる。広域評価は
25 vPvB (very Persistent and very Bioaccumulative) や PBT 様の性状を有する物質の評価
26 には有用であるが、スクリーニング目的の暴露評価には適さないと判断したためである。
27 そこで、評価Ⅰでは EU の PBT 基準 (図表 II-1) のうち、B の基準に該当するものを識
28 別し、評価Ⅱの対象物質の優先順位付けに考慮できるようにした。すなわち、BCF が 2,000
29 を超える場合、水中からの濃縮のみならず、食物連鎖を介した生物濃縮性が疑われる物質
30 として識別し、評価Ⅱ候補の優先順位付けに考慮する。基本的に、監視化学物質に指定さ
31 れた物質の値を用いるが、毒性データの場合と同様の考え方とする。

32 なお、BCF が得られない物質の場合には、logKow の値が 4.5 以上³であるかどうかで判
33 断するものとする。

34

¹ <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=pbt>

² <http://www.epa.gov/oppt/sf/tools/pbtprofiler.htm>

³ ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, 4.4 PBT Assessment.

図表 II-1 REACH における PBT 基準

特性	REACH の PBT クライテリア	REACH の PBT のスクリーニングクライテリア		第二種、第三種 監視化学物質の 判定基準
		データの種類	概要	
残留性 P	①～⑤のいずれかに該当 ①海水中半減期が 60 日超 ②淡水または河口水 中半減期が 40 日超 ③海域底質 中半減期が 180 日超 ④淡水または河口域の底質 中半減期が 120 日超 ⑤土壌中半減期が 120 日超	a) OECD TG の 300 番シリーズの水、土壌、底質中の分解試験法でのデータ 例) OECD TG 301, 302, 304, 306, 307, 308, 309 等 b) QSAR Biowin2 6,3 c) 文献データ	左記のデータをクライテリアと比較し、総合的に判定 (特に a) では OECD TG 301 以外のデータは少ない) TG 302: 無機化 70% なら残留性に該当せず	MITI I 法(易分解性試験 OECD TG 301C 他)で難分解 (28 日間で BOD 分解度 60%以下、分解生成物有り等)
生物蓄積性 B	BCF が 2000 超	a) OECD TG 305 試験で得られた BCF データ b) 食物連鎖における蓄積の証拠 (フィールドデータ等)	例: a) BCF 2000 超～5000 未満 b) BMF > 1	高濃縮性でない (BCF が 5000 未満 又は logKow < 3.5)
		logKow (OECD TG 107, 117, 123 等での試験データ、QSAR)	logKow > 4.5 (但し、6 以上は logKow と BCF 値は線形でなく、モデルによって異なる値が得られるので専門家判断要)	
		(Dmax ¹ , MW)	Dmax > 17.4 Å かつ MW > 1,100 ならば該当せず	
有害性 T	①～③のいずれかに該当 ①海水又は淡水生物への NOEC < 0.01[mg/L] ②CMR ² ③慢性毒性の証拠	①生態毒性 ・水生生物への急性毒性 ・海水あるいは淡水生物での慢性毒性 NOEC ・鳥類毒性 ②CMR ③慢性毒性の証拠	①慢性毒性値がない場合: EC50 又は LC50 < 0.1[mg/L] 等 慢性毒性 NOEC: < 0.01[mg/L] 鳥類 NOEC < 30 [mg/kg-food] ②C: カテゴリー 1 または 2, M: カテゴリー 1 または 2, R: カテゴリー 1 または 2 または 3 ③毒性がある、リスク警句 R48(長期暴露で健康に深刻な被害)、有害性がある	第三種監視化学物質 (生態) a) 水生生物急性毒性: L(E)C50 < 1[mg/L] b) 水生生物慢性毒性: NOEL < 0.1[mg/L] 等 第二種監視化学物質 (ヒト健康) a) 反復投与毒性 NOEL < 25 [mg/kg/day] b) 変異原性で強い陽性 c) a) NOEL < 250 [mg/kg/day] かつ b) 陽性

¹ 分子サイズのこと。

² 発がん性(Carcinogenicity)、変異原性(Mutagenicity)、生殖毒性(toxicity for Reproduction)のこと。

1 II.1.2 有害性評価Ⅰ及び有害性評価Ⅱに共通する事項

2 II.1.2.1 経路間外挿

3 (1) 経路間外挿の根拠

4 化審法では、「摂取」と「さらされる」を明確に区別している。人の健康に対する暴露に
5 関連する記述は、「継続的に摂取される場合」と表現し、生活環境動植物に対する影響とし
6 ては「継続的に摂取される場合」に加え「これにさらされる場合」と表現している。また、
7 PCBの環境汚染に端を発し、環境経由の暴露経路のみを対象とする化審法では、人の健康
8 についての「摂取」、すなわち暴露の経路は、主として経口を対象としており、経皮経路は
9 化審法の対象とは考えにくい。本スキームでは、環境経由での人の健康等への影響を防ぐ
10 ことを目的とした化審法の趣旨を踏まえ、経口経路と吸入経路を対象とする。

11 化審法で行われる反復投与毒性試験は基本的に経口経路である。本スキームでは化審法
12 で得られる有害性情報をもとにリスク評価を行うため、有害性情報は経口経路で行われた
13 試験がほとんどとなる。特に第二種監視化学物質については、経口経路による反復投与毒
14 性値しか得られない場合が多く、吸入経路による反復投与毒性に関する情報は少ない。こ
15 のため、経口経路と吸入経路を評価の対象とする場合には、経路間外挿は避けて通れない
16 問題である。

17 経路間外挿の問題は、現在も国際的に議論されているところであるが、本スキームでは、
18 以下の検討結果を踏まえ、経路間外挿は可能であると判断し、基本的に吸入経路試験デー
19 タも摂取量換算をしてリスク評価に用いることとした。

20 なお、本スキームの評価Ⅱにおいては、吸入経路の有害性評価値が得られた場合で、吸
21 入暴露による局所的な影響がみられる場合など、経口経路でみられる影響とは明らかに異
22 なる場合のみ、吸入経路のリスク評価を行うこととしている。

23

24 暴露において、吸入経路の暴露経路しか考えられないような物質に対し、経口による反
25 復投与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
26 な問題を考慮する必要がある。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
27 全身の各組織に輸送されるが、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
28 て代謝を受けるため、各組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
29 方が一般的に少なくなると考えられるからである。しかし、実際に、経口と吸入による体
30 内吸収率の違いが判明している物質は少なく、両経路における毒性影響として、全身影響
31 が見られる場合には、単位換算を行って相互に（経口→吸入、吸入→経口など）利用せざ
32 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¹に
33 おいても、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、
34 ヒトのシナリオ（日本人の平均体重 50[kg]、呼吸量²15[m³/day]）により吸入濃度への換

¹ <http://www.nih.go.jp/mhlw/chemical/situnai/kentoukai.html>

² 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 算を行っている。

2 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
3 の手引き』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
4 吸入経路の両方で有害性評価値(N(L)OAEL/UFs²)が得られた物質について、その有害性評
5 価値を比較した。エンドポイントを考慮し、片方が局所影響で、もう一方が全身影響の場
6 合を除外した 47 物質については、79%(37 物質)が±10 倍の範囲に収まっていた。これら
7 初期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
8 を用いているが、この範囲に収まることが示された。

9 一方、有害性評価値の経口/吸入比で 10 倍を越える物質は 7 物質あり、10~100 倍が 5
10 物質、100~1000 倍は 1 物質 (ホルムアルデヒド)、1000 倍超も 1 物質 (マンガン及びそ
11 の化合物)であった。マンガン及びその化合物については、経口、吸入とも NOEL 等の数
12 値は類似していたが、経口データ(厚生労働省が策定した日本人の食事摂取基準のマンガン
13 上限値である 0.2 [mg/kg/day])は人に対する数値であり、不確実係数積(UFs)を 1 とし
14 て用いているが、吸入データ(サルを用いた試験からの LOAEL 0.18 [mg/kg/day])は UFs が
15 2000 となることから 1000 倍という大きな差になったものと考えられる。逆に、吸入経路
16 の有害性評価値の方が緩くなった 0.1 倍未満 (0.1~0.01 倍の中に納まっている)は 3 物
17 質であり、吸入経路の方が有害性評価値として厳しくなる傾向が示された。

18 以上の通り、一部の物質については±10 倍以上の差があったが、概ね±10 倍以内に納
19 まっていることから、投与経路に関係なく、吸収率を 100%と仮定し³、経路間外挿するこ
20 ととした。

21

22 (2) 摂取量換算

23 本スキームのリスク推計 I においては、第二種監視化学物質への指定の根拠となったデ
24 ータのうち、NOEL 等の内容は考慮せず、最も低い有害性評価値をリスク推計に用いる。
25 そこで、吸入経路による反復投与毒性試験の NOEL 等が得られている場合には、U.S.
26 EPA(1988)⁴の手法を参考に、試験生物種の呼吸量と体重から、濃度([ppm]や[mg/m³])を
27 摂取量([mg/kg/day])に換算して用いる。また、化管法の指定情報が監視化学物質への指定
28 根拠となっている場合、作業環境許容濃度から得られる吸入慢性毒性情報が含まれるが、
29 これについては、作業環境と一般環境との差を考慮した選定基準⁵に基づき、換算して用い
30 る。

31 それぞれの換算のルールを以下に示す。

32

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

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

³ 個々の物質について異なるため、ヒト及び動物両者の知見がある場合を除き、本スキームでは 100%とした。

⁴ U.S. EPA(1988) Recommendations for and documentation of Biological values for use in risk assessment. EPA/600/6-87/008, PB88-179874.

⁵ 化学品審議会(2000) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律 に基づく第一種指定化学物質及び第二種指定化学物質の指定について(答申) 平成 12 年 2 月

1 <吸入経路の反復投与毒性試験に対する換算ルール>

2

3 ① 暴露条件の補正（経口経路による試験においても同様）

1 日投与への暴露換算量＝試験時の暴露量×a[時間] / 24[時間] 式 II-1

7 日間投与への暴露換算量＝試験時の暴露量×b[日] / 7 [日] 式 II-2

4

5 ② 摂取量への換算

6 濃度[mg/m³]から摂取量[mg/kg/day]への換算は、試験生物種の呼吸量と体重（図表 II-2
7 参照）から行う。

摂取量[mg/kg/day]＝濃度[mg/m³]×呼吸量[m³/day] / 体重[kg] 式 II-3

8

9 ③ [ppm]から[mg/m³]への換算

[mg/m³]＝[ppm]×(分子量) / 24.05 (20[°C]の時) 式 II-4

10

11 図表 II-2 各動物種の呼吸量と体重（一部暫定的なものも含む）

動物種	呼吸量		体重 [kg]	備考
	[m ³ /day]	[m ³ /h]		
ヒト	20	0.83	50	文献1)より
ラット	0.26	0.011	0.35	文献2)より
マウス	0.05	0.0021	0.03	文献2)より
ウサギ	1.46	0.061	4	文献3)より暫定値
モルモット	0.42	0.018	0.9	文献3)より暫定値
イヌ	4.35	0.18	14	文献3)より暫定値
サル	2.4	0.10	9	文献3)より暫定値

1) 安藤剛、吉田俊明、福原守雄(1998) 生活空気環境中の化学物質とその人体暴露、J. Natl. Inst. Public Health, 47(4), 325-331.
2) 環境庁大気保全局企画課大気規制課監修(1993) トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンによる大気汚染防止、公害研究対策センター
3) U.S.EPA(1988) EPA 600/6-87/008, NTIS PB88-179874/AS, February 1988.

12

13

14 <作業環境許容濃度の換算ルール>

15 作業環境許容濃度は、基本的に一日 8 時間、週 5 日間（計 40 時間）暴露されると仮定
16 した TWA（時間荷重平均値）として勧告されている。TWA は、「ほとんどの健康な成人
17 が一日 8 時間、週 40 時間くり返し暴露されて、健康上の悪影響が見られないと判断され
18 る時間荷重平均値の濃度」とされていることから、健康な成人に対しての無毒性量と考え
19 られる。したがって、健康な成人に対する NOAEL と TWA との関係は、次式のように推
20 定される。

健康な成人に対する NOAEL [mg/m³] 式 II-5
＝TWA [mg/m³]×8/24×5/7×1/a＝TWA [mg/m³]×1/10

21

22 なお、(8/24×5/7)は時間補正項であり、1/a は単純な暴露時間の換算だけでは補正でき
23 ない作業環境と一般環境の違いである。すなわち、作業時間のみの断続的な暴露では回復

1 が考えられるが、一般環境では継続的な暴露となるため回復期間はないことを考慮した補
2 正係数であり、時間補正項とあわせて 1/10 として用いている。

3 一方、一般環境中の広範囲の敏感な人も考慮した NOAEL は、健康な成人に対する
4 NOAEL に個体差の不確定係数として 10 を用いて換算できることから、次の式が成り立
5 つ。

$$\begin{aligned} \text{一般人 NOAEL [mg/m}^3\text{]} &= \text{健康人 NOAEL [mg/m}^3\text{]} / \text{個体差 } 10 && \text{式 II-6} \\ &= \text{TWA [mg/m}^3\text{]} \times 1/10 / 10 = \text{TWA [mg/m}^3\text{]} / 100 \end{aligned}$$

6 さらに、図表 II-2 より、人の呼吸量 20 [m³/day] と体重 50 [kg] から、以下の換算式とな
7 る。

$$\begin{aligned} \text{有害性評価値 [mg/kg/day]} &&& \text{式 II-7} \\ &= \text{TWA [mg/m}^3\text{]} \times 20 \text{ [m}^3\text{/day]} \times 1/50 \text{ [kg]} \times 1/100 \end{aligned}$$

8

9 II.1.2.2 有害性に用いる不確定係数（ヒト健康）

10 ヒト健康に対するリスク評価を行うにあたり、動物試験結果から外挿する場合に国内外
11 で用いられている不確定係数等について調査を行った。これらを参考に、本スキームで用
12 いる有害性評価の不確定係数についてここに記載した。本スキームで採用した不確定係数
13 と共に、国内で用いられている不確定係数等を図表 II-3 に、国外の不確定係数等を図表
14 II-4 に示した。

15 なお、疫学データを使用する場合は、個体差と LOAEL 採用の 2 つの不確定性のみを考
16 慮している。

17

18 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
19 した数値が提案されているが、個々の物質について検討されている必要があり、より多く
20 の物質をスクリーニングにかける本スキームにおいては、こうしたトキシコキネティクス、
21 トキシコダイナミクスに基づいた数値は用いず、通常用いられている 10 を採用すること
22 とした。

23 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
24 用した。特に近年、小児に対しては、別途検討する必要があることが国内外において提唱
25 されているものの、未だ研究段階であるため、今後も国内外の動向を注視していくにとど
26 めた。

27 また、本スキームにおいては試験期間を考慮し、ICH(1998)での設定を参考に、試験期
28 間別に値を採用することとした。すなわち、90 日未満の短期間の試験については 10 を、
29 90 日以上 6 ヶ月未満については 5 を、6 ヶ月以上 1 年未満については 2 を、1 年以上の試
30 験は長期と考え 1 とした。

31 さらに、LO(A)EL を採用する場合、NO(A)EL への外挿の不確定性として 10 を採用し
32 た。

33

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

- 1 発生毒性試験（催奇形性試験）等に対し、試験の質を考慮する不確実係数 10 をおいた。
 2 これは、生殖発生毒性に対しては、特に、経世代において生殖毒性がみられるかどうか
 3 重要と考えることである。

4

- 5 評価Ⅱでは、閾値ありの発がん性の場合、影響の重大性を考慮した不確実性 10 を追加
 6 し、生殖発生毒性の評価では、試験の質を考慮した不確実性 10 を追加することとした。

7

8 図表 II-3 国内で用いられている不確実係数等（動物試験結果からヒト健康への外挿）

実施機関 出典 項目	本スキームでの設定	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)
種差	10	10	10	10	10	10
個体差	10	10	10		10	10
試験期間	1～3か月未満;10 3～6か月未満;5 6～12か月未満;2 12か月超;1		最大10	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)	閾値あり発がん性;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
データヘース (不完全性)	試験の質(生殖発生 毒性);10		試験の質; 最大10			*)
備考		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/h18-12/pdf/chpt1/1-2-1.pdf>

※4 http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kokusai/GHS/consumer_product_labelling.htm

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

9

10

11

12

13

1 図表 II-4 国外で用いられている不確実係数等（動物試験結果からヒト健康への外挿）

実施機関	米国EPA	WHO/IPCS	ICH (International Conference on Harmonization of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human Use)	ECB (European Chemical Beaurou)	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 Harmonised Tripartite Guideline Impurities: Guideline for Residual Solvents Q3C(R3),1997.※3	EUSES2.0 Background Report III, Model Calculations page III-191, Table III-108, 2004.※4	Technical Report No.86, 2003.※5	Environmental Health Risk Assessment, Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards, 2004.※6
項目						
種差	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 ^{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	ラット; 4 マウス; 7 モルモット; 3 ウサギ; 2.4 サル; 2 イヌ; 1.4 } ×2.5	ラット; 4 マウス; 7 サル; 2 イヌ; 2 吸入局部; 1	10
個体差	10	TD 10 ^{0.5} (3.2) TK 10 ^{0.5} (3.2)	10	労働者; 5 一般人; 10	(全身・局所) 労働者; 5 一般人; 10	10
試験期間	亜慢性～慢性; 10 亜慢性より短期間は用いない	(10) [*]	半生 [*] 以上; 1 中長期 ^{**} ; 2 中期 ^{***} ; 5 短期; 10	亜急性～亜慢性; 3 亜慢性～慢性; 2 亜急性～慢性; 6	亜急性→慢性; 6 亜慢性→慢性; 2 吸入による局部影響; 1	
LOAEL採用	10	3 or 10	～10		3	10
毒性の性質 (閾値あり発がん性等)		10までの数値	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	考慮する [*] 具体的数値なし		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)				1～10 [*]
備考【不確実係数積(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。UFsが10,000のデータは参照導出には不適切。 *)TKまたはTD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 *)試験期間の記述はないが、飲料水水質設定等では考慮されている。	*)げっ歯類、ウサギで1年。ネコ、イヌ、サルで7年。 **)げっ歯類で6ヶ月、非げっ歯類で3.5年。 ***)げっ歯類で3ヶ月、非げっ歯類で2年。	他に経路間外挿が考慮されている。 *)影響の性質やデータベースの質に関する不確実性を含む、用量-反応外挿における不確実性として考慮されている。	経路間外挿(経口→吸入、経口→経皮)については「設定せず」としている。	*)「科学的データの量と質」という表現。

※1 [http://www.epa.gov/IRIS/RFD_FINAL\[1\].pdf](http://www.epa.gov/IRIS/RFD_FINAL[1].pdf)

※2 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc210.htm>

※3 <http://www.ich.org/LOB/media/MEDIA423.pdf>

※4 <http://ecb.jrc.it/euses/>

※5 ECETOC, Derivation of Assessment Factors for Human Health Assessment, Technical Report No.86 (2003)

※6 <http://www.health.gov.au/internet/wcms/publishing.nsf/Content/ohp-ehra-2004.htm~ohp-ehra-2004-objectives.htm>

2
3

4 II.1.3 有害性評価IIに関する事項

5 II.1.3.1 一般毒性の有害性評価値採用のルール

6 有害性評価IIでは、より適切と考えられる有害性情報に置き換え得るかを検討するため、
7 国内で行われた4つの評価書（NITE『化学物質の初期リスク評価書』、AIST『詳細リ
8 スク評価書シリーズ』、CERI『化学物質安全性（ハザード）評価シート』、環境省『化学物
9 質の環境リスク評価』）を基本とし、調査範囲の情報源（本編9.2.3にも記載したが、GHS

1 分類マニュアル¹において、健康有害性又は環境に対する有害性の分類判定に利用可能な情
2 報源としてリストアップされている情報源のうち、最も優先順位の高い Priority 1 の情報
3 源²を基本とする) から有害性情報を収集する。いくつかの情報得られた場合には、次の
4 ルールに従い、一般毒性の有害性評価値としての採用データを決定する。

5

- 6 1. 基本的に、国内の基準値（環境基準、水道水質基準、ADI、作業環境許容濃度等）は
7 他の情報に優先してそのまま採用する（各基準値においては不確実係数積が既に考慮
8 されているため、ここで改めて考慮はしない）。ただし、その根拠が発がん性や生殖発
9 生毒性であることが明確な場合で、他に一般毒性に関する情報があれば、その他の一
10 般毒性に関する情報を優先する。
- 11 2. 指針値等、達成目標として定められているような数値の場合、根拠データに遡り、本
12 スキームの不確実係数積を用いて有害性評価値を作成し、他の情報との比較対象とす
13 る。根拠データ不明の場合はこれを除外する。諸外国の基準値については、国内にお
14 ける指針値等の扱いと同等とする。
- 15 3. 基本的に、国内外で認められているリスク評価書等がキースタディとして用いている
16 疫学データは、動物試験データとエンドポイントが同じである場合、動物試験データ
17 に優先する。一方、エンドポイントが異なり、ヒトでは起こらないことが判明してい
18 ない場合は、安全側を考慮し、有害性評価値として小さい値を採用する。
- 19 4. エンドポイントが全身影響で同じであっても、異なる試験動物種や、異なる投与経路
20 の場合、有害性評価値として小さい値を採用する。
- 21 5. NOAEL が得られている複数の試験において、試験動物種、試験方法、試験期間、エ
22 ンドポイントがほぼ同じ場合には、より大きい NO(A)EL を採用してよい。
- 23 6. NOAEL が得られていない複数の試験においては、試験動物種、試験方法、試験期間、
24 エンドポイントがほぼ同じ場合、より小さい LO(A)EL を採用する。
- 25 7. ある評価書で採用しているエンドポイントを、別の評価書では悪影響とみなさず、一
26 つ上の投与量を NOAEL としている場合、安全側を考慮し、有害性評価値として小さ
27 い値を採用する。
- 28 8. より長期の毒性試験がある場合でも、既存の評価書等がそれを採用しない理由を明確
29 にしている場合には、本スキームにおいても採用しない。
- 30 9. 最高投与量で「影響がみられない」場合は、「NOAEL ○[mg/kg/day]以上」とし、
31 この値を採用する。ただし、1,000 [mg/kg/day]を超える投与量において影響がみられ

¹ GHS 関係省庁連絡会議編、GHS 分類マニュアル [H18.2.10 版]
http://www.safe.nite.go.jp/ghs/h18_bunrui.html#bunruimanual

² 情報源の優先順位は、健康有害性に関しては Priority 1～3 まであり、それぞれ以下の通りである。
Priority 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。
Priority 2: Priority 1 で必要な情報が確保できない場合に調査する。一次資料を要約収集したデータベ
ース等。
Priority 3: 参考のためのもので、原則として調査する必要はない。一次文献検索及び参考データベ
ース。

1 ない場合、反復投与毒性はないとみなし、評価を行わない。

2 10. 動物とヒトの違いに関するメカニズムが解明されている場合、評価書等が用いている
3 種差の不確実係数の値をそのまま用いても良い（マウスの方がヒトよりも感受性が高
4 いことが判明していて、種差 UF を 1 と設定している場合など）。

5 11. 個体の生殖器への影響は、生殖発生毒性試験のデータであっても、一般毒性値として
6 採用して良い。

7 12. 発がん性試験のデータであっても、一般毒性について言及されており、他の評価書等
8 でこれを一般毒性（反復投与毒性）の評価に用いている場合には、この値を採用して
9 良い。

10 13. 吸入経路で局所影響がみられている場合のみ、吸入経路のリスク推計を別途行う。

11 12 II.1.3.2 生殖発生毒性の有害性評価値採用のルール

13 評価Ⅱでは生殖発生毒性についても検討する。一般毒性の場合と同様に、4つの国内の
14 評価書を元に、入手可能な情報源から調査し、いくつかの情報が得られた場合には、
15 II.1.3.1 の3～10の採用ルールその他、以下に示すルールに従い、値を選択する。

- 16
- 17 1. 生殖毒性（経世代）と発生毒性（単回投与なども含む）の両方のデータがある場合、
18 有害性評価値として小さい値を採用する。
 - 19 2. 経世代の試験であっても、投与量が適切ではない場合は、簡易の試験からでも適切と
20 考えられる投与量による生殖発生毒性影響での値を採用する。

21 22 II.1.3.3 変異原性

23 評価Ⅱでは、「変異原性」と「発がん性」のそれぞれについて検討を行う。

24 変異原性については、現状、リスク評価手法がなく、リスク推計は行えないため、既存
25 の評価書等における定量情報及び定性情報を整理し、発がん性の閾値有無の扱いに係る傍
26 証とする。

27 定量情報とは、Ames 試験の比活性値と染色体異常試験の D20 値のことであり、定性情
28 報とは、評価書等に記載されている様々な変異原性試験に関する情報（試験方法、条件、
29 「陰性」「陽性」判定結果等）及びそうした情報からの遺伝毒性（遺伝子障害性）に関する
30 コメント等である。

31 発がん性は不明でも、強い変異原性がある物質や、Ames 試験 と染色体異常試験の両方
32 で強い陽性が示されている物質など、変異原性に関する情報については、対象物質の有害
33 性調査指示の必要性やその有害性調査の中身について検討をする際に必要とされ、使用さ
34 れると考えられる。

35 36 II.1.3.4 発がん性

37 評価Ⅱでは、「発がん性」について定性的な情報と定量的な情報を収集し、検討を行う。

1 (1) 定性的な発がん性情報（既往の評価書の判断）

2 定性的な発がん性の情報とは、IARC 等の各評価機関の発がん性に関する分類結果と、
3 閾値に関する情報（遺伝毒性の有無など）を含む既往の評価書の発がん性に関する判断で
4 ある。

5

6 (2) 定量的な発がん性情報

7 発がん性の定量的な情報は、閾値がないと考えられる場合、U.S. EPA の IRIS¹において、
8 スロープファクター（SF: Slope Factor）やユニットリスク（UR: Unit Risk）が導出され
9 ていることがあるため、これを確認する。環境省「環境リスク評価」では、第2巻におい
10 て6物質、発がん性の定量評価を行っている。また、第3巻においては発がん性の定量評
11 価が必要な物質ということで4物質をあげている。

12 また、近年、日本としても有害大気汚染物質の優先取組物質に関して、閾値のない発が
13 ん性をエンドポイントとした指針値が定められており、UR を求めていることがあるため、
14 優先取組物質として考慮されている物質については、こうした指針値設定に関する情報も
15 調査範囲とする。

16 なお、発がん性が疑われている場合で定量的なデータがないときは、後述するデフォル
17 ト値（SF: $0.34[(\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1}]$ 、UR: $1.95 \times 10^{-4}[(\mu \text{g}/\text{m}^3)^{-1}]$ ）を用いてリスク評価を行う。

18 発がん性の有害性評価値は、許容できるリスクレベルを 10^{-5} とした時の実質安全量
19 （VSD: Virtually Safe Dose）とし、以下の式で求められる。

20

21 SF(あるいは UR)と暴露量とリスクの関係

$$\text{リスク} = \text{SF (or UR)} \times \text{暴露量} \quad \text{式 II-8}$$

22 VSD は許容できる暴露量

$$\text{VSD} = \text{許容できるリスク} \div \text{SF (or UR)} \quad \text{式 II-9}$$

23

24 また、変異原性も陰性で、閾値があると考えられる発がん性の場合、動物試験等から
25 N(L)OAEL が求められていることがある。この場合は、一般毒性と同様にして、不確実
26 係数積に「影響の重大性」の10倍をさらに追加し、発がん性の有害性評価値としてリス
27 ク評価に用いる。

28

29 (3) 発がん性の有害性評価値の採用ルール

30 発がん性の有害性評価値は、経口経路と吸入経路の経路別に選択し、経路別に評価を行
31 う。ただし、暴露経路が片方のみであることが明白な場合、その暴露経路のみの評価を行
32 う。いくつかの定量情報が得られた場合、以下のルールに従い、値を選択する。

33 1. UR や SF については、基本的に、国内で定めた値（有害大気優先取組物質の指針値
34 等を求めるために導出されたものなど）を優先する。あるいはそれを定めた年代が新

¹ <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/compare.cfm>

1 しい方を優先する。
2 2. どちらかの経路の値しか得られない場合、この値を用いて両方の経路の評価を行う(得
3 られない方にデフォルト値を用いることはしない)。これは閾値ありの場合もなしの場
4 合も同様とする。

5

6 (4) 発がん性のリスク評価に用いるデフォルト値

7 発がん性など閾値がないと考えられる影響については、許容できるリスクレベルを設定
8 し、VSD を求め、これを有害性評価値としたリスク評価を行うことができる。しかし、固
9 有の経口 SF や吸入 UR が求められていない物質をリスク評価するため、SF 及び UR につ
10 いて以下のようにデフォルト値を設定した。

11 なお、SF や UR を用いる手法ではなく、食品中に低レベルで存在する毒性未知物質の
12 リスク評価手法として考えられてきた毒性学的懸念の閾値 (Threshold of Toxicological
13 Concern, TTC) の考え方も適用の可能性がある。しかし、TTC 原則の適用に当たっては、
14 ヒトが直接経口摂取することが前提であり、信頼できる暴露データが不可欠となっている。
15 すなわち、TTC の適用では、推定暴露量は可能な限り完全で正確であるか、あるいは過小
16 評価の可能性を考慮して十分な安全率を持つことが重要であるとされており、本スキーム
17 における暴露評価手法とは必ずしも合致しない。このため、本スキームにおいては、TTC
18 の値を用いることはせず、TTC 導出の際に検討されたような類似のアプローチを用い、デ
19 フォルト値を設定することとする。

20

21 ① 許容できるリスクレベル

22 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
23 スクレベルを設定する必要がある。我が国において初めてリスク評価を行って設定された
24 水道水質基準 (平成 4 年) は、世界保健機関(WHO)の飲料水ガイドラインの改定に沿い、
25 生涯過剰発がんリスクを 10^{-5} (10 万人に 1 人がその物質が原因で発がんすると考えられる
26 確率) として求められた。

27 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
28 関係者から意見を聴取し、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
29 が提示された。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
30 れら関係者の意見や大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
31 の分野で既に採用されているリスクレベル、自然災害等のリスク等も勘案し、総合的に検
32 討した結果、生涯リスクレベル 10^{-5} を当面の目標に有害大気汚染物質対策に着手していく
33 ことが適当とされ、平成 8 年 10 月、第二次答申としてとりまとめられた。」と記載されて
34 いる¹。そして、ベンゼンの環境基準値 (平成 9 年) は、目標とするリスクレベルを 10^{-5}
35 として決められた。その後、有害大気汚染物質の優先取組物質のうち、塩ビモノマー、ニ
36 ッケル、1,3-ブタジエン、1,2-ジクロロエタンが、閾値のない発がん性物質として、リスク

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

1 レベルを 10^{-5} として指針値が設定されている。
 2 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} が適切と考えられ、
 3 これに基づき求めた VSD を有害性評価値とした。

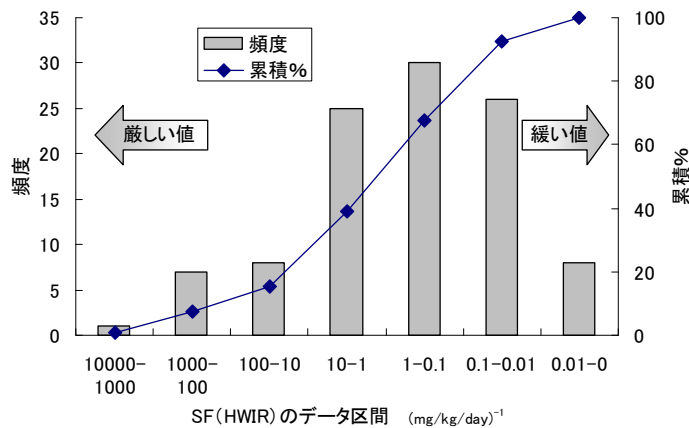
4

5 ② 実質安全量の算出のための SF 及び UR のデフォルト値

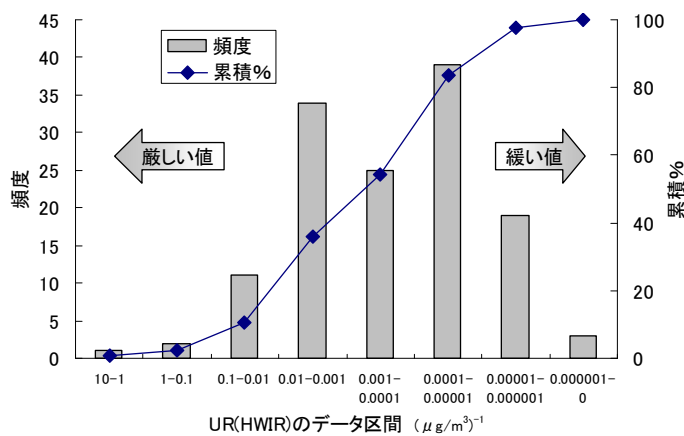
6 SF や UR のデフォルト値を設定するにあたっては、入手可能な情報から検討を行った。
 7 すなわち、米国 EPA の IRIS、同じく EPA の Office of Solid Waste が提供している
 8 「Hazardous Waste Identification Rule (HWIR)」のためのデータコレクション¹である。
 9 これらで評価され、値が求められている発がん性物質の SF や UR の値から、頻度分布を
 10 調べ（一例を図表 II-5 に示した）、物質数の最も多いリストの中央値を採用することとし
 11 た（非意図的生成物であるダイオキシン類についてはリストから除いている）。

12 デフォルト値を設定するにあたっては、厳しい方からの 5%ile あるいは 10%ile を採用
 13 する人が多いが（いくつかの%ile の値については図表 II-6 に示した）、ここでは安全側
 14 を見込みすぎないということを考慮し、中央値とした。その結果、デフォルト SF は 0.34
 15 $[(\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1}]$ 、デフォルト UR は $1.95 \times 10^{-4} [(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}]$ となった。

16



17



18

19

図表 II-5 SF (上) 及び UR (下) の頻度分布の一例

¹<http://www.epa.gov/osw/hazard/wastetypes/wasteid/hwirwste/sab03/vol2/2-chap15.pdf>

1

図表 II-6 SF 及び UR のパーセンタイルの値

SFあるいはUR データソース	経口SF-食物 & 土壌			経口SF-水		吸入発がんSF or 吸入UR				
	経口SFs EPA- HWIR	ベンチマーク CalEPA	経口SF EPA-IRIS	経口SFs EPA- HWIR	飲料水UR EPA-IRIS	吸入SF EPA- HWIR	ベンチマーク CalEPA	大気最適UR EPA+CalEP A	ベンチマーク CalEPA	大気UR EPA-IRIS
単位	(mg/kg/d) ⁻¹	(mg/kg/d) ⁻¹	(mg/kg/d) ⁻¹	(mg/kg/d) ⁻¹	(ug/L) ⁻¹	(mg/kg/d) ⁻¹	(mg/kg/d) ⁻¹	(ug/m ³) ⁻¹	(ug/m ³) ⁻¹	(ug/m ³) ⁻¹
全物質数	105	75	86	103	81	43	97	134(うち73は CalEPA)	122	46
10%ile	0.0118	0.0222	0.0093	0.0114	2.5E-07	0.0068	0.039	0.0000433	6.17E-06	0.0000034
25%ile	0.062	0.087	0.05	0.0615	0.000013	0.069	0.13	0.00002125	0.000024	0.0000075
50%ile	0.34	0.34	0.295	0.34	0.0000083	0.4	1.2	0.000195	0.00029	0.0001
90%ile	32.7	16	7.15	21	0.00036	17	72.6	0.01071	0.0127	0.00945

注) ダイオキシン類の値は除いた

略語 SF : Slope Factor 発がんスロープファクター(摂取量1[mg/kg/day]当たりの発がんリスクの増分)

UR : Unit Risk ユニットリスク(環境大気1[ug/m³]あるいは環境水1[ug/L]当たりの発がんリスクの増分)

EPA-HWIR : U.S.EPAのHazardous Waste Identification Rule(有害廃棄物確認規則)

EPA-IRIS : U.S.EPAのIntegrated Risk Information System

CalEPA : California EPA カリフォルニア州EPA

VSD : Virtually Safe Dose 実質安全量

2

3 U.S.EPA の IRIS 及び HWIR で設定されているベンゼンの SF は 0.029 であり、今回採
4 用したデフォルト値はそれよりも 10 倍以上厳しい値となっている。前述したが、有害大
5 気汚染物質の優先取組物質のうち、塩ビモノマー、ニッケル、1,3-ブタジエン、1,2-ジクロ
6 ロエタンが、閾値のない発がん性物質として指針値が設定されており、それらが採用した
7 UR で、今回設定したデフォルト値よりも厳しい値はニッケルのみであった (図表 II-7)。

8

図表 II-7 本スキームのデフォルト値と有害大気汚染物質との比較

物質	SF [(mg/kg/d) ⁻¹]	UR(×10 ⁻⁶) [(ug/m ³) ⁻¹]	VSDあるいは規制値※1		備考
			[mg/kg/day]	[ug/m ³]	
本スキームの デフォルトCSF	0.34		0.000029		VSD
本スキームの デフォルトUR		195		0.051	VSD
ベンゼン	0.029	3~7	0.0004※2	3	環境基準
塩ビモノマー		1.1		10	指針値
1,3-ブタジエン		4.0		2.5	指針値
1,2-ジクロロエタン		6.1		1.6	指針値
ニッケル		380		0.025	指針値

※1 リスクレベルはいずれも10⁻⁵

※2 水質基準0.01mg/Lから、飲水量2L/d、体重50kgとして算出

9

10

11 リスクレベルを 10⁻⁵ とした時の VSD を上述のデフォルト値から求めると、経口で 2.9
12 ×10⁵[mg/kg/day]、吸入で 5.1×10² [μg/m³] (摂取量換算: 2×10⁵[mg/kg/day]) となる。

13 なお、前述した毒性学的懸念の閾値(TTC)の設定においても、現存する入手可能な毒性
14 データを解析してそれぞれの段階の値を得ており (例えば、発がん性試験から、試験匹数
15 の半数が発がんする量の分布を求め、100 万人に一人の VSD を導出する等)、本スキーム
16 のデフォルト設定の考え方と矛盾するものではなく、得られた値も類似したものとなっ
17 ている。TTC の判断樹における最も厳しい値は、上述の 100 万人に一人の VSD にあたる
18 0.15[μg/day] (0.003[μg/kg/day]=3×10⁻⁶[mg/kg/day]) であり、これは、アフラトキシン
19 様、アゾキシあるいは N-ニトロソ化合物ではない場合であって、潜在的な遺伝毒性の懸念
20 を引き起こす構造アラート (DNA を損傷させる性質を持つことが知られるエポキシド群
21 など) を有している物質に対し適用される。次に厳しい値として、非必須金属または金属

1 化合物、あるいはダイオキシン類ではない場合で、潜在的な遺伝毒性の懸念を引き起こす
2 構造アラートがない場合、推定摂取量が $TTC\ 1.5[\mu\text{g}/\text{日}]$ ($0.03[\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}] = 3 \times$
3 $10^{-5}[\text{mg}/\text{kg}/\text{day}]$) を超えるかどうか判断の基準となる。

4

5 II.2 生態に対する有害性評価

6 本編に記載したように、生態に対する有害性評価は、第三種監視化学物質を対象に、水
7 生生物及び底生生物に対して行う。水生生物については評価 I から、底生生物に関しては
8 評価 II から行う。ここでは、水生生物のリスク推計 I 及び II に用いる不確実係数(UF)及び
9 不確実係数積(UFs)についてと、底生生物の有害性評価値である PNEC_{sed} の詳細につい
10 て記載する。

11

12 II.2.1 水生生物の有害性評価

13 II.2.1.1 有害性に用いる不確実係数（水生生物）

14 水生生物の有害性評価は、評価 I から慢性（水生生物の慢性毒性は長期毒性ともいう。）
15 毒性試験結果があればこれを採用することとしている。

16 新規化学物質由来の第三種監視化学物質の場合では、藻類、ミジンコ、魚類の3種の生
17 物の急性毒性試験データと、慢性毒性に相当する藻類の生長阻害試験データ（72hNOEC）
18 がある。藻類の試験は通常 72 時間で行われるが、この短い時間に世代交代が含まれてい
19 ることから、一つの試験で急性毒性値(EC50 値)と慢性毒性値(NOEC 値)の両者が得られる
20 ためである。

21 また、既存化学物質由来の第三種監視化学物質の場合、急性毒性の値が無く、慢性毒性
22 値しか得られないというケースはまずあり得ない。これは、急性毒性試験を行って得た急
23 性毒性値を参考にして、慢性毒性試験の濃度設定を行うためである。したがって、慢性毒
24 性が3種、2種、1種あるという場合の不確実係数積(UFs)は、通常、急性毒性がある程
25 度得られているという前提で決定されている。

26 本リスク評価スキームでは、採用する毒性試験に合わせた不確実係数(UF)を用いること
27 になる。基本的に、EU-TGD の考え方も取り入れ、以下の基準で UF を決定することとし、
28 図表 II-8 にまとめた。

29

30 ① 異なる 2 つ以下の栄養段階における急性毒性試験結果を用いる場合、種差等を考慮して

31 UF : 10

32 ② 急性毒性試験結果から慢性毒性値への推定には UF : 10

33 ③ 長期毒性試験結果が 1 つある場合は、種差を考慮して UF : 10

34 ④ 異なる 2 つの栄養段階における長期毒性試験結果を用いる場合は、種差を考慮して

35 UF : 5

36 ⑤ 室内試験の結果を野外へ適用することについて UF : 10

1 海洋の水生生物の評価では、NITE 初期リスク評価書と同様、淡水生物と感受性が同等と
2 仮定する。

3 図表 II-8 本調査における水生生物の生態影響評価における UF 及び UF_s

異なる栄養段階の水生生物に対する 採用毒性値	種間外挿 UF	急性から 慢性への UF	屋内から 野外への UF	UF _s
急性毒性試験の L(E)C ₅₀ が 2 データ以下の場合	10	10	10	1000
急性毒性試験の L(E)C ₅₀ が 3 データある	—	10	10	100
長期毒性試験の結果が 1 データある場合の 最小 NOEC	10	—	10	100
長期毒性試験の結果が 2 データある場合の 最小 NOEC	5	—	10	50
長期毒性試験の結果が 3 データある場合の 最小 NOEC	—	—	10	10

4
5 急性毒性が 2 データ以下の場合に、不確実係数積を最大の 1000 としているが、評価 II
6 においては、新たな情報源を調査し、信頼性の高い情報が得られれば、1000 以下になるこ
7 ともあり得る。

8 国際機関等で採用されている水生生物の PNEC 算出のための UF_s については図表 II-9
9 に示した。第三種監視化学物質の中で、特に新規物質は藻類・ミジンコ・魚類の急性毒性
10 試験値のみが得られている場合がほとんどであり、その場合、EU¹では 1000、OECD²で
11 は 100 になる。

12 なお、環境省の環境リスク評価及び NITE 初期リスク評価書で用いられている UF_s は、
13 OECD を参考にして設定されている。

14 図表 II-9 各国際機関における水生生物の生態影響評価における UF_s

異なる栄養段階の水生生物に対する 採用毒性値	OECD	EU-TGD	ECETOC	EPA (OPPT/ TSCA)
急性毒性 L(E)C ₅₀ が 1 データのみ	1000	—	—	1000
急性毒性 L(E)C ₅₀ が 3 データある	100	1000	200	100
長期毒性試験の NOEC が 1 データのみ	—	100	—	—
長期毒性試験の NOEC が 2 データあり	—	50	5	—
長期毒性試験の NOEC が 3 データあり	10	10	—	10
種の感受性分布方法が適用できる	—	5~1 case by case	—	—
フィールドデータあるいはモデルエコシ ステムのデータがある	—	case by case	1	1

15
16
17

¹ ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, Chapter 3, 3.3.1.1, pp.101

² OECD(1992) Report on the OECD Workshop on the Extrapolation of Laboratory Aquatic Toxicity Data to the Real Environment. Environment Monograph no.59

1 II.2.2 底生生物の有害性評価

2 底生生物の評価は、EU-TGD の考え方を参考に、「底質への移行・蓄積が予想され、底
3 生生物に対する毒性評価が必要な物質」に対して評価Ⅱから行うこととしている。具体的
4 には、 $\log K_{ow} \geq 3$ の物質を選定し、評価する。ただし、 $3 \leq \log K_{ow} < 5$ の物質に関しては
5 底質中の間隙水の評価であり、 $\log K_{ow} \geq 5$ の物質に関しては、底質中の間隙水の評価に加
6 え、底質に吸着した物質の摂取による毒性の評価を行う必要がある。

7 EU-TGD には「大部分が底質に沈着又は吸着する可能性のある物質については、底生
8 物に対する毒性を評価しなければならない。さらに、海洋水系において難分解性であるこ
9 とがわかっており、底質に経時的に蓄積すると考えられる物質については、海底質影響評
10 価を行う必要がある。一般に、 $K_{oc} < 500 \sim 1000$ [L/kg]の物質は、底質に吸着する可能性
11 が低い。試験の対象とする物質を絞り込むため、 $\log K_{oc}$ 又は $\log K_{ow} \geq 3$ を底質影響評価
12 におけるトリガー値とすることもできる。」と記載されている¹。すなわち、 $\log K_{oc}$ 又は
13 $\log K_{ow} \geq 3$ を底質影響評価におけるトリガー値としているが、 $\log K_{ow}$ が 3~5 の物質は、
14 底質中の間隙水の評価を行っており、 $\log K_{ow} \geq 5$ の物質は間隙水に加え、底質に吸着した
15 物質による毒性の評価を行うものとなっている。

16 EUでは、 K_{oc} あるいは K_{ow} の両方が基準に採用されているが、一般的に工業化学品に対
17 して $\log K_{oc}$ の実測値は入手がきわめて困難である。したがって、本スキームにおいては、
18 $\log K_{ow}$ を基準として用いる。

19 国内の状況としては、環境省の既存物質点検事業²において、平成16年度からOECDのテ
20 ストガイドライン218にしたがって底生生物に対する毒性試験が開始されている。現時点で
21 は試験が実施されている物質名や毒性データは公開されておらず、試験データは入手でき
22 ないが³、今後入手できた場合には、基本的に水生生物の場合と同様に、底生生物の評価を
23 行う。UFの設定に関しては、基本的に水生生物の場合と同様で、米国TSCA及びEU-TGD
24 を参考にして行う。ただし、水生生物の場合、「異なる栄養段階」のデータ数によりUFが変
25 わるが、底生生物では、「異なる生息・食餌条件」での底生生物の毒性データを採用してUFs
26 を設定する。参考とする米国TSCAの新規化学物質の審査における底生生物の毒性値のクラ
27 イテリアでは、急性毒性EC50が1[mg/L]及び慢性毒性NOECが0.1[mg/L]という場合が高懸
28 念濃度となっていることから⁴、底生生物の急性慢性毒性比(ACR)を10とおいていることが
29 わかる。また、EU-TGDでは、慢性毒性試験結果の有無により、UFが設定されている。

30 前述したように通常、底生生物に対する毒性データが取得されている物質は極めて少な
31 い。したがって何らかの方法で底生生物に対する無影響濃度、すなわちPNEC_{sed}を推定す
32 る必要がある。EU-TGDや米国EPAではデータの欠落を補うため、スクリーニングアプ
33 ーチとして平衡分配法(Equilibrium Partitioning Method)を提案している。また、AIST詳

¹ ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, Chapter 3, 3.5, pp.110-114

² 「化学物質の生態影響試験について」

³ 現在、環境省が底質毒性試験に採用している OECD のテストガイドライン 218 では、試験の対象とし
て、強く底質に吸着する物質（例えば $\log K_{ow} > 5$ ）とあるため、当面 $\log K_{ow} = 5$ 前後以上の物質を目安
としているようである

⁴ Eastern Research Group, Inc. (2001) Revised Draft New Chemicals Decision Guidelines Manual.
Prepared for U.S. EPA, OPPT. EPA Contract No. 68-W6-0022.

1 細リスク評価書シリーズの『5 短鎖塩素化パラフィン』の第V章4.に記載された底生生物
2 に対する評価においても、EUのこの考え方が採用されている。さらに、このスクリーニン
3 グの結果は、底生生物を用いた全底質試験を実施するかどうかを決めるトリガーとするこ
4 とができる。すなわち、平衡分配法でPEC/PNEC比が >1 となれば、底質添加による底生
5 生物試験を行う必要があるとされている。

6 評価Ⅱでは、底生生物の毒性試験データが得られない場合の代替措置として平衡分配法
7 を採用する。本編にも記載したが、この方法では以下を仮定している。

8

9 (ア) 底生生物と水生生物は化学物質に対する感受性が同等である。

10 (イ) 底質中濃度、間隙水中濃度、底生生物中濃度間が平衡状態にある。

11

12 さらに、EU-TGD では、 $\log K_{ow} \geq 5$ の場合、底質に吸着した物質の摂取を考慮し、不
13 確実係数 (EU-TGD では assessment factor) として 10 を加味するとしている。つまり、
14 $5 > \log K_{ow} \geq 3$ の場合で求めた PNEC_{sed} の値を 10 分の 1 にするということになる。

15 以上の仮定のもと、PNEC_{water} を底質と水の間での分配係数を用いて底質中の濃度に換
16 算し、これを PNEC_{sed} とする。PNEC_{sed} は底質の乾燥重量あたりの化学物質濃度であ
17 る。

18

19

1 III. 排出量推計手法

2 すべての監視化学物質について、一律にリスク評価するためには、化学物質がどのくら
3 いの量で環境に出て行くか（排出量）を把握しなければならない。

4 これを正確に把握するためには、監視化学物質の製造者、輸入者の情報に限らず、その
5 出荷先のサプライチェーン全体について、監視化学物質がどこでどのように取り扱われ、
6 どのように環境中へ排出されているかの情報が必要である。

7 しかし、化審法の監視化学物質の多くについてはそのような情報は得られておらず、ま
8 た仮にそのような情報を収集するとなると、行政および産業界は多大なコスト・時間を費
9 やすことになる。

10 そこで、本評価スキームでは段階的な評価手法を採用することで、物質の数を絞り込む
11 ことにより、全体としてのコスト・時間の効率化を図っている。このことは排出量推計に
12 おいても同様である。

13 排出量推計に用いられる限られた情報として、化審法上の製造数量等の届出情報がある。
14 監視化学物質について届け出られる情報は、基本的に「製造事業所別製造量又は輸入事業
15 者別輸入量」と「都道府県別・用途別出荷量」と「監視化学物質の用途（機能別分類）」で
16 あり、この限られた情報から暴露評価を行わなければならない。

17 そのため、本スキームでは、これらの届け出られた製造・輸入量あるいは出荷量に、あ
18 らかじめ設定した「排出係数」を乗じて排出量を推計する手法を用いている。この手法は、
19 化審法届出情報に合わせて、EU の手法を改良したものをを用いている。また、EU の手法
20 にわが国の排出実態を反映させるため、PRTR 情報からの排出の知見を考慮し、また用途
21 分類については可能な限り国際整合性をとっている。

22 また、絞り込まれた物質が PRTR 対象物質である場合には、PRTR 情報も利用すること
23 としている。

24

25 ここでは、本編の内容を補足する形で、まず排出量推計の基本的な考え方（排出シナリ
26 オと排出量の算出方法、PRTR 情報の利用）を述べ、続いて、それらの技術的な部分につ
27 いての詳細を述べる。

28

29 III.1 基本的な考え方

30 本スキームにおける「排出量」とは、監視化学物質の製造、使用、その他の取扱いの過
31 程において環境に排出される量と定義する¹。

32 具体的には、煙突や排水口からの排出だけでなく、パイプの継目からの漏出や塗装溶剤
33 の蒸発など考えられるあらゆる排出を含むことにする。ただし、工場の爆発、火災等の事

¹ PRTR 対象物質の場合は定義が以下のように異なる。第一種指定化学物質等の製造、使用その他の取扱いの過程において変動する当該第一種指定化学物質の量に基づき算出する方法その他の主務省令で定める方法により当該事業所において環境に排出される第一種指定化学物質の量として算出する量をいう。（化管法第5条より）

1 故に伴う排出は本スキームの対象としていない。
2 本スキームでは、化審法届出情報を用いて監視化学物質の排出量を推計するために、
3 i) 排出シナリオ¹と ii) 排出量の算出方法の 2 つを設定している²。また、その他に iii) 段
4 階的に詳細な情報(PRTR 情報など)を利用するという考え方を導入している。

5

6 ① 排出シナリオの設定

7 a) 排出源の設定・・・監視化学物質の排出源は、製造、調合、使用及び廃棄に至るライ
8 フサイクル全体を仮想的に網羅した形で設定される。ライフサイクルを考慮すること
9 により、リスク評価後のリスク管理の選択肢の幅を増やすことになる。監視化学物質
10 の排出源の情報として、用途、使用工程、排出経路、排ガス・排水処理設備の設置の
11 有無、事業所規模、業種などをできる限り詳細に設定することで排出源はより明確に
12 設定されることになるが、本スキームでは「製造」と「出荷先」というライフサイク
13 ルの情報と「用途」の情報を用いた「仮想的な排出源」を設定している。

14 b) 地理的分布の設定・・・監視化学物質の排出源を設定したら、排出源がどこで、どれ
15 くらいの数で分布しているかという「地理的分布」を設定する。本スキームでは、化
16 審法届出情報から製造事業所については正確に把握できるものの、出荷先事業所につ
17 いては、「出荷先都道府県」の情報しかなく、地理的分布を正確に推計することはでき
18 ない。そのため、本スキームでは、「出荷先都道府県」の解像度での地理的な分布状況
19 を捉えることにしている。

20 c) 時間軸の設定・・・監視化学物質の排出源と地理的分布を設定したら、排出の時間的
21 な変化を設定する。本スキームでは、基本的に直近年の排出源の種類、地理的分布が
22 今後も変わらないまま排出し続けた場合を仮定する。しかし、監視化学物質によっ
23 ては、過去に大量に製造されたが、現在は少量しか製造されていないような場合がある
24 ため、その際は排出量推計において時間軸を考慮する。

25

26 ② 排出量の算出方法の設定

27 排出シナリオに合わせて対象となる監視化学物質の排出量を算出する。本スキームでの
28 排出量とは、最初の排出先である環境媒体への排出量であり、環境挙動・環境中運命は取
29 り扱わない。排出量の算出の際には、製造量や供給量、使用量や取扱量といった監視化学
30 物質の量に関する情報が必要である。本スキームでは、製造量又は出荷量を用いる。

31 また、排出量の算出方法には、物理化学的性状、物質収支（取扱量－製品中への含有量
32 －廃棄量）、実測、排出係数、物性値等を用いた工学的な計算、専門家判断などから求める
33 方法がある^{3,4}。本スキームでは EU の手法に倣い、排出係数を用いる手法とした。また、

¹ ここでは、後述の a)～c)の事項を組み合わせて設定することを「排出シナリオ (Emission Scenario)の設定」と定義する。

² 化学物質の環境への排出量を推計する手法について、OECD から公表されている「Guidance Document on Emission Scenario Documents」を参考にした。

³ 経済産業省・環境省, PRTR 排出量等算出マニュアル第 III 版

⁴ OECD(2006) ENV/JM/MONO6 OECD SERIES ON TESTING AND ASSESSMENT Number 52 COMPARISON OF EMISSION ESTIMATION METHODS USED IN POLLUTANT RELEASE AND

1 暴露評価の対象（ヒト、生態）や局所評価と広域評価の目的に合わせ、排出経路（排出先
2 の環境媒体（大気、水域）毎にそれぞれ排出量を推計する。

3 本スキームにおける排出量の精度は、上述の事項①a)～c)に関連した情報に依存するこ
4 とに留意する必要がある。特に、「a) 排出源の設定」、「b) 地理的分布の設定」においては
5 「用途」と「用途ごとの出荷先」に関して事業者が届け出た情報の精度に依存する。

6

7 ③ 段階的に詳細な情報を利用する考え方

8 化審法届出情報に基づいて推計された排出量と PRTR 情報ではそのデータの質が異な
9 る。ここでは、この 2 つの情報を利用する考え方の主な違いを述べる。

10 評価 I、II、III で共通に用いられる化審法届出情報に基づく排出量推計手法では、製造・
11 輸入量という国内で監視化学物質が取り扱われる総量がわかっており、その内、環境への
12 排出量をサプライチェーンの川上側から順に推計する手法である。化審法届出情報では川
13 下事業者の裾野がどの程度広がっているかの把握は困難であるため、本スキームでは実在
14 しない用途別都道府県別の「仮想的排出源」という考え方を採用している。この考え方は、
15 「仮想的排出源からの排出によるリスクが懸念されないのであれば、実在する排出源がそ
16 れ以上の数に広がっていたとしても、個々の排出源の排出量は仮想的排出源の排出量より
17 必ず小さくなるため、リスクは懸念されないと判断してよい」というものである。これは
18 情報の限られた監視化学物質を一律に、効率的に評価することを目的とした方法であるこ
19 とによる。

20 一方で、評価 II 以降から用いられる PRTR 情報は、PRTR 届出情報に限れば、化学物
21 質を取り扱っている個々の事業所が算出した環境への排出量の集まった情報であることか
22 ら、実在する排出源からの排出によるリスクを評価することになる。

23 以上のような考え方で、本スキームでは段階的に詳細な情報がある場合には利用してい
24 く手法となっている。

25

26 III.2 排出シナリオ

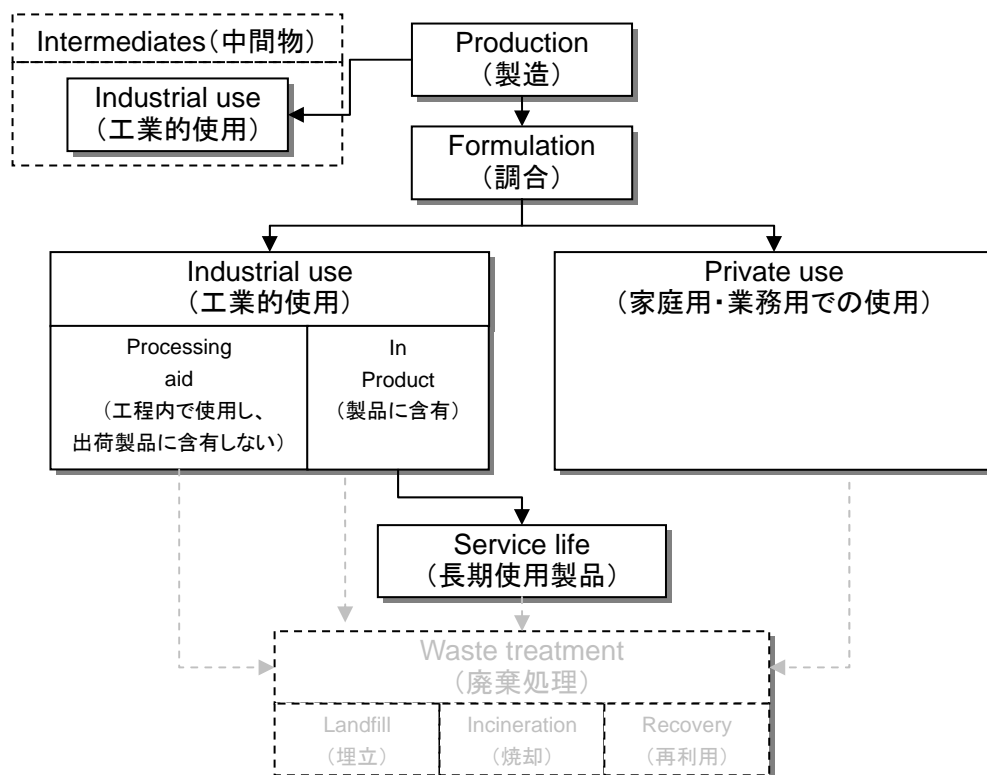
27 III.2.1 監視化学物質のライフサイクル

28 III.2.1.1 ライフサイクルの概念とライフステージ

29 EU において整理されている化学物質のライフサイクルの概念図を基にした監視化学物
30 質のライフサイクルの概念図を図表 III-1 に示す。また、図表 III-1 にある「Production」、
31 「Formulation」、「Industrial use」、「Private use」、「Service life」及び「Waste treatment」
32 のそれぞれを「ライフステージ」と称する¹。

TRANSFER REGISTERS AND EMISSION SCENARIO DOCUMENTS: CASE STUDY OF PULP
AND PAPER AND TEXTILE SECTORS

¹ OECD(2000)ENV/JM/MONO(2000)12 OECD Series on Emission Scenario Documents Number 1
Guidance Document on Emission Scenario Documents では「Industrial use」は「processing」、「Private
use」は「(or use in the household)」、「Waste Treatment」は「recovery/disposal」とある。「Service life」



図表 III-1 監視化学物質のライフサイクル及びライフステージ

化審法の製造数量等の届出制度で得られる監視化学物質のライフステージに関する情報は、「製造」と「出荷先」のみである。

そこで、本スキームでは「製造」を EU における「Production」に対応させ、「出荷先」を「Formulation」、「Industrial use」、「Private use」、「Service life」の4つのライフステージに分けることで、5つのライフステージを考慮することとしている。そしてこれらライフステージを以下のように日本語で表している。

- ・ 「Production」・・・製造段階
- ・ 「Formulation」・・・調合段階
- ・ 「Industrial use」・・・工業的使用段階
- ・ 「Private use」・・・家庭用・業務用¹の使用段階
- ・ 「Service life」・・・長期使用製品の使用段階

また、化審法の届出情報には、EU における「Waste treatment」の情報は含まれていないと考えるのが妥当である。

なお、図表 III-1 に示した合成原料や中間体などを表す「Intermediates」は、別の化学物質に変化することでライフサイクルを終えるという特徴を持ち、EU において別途ライ

は存在しない。

¹ ガイダンス本編では「家庭用等」と略されている。

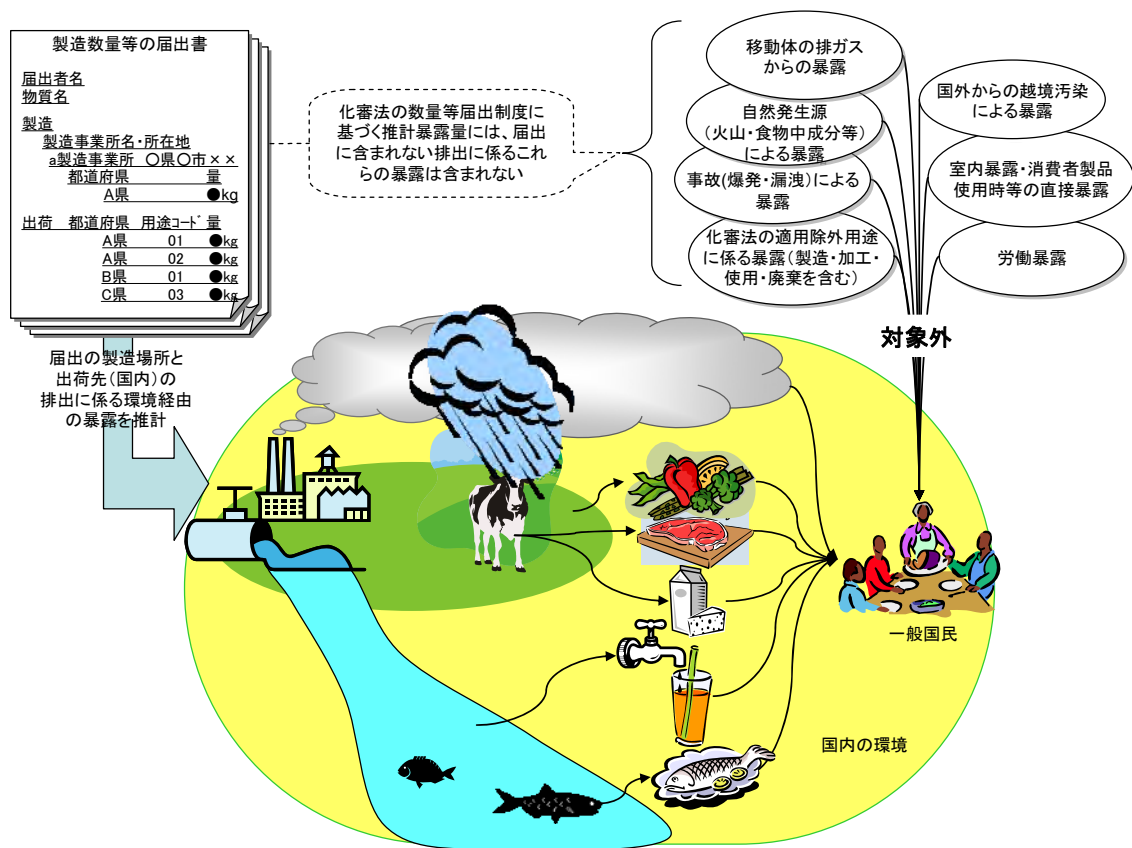
1 フサイクルが検討されている(図中の点線囲い箇所)。これを化審法に当てはめて考えると、
 2 新規化学物質の審査において「中間物」を別途扱っている¹ことと同義と考えられ、監視化
 3 学物質のリスク評価においても別途考えることが妥当である。

4

5 III.2.1.2 対象としていないライフステージ

6 図表 III-2 に示した暴露評価の範囲にあるように、化審法の製造数量等の届出制度の情
 7 報に基づく排出量推計手法では、化審法の対象としていないライフステージや排出源は対
 8 象外となる²。

9 したがって、自然発生源からの排出、自動車などの移動体に用いる燃料の燃焼生成に伴
 10 う排出、工場の事故時の排出などは含まれない。さらに、化審法第 40 条に基づく医薬品
 11 や農薬といった化審法の適用除外となる用途³にも用いられている場合、それらの用途分の
 12 各ライフステージからの排出は対象としていない。



13

14 図表 III-2 化審法の数量等届出制度に基づく暴露評価の範囲 (本編 7.1.4 図 7-3 再掲)

¹ 法律第 3 条第 1 項第 4 号の規定に基づく確認 (中間物、閉鎖系等用途、輸出専用品に係る事前確認)
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/shinki_todokede.html#cyuukan

² 評価Ⅱ以降で PRTR 情報が利用可能な場合は、化審法で対象としていない排出分が含まれることがある。詳細は、後述の「III.4.2 化審法と化管法 PRTR 制度の対象範囲」を参照されたい。

³ 第 40 条では、食品衛生法、農薬取締法、肥料取締法、飼料の安全性の確保及び品質の改善に関する法律、薬事法において規定されている用途について適用除外とされている。

1 また、監視化学物質のライフサイクルの中で、「Waste treatment (廃棄処理)」のライフ
 2 ステージからの排出、特に溶剤のリサイクル、あるいは紙やプラスチック、金属などの
 3 資材のリサイクル事業所からの監視化学物質の排出のシナリオは考慮されていない¹。

4 また、輸送時の排出については本スキームの対象としていない²。貯蔵時の排出について
 5 は各仮想的排出源からの排出に含まれていると解釈する。

6 輸入製品中に含まれる監視化学物質の排出は、製品輸入量や含有量、出荷先の情報が把握
 7 できないため考慮していない。

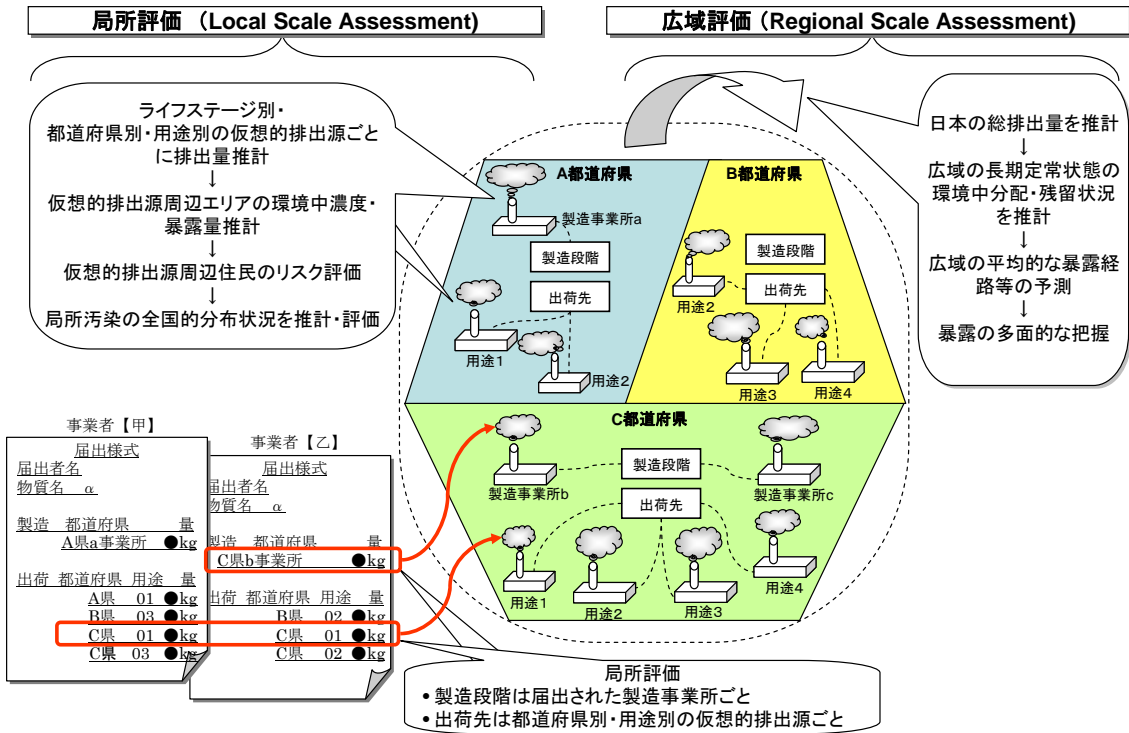
8

9 III.2.1.3 局所評価、広域評価との関係

10 本スキームで設定した監視化学物質のライフサイクルと広域評価、局所評価の関係を図
 11 表 III-3 に示す。

12 局所評価では、各ライフステージの各仮想的な排出源を点源として考慮する視点での評
 13 価であり、広域評価では、これらライフステージからの排出をまとめて、日本全体、ライ
 14 フサイクル全体としての排出量を考慮する視点での評価と見なすこともできる。

15



16

17 図表 III-3 ライフサイクルと広域評価、局所評価の関係 (本編 2.3.1 図 2-3 再掲)

18

1 このライフステージからの排出の大きさは把握できないため、評価 II 以降においては「その他の排出源」として知られている場合、定性的に言及する。
 2 EU REACH においても輸送時の排出は対象となっていない。(ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment, PartD. Exposure Scenario Building, p.23)

1 III.2.2 用途分類

2 化審法において、第二種及び第三種監視化学物質の国内出荷先での用途に関する情報の
3 届出は、「経済産業省関係化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律施行規則」第十条
4 2の様式第九において定められている¹。

5 本スキームでは、用途分類毎に排出シナリオ、排出係数を設定した。すなわち、用途分
6 類が製造・輸入業者によって届出された場合、自動的にその用途分類での監視化学物質の
7 たどるライフサイクルが仮定され、ライフステージ別環境媒体別の排出係数が設定され、
8 排出量が推計されることになる²。

9

10 III.2.2.1 新しい「用途分類」

11 これまでの監視化学物質の機能別分類は、リスク評価に用いることを前提に設定された
12 用途分類でなかった。そのため、個々の監視化学物質に独自の用途名称がつけられており、
13 物質横並びでの比較ができない状態であり、また名称が必ずしもリスク評価における排出
14 量推計に用いるには適切といえないものがあつた。

15 一般的に、用途に関する情報を届け出させる目的は、化学物質のリスク評価（排出量推
16 計）というよりも、用途に応じた管理（特定の用途のみの規制や指導など）を可能とする
17 ことである。現に米国の TSCA や EU においても用途規制が行われている。

18 本スキームでは排出量推計のために用いられる用途分類であるが、国内外の化学物質管
19 理における事業者の登録申請やサプライチェーン間（あるいは消費者まで）の情報伝達に
20 おける用語の整合化（ハーモナイゼーション）といった側面も同時に満たすことが求めら
21 れている。

22 そこで、機能別分類に代わる、新しい「用途分類」が NITE によって検討されている（後
23 述の図表 III-10 参照）。

24

25 (1) 定義

26 日本語で用いられる化学物質の「用途³」という語句には、その物質特有の性質（機能：
27 Function）を表す場合（例：染料）と、その機能を何に用いるかという用途（これを「使
28 用目的」という。）（例：繊維、プラスチック）を表す場合、その双方を表す場合（例：織
29 維用染料）がある。さらには、繊維やプラスチックといった素材が成形され（これを成形
30 品と呼ぶ）、その成形品を何に用いるか（例：繊維であれば、衣類、自動車用シート、カー
31 ペットなど）を表す場合もある。また、広範な使用目的に用いられる合成樹脂に多い場合

¹ 第十条 法第五条の三第一項、第二十三条第一項及び第二十五条の二第一項の経済産業省令で定める事項は、次のとおりとする。

- 一 監視化学物質の名称
- 二 監視化学物質の前年度の出荷数量
- 三 監視化学物質を製造した場合にあつてはその監視化学物質を製造した事業所名及びその所在地、監視化学物質を輸入した場合にあつてはその監視化学物質が製造された国名又は地域名

² 正確には、排出係数の設定には、さらに蒸気圧、水溶解度の値が加味される。

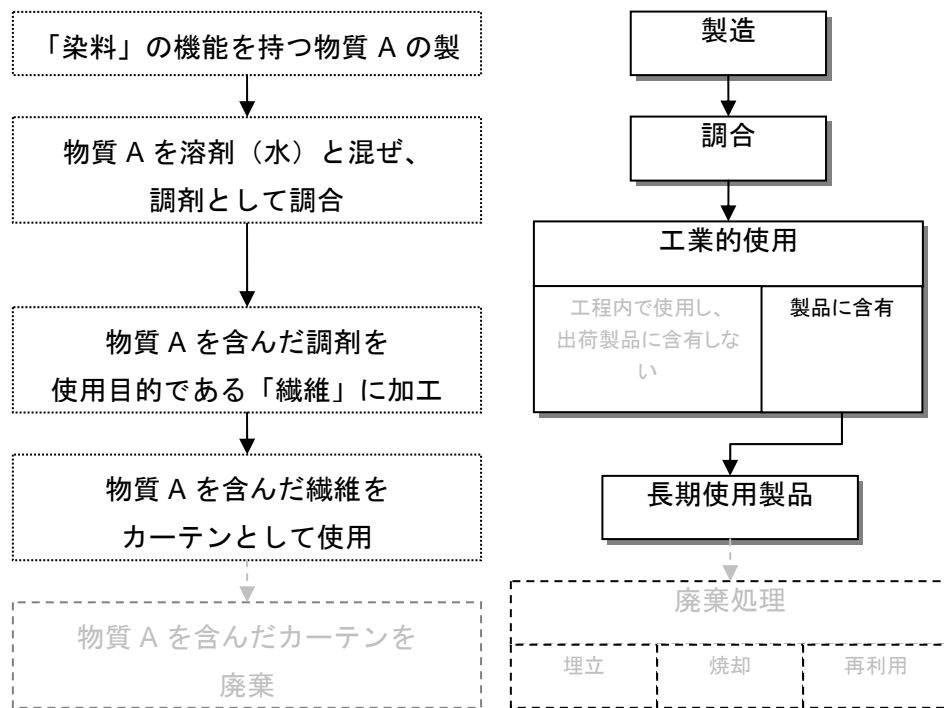
³ 用途は、OECD HPV プログラムでは「Use pattern」と呼ばれる。

1 として、使用目的名称でなく、合成樹脂の名称で表す場合（例：エポキシ樹脂用硬化剤）
2 がある。

3 リスク評価の観点で用途を捉えると、化学物質の機能は主に化学物質の構造や物理化学
4 的性状と関連し、また、有害性や環境中運命とも関係する。一方、使用目的は主に化学物
5 質の使われ方と関係するため、排出や暴露に関係する。そのため、用途分類を定義するに
6 あたっては、機能－使用目的の組み合わせで整理されることが望ましい。

7 NITE によって設定された新たな「用途分類」は、原則として、使用目的と機能を表す
8 分類となるように整理されている。ここでいう使用目的がどのライフステージでの使用目
9 的を指すかという点、図表 III-4 に例示したように、「調合段階」から「工業的使用段階」
10 又は「家庭用・業務用使用段階」へ出荷される際の調剤の使用目的として位置づけられて
11 いる。これは監視化学物質の用途ごとの排出量の違いは、「製造段階」や「調合段階」より
12 も「工業的使用段階」又は「家庭用・業務用使用段階」において顕著に現れることを想定
13 しているためである。

14 また、サプライチェーンのさらに先の成形品の種類毎にどのような化学物質が含まれて
15 いるかという情報が得られることが有用であることは確かである。しかし、届出の義務を
16 持つ製造・輸入業者がこれを得ることは困難であり、さらに仮に得られたとしても、すべ
17 ての化学物質、すべての用途に対して、排出実態（排出係数）を分けられるほどの科学的
18 知見を有していない。そのため、特定の用途を除いて¹、どのような成形品に用いられてい
19 るかの情報までを「用途分類」に含めていない。



20

21 図表 III-4 使用目的という用途のライフステージにおける位置付けの例

¹ (2)で後述されているが、船底に用いられる塗料（船底塗料）については「船」という詳細な情報の提出を求めている。

1 (2) 用途分類の設定方法

2 「用途分類」は、OECD HPV プログラムでも用いられている EU-TGD Use Category (UC)
3 と U.S. EPA の ChemUSES、経済産業省がこれまで3年に1度、承認統計として実施し
4 てきた「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」の「用途番号表」、化学工業日報社の
5 「新化学インデックス」¹を土台として設定されている。

6 まず、厳密には用途ではないが、「輸出用」という用途分類を設けた。これは輸出分
7 の国内環境への排出が無いことから、その量を除くためである。

8 次に、「中間物」という用途分類を設けた。これは出荷された化学物質が、出荷先で更に
9 化学反応を経て他の物質になる場合の用途の総称で、個別には合成原料や重合原料などを
10 指す。

11 さらに排出実態が大きく異なることから「溶剤」と「溶剤以外」に分けた。これは EU-TGD
12 の UC と大きく異なる点であるが、この考え方は、「用途分類」だけの特徴ではない。米
13 国の IUR (Inventory Update Rule)では、「溶剤」を排出実態の異なる3種類に分けており
14 ²、またわが国の VOC 排出量インベントリにおいても「溶剤」とそれ以外に分けており³、
15 これらと同様の考え方である。また、「溶剤」は、広範な汚染のあった第二種特定化学物質
16 であるテトラクロロエチレン、トリクロロエチレンの用途であるため、複数の用途分類に
17 分けられている。

18 さらに、第一種及び第二種特定化学物質であるトリブチルスズ化合物の用途についても、
19 広範な汚染の経験があり、また、他の「殺生物剤⁴」と排出形態が異なることを理由に、「殺
20 生物剤」の範疇である「防汚剤（漁網用・船底塗料用）」を1つの「用途分類」として抽
21 出している⁵。

22 もう1つの異なる点は、各家庭で広範に消費され、環境へ排出すると考えられる用途を
23 別扱いにし、「工業用」と「家庭用・業務用」に分けた点である。これらの用途からの排出
24 は、一般的な工場などの点源からの排出シナリオと分けてリスク評価を行うことから、別
25 扱いとしている。

26

27 (3) 用途分類の網羅性

28 「用途分類」は、これまでわが国で行われてきた化審法における分類や統計調査におけ
29 る分類、各産業界の代表的な書籍や OECD で用いられてきた分類をすべて網羅している。

30 具体的には、経済産業省の「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」に用いられて
31 いた分類と、化学工業日報社の「新化学インデックス」、EU-TGD UC を参考にして設定

¹ 化学工業日報社 (2009) 新化学インデックス 第3部機能別インデックス分類を参考とした。

² U.S. EPA (2006) Instruction for Reporting for the 2006 Partial Updating of the TSCA Chemical Inventory Database, p.4-13

³ 環境省 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリ検討会 (2008) 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリについて (報告), p.2

⁴ 「殺生物剤」という語句は新しい用語であり、「バイオサイド」とも呼ばれている。

⁵ その他の第一種特定化学物質、第二種特定化学物質の用途は EU-TGD UC においてすでに網羅されている。

1 している¹。

2 また、約 1,600 種類ある監視化学物質、第二種特定化学物質の機能別分類が網羅され、
3 さらに産業界にアンケート調査、ヒアリングを行った結果を反映して作成している。ただ
4 し、この詳細用途分類がわが国における化学物質のすべての用途を網羅しているわけでは
5 なく、代表的なものが挙げられていることに留意する必要がある。

6

7 III.2.2.2 ライフサイクルとの関係

8 1つの「用途分類」「詳細用途分類」を選択すると、その用途での監視化学物質のライフ
9 サイクルが設定されることになる。それらは大きく以下の4種類に分かれる。

- 10 ・ 本スキームにおける一般的な用途（以下の3種の用途以外）でのライフサイクル
11 ・ 中間物のライフサイクル
12 ・ 基材そのもの又は成形品に含有させる添加剤のライフサイクル
13 ・ 家庭用・業務用の洗浄剤、殺生物剤のライフサイクル

14 また、用途が「不明」、「その他」といった場合も、「本スキームにおける一般的なライフ
15 サイクル」を設定している。詳細を以下に示す。

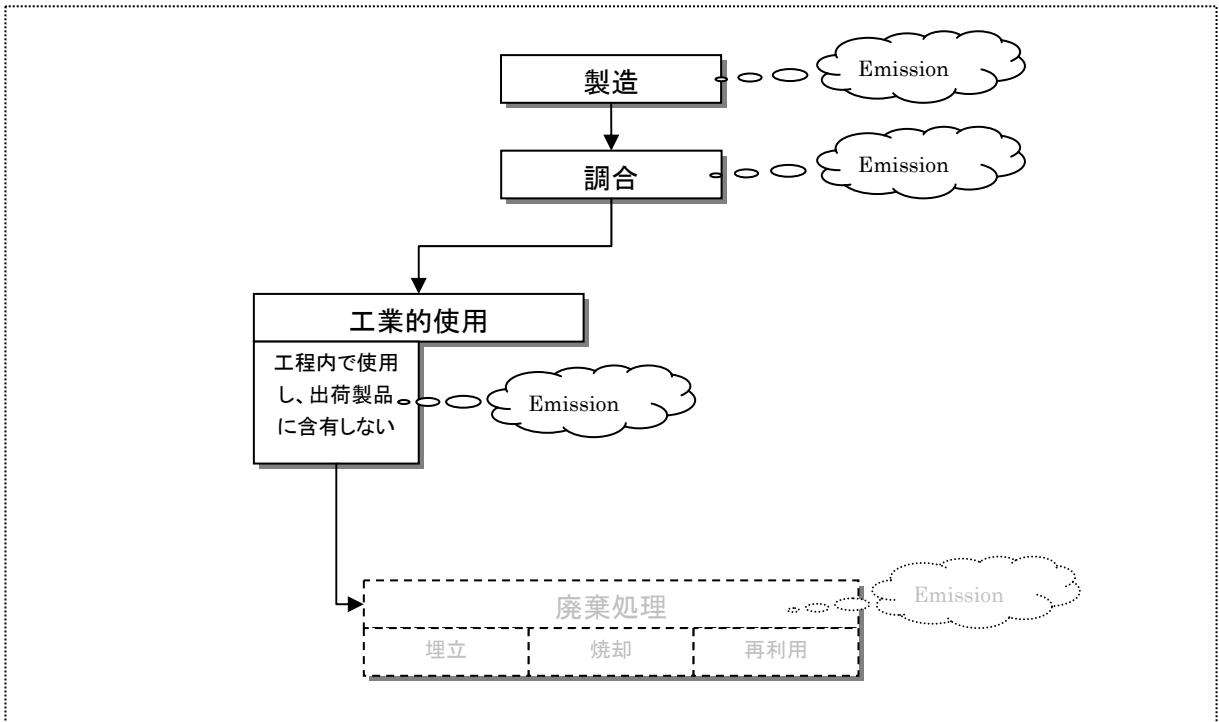
16

17 (1) 本スキームにおける一般的な用途でのライフサイクル

18 このライフサイクルをたどる監視化学物質の用途は、主に工業用に事業所内で使用され
19 る用途で、成形品中にほとんど含まれず、化学反応、加工、成形などを手助けする際に用
20 いられる。そのサプライチェーンは工業用の「洗浄用溶剤」のように比較的短く、「工業的
21 使用段階 (Industrial use)」のライフステージにおいてそのほぼ全量が消費される。その
22 排出実態は、その他のライフサイクルと比べると、用途だけでなく、化学物質の物理化学
23 的性状、業種あるいは事業所毎の排ガス・排水処理設備の状況によっても大きく異なると
24 考えられる。

25 排出を「製造段階」、「調合段階」、「工業的使用段階」の3つのライフステージに設定し
26 た。

¹ 当初、EU-TGD UC と一致させるという意見も出たが、EU RIP3.2 で指摘されているように UC にはいくつかの欠点があったことから、日本版の用途分類が検討された。詳細は II.4.5 国際整合性を参照されたい。



1

2 図表 III-5 監視化学物質の一般的な用途でのライフサイクル

3

4 (2) 中間物のライフサイクル

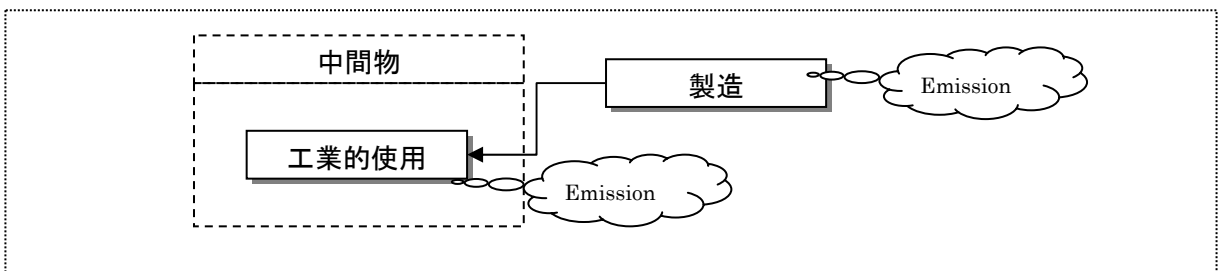
5 「中間物 (Intermediates)」用途の監視化学物質のライフサイクルを図表 III-6 のよう
6 に設定した。

7 「中間物」用途の監視化学物質は、「製造段階」を経て「調合段階」を介さず、「工業的
8 使用段階」のライフステージで別の化学物質へと変化するため、そこでライフサイクルを
9 終えると仮定される。

10 したがって、対象となる監視化学物質のサプライチェーンは短く、またより効率的に別
11 の化学物質へと変化させることが事業者の利益につながることから、全ライフサイクルか
12 らの環境中への排出量は、非常に小さな値をとることが想像できる。

13 排出を「製造段階」、「工業的使用段階」の2つのライフステージに設定した。

14



15

16 図表 III-6 「中間物」用途の監視化学物質のライフサイクル

17

18

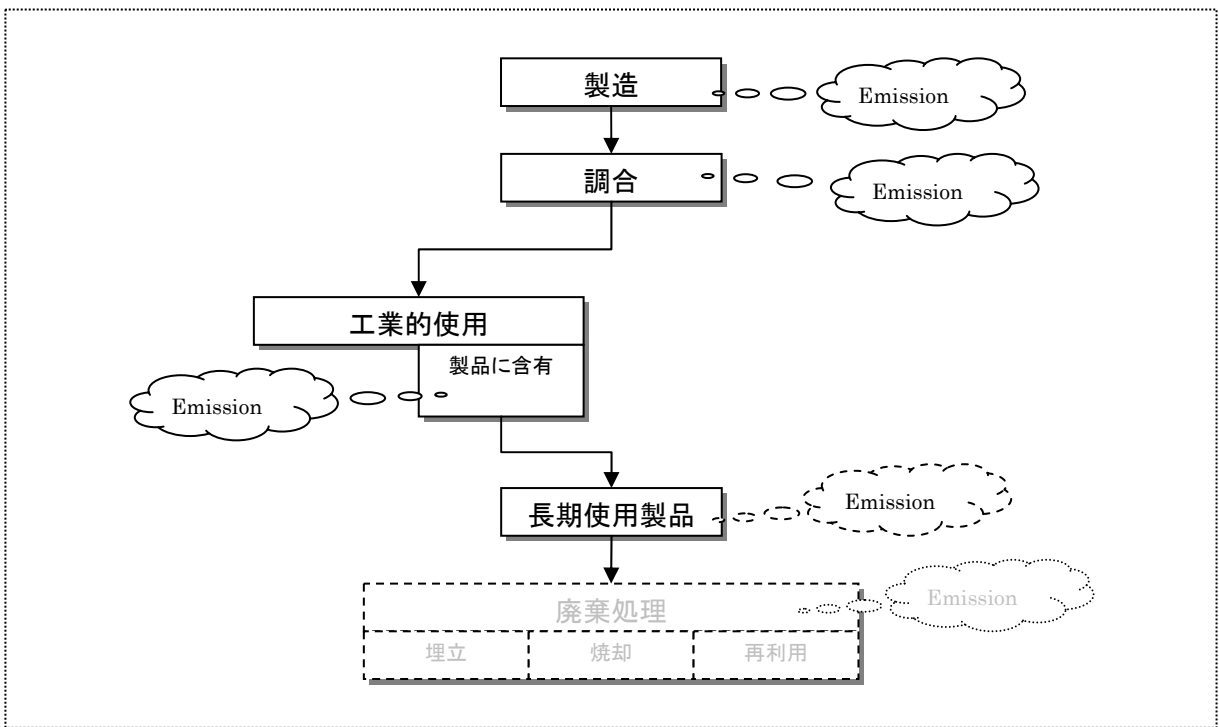
1 (3) 基材そのもの又は成形品に含有させる添加剤のライフサイクル

2 「基材そのもの又は成形品に含有させる添加剤」用途の監視化学物質のライフサイクル
3 を図表 III-7 のように設定した。ここでいう「基材そのもの」は「ポリマー¹」のことを指
4 す。また、「含有させる」とは製品中もしくは成形品の表面に存在させることを指す²。

5 このライフサイクルをたどる監視化学物質は、基材や成形品に含有された後も、組立産
6 業などを介したりし、最終製品の形態となるまでのサプライチェーンが図表 III-7 に示す
7 よりも非常に長く、場合によっては海外事業所を経る場合もあることが予想される。しか
8 し、全ライフサイクルからの環境中への排出量という視点に立つと、このライフサイクル
9 をたどる監視化学物質は、最終製品と共に存在することでその機能を発揮するため、環境
10 中に排出されることは想像しがたい。そこで本スキームではサプライチェーンの長さを図
11 表 III-7 に示すとおり簡略化している。

12 排出を「製造段階」、「調合段階」、「工業的使用段階」、「長期使用製品の使用段階」の 4
13 つのライフステージに設定した。

14 「長期使用製品の使用段階」のライフステージのように最終製品を長期間使用すること
15 で環境中にじわじわと排出する（徐放）分については、次に述べる。



16
17 図表 III-7 「基材そのもの又は成形品に含有させる添加剤」用途の
18 監視化学物質のライフサイクル

19
20 ・長期使用製品の使用段階からの排出

21 一般的に化学物質を含んだ最終製品の中には、電化製品、自動車、家具などの耐久消費

¹ ポリマーで監視化学物質である物質は、リスク評価の対象となる。

² EU-TGD では into/onto matrix といい、これを製品中、成形品の表面と解釈した。

1 財のように最終製品の使用期間（あるいは製品の耐用年数）が長いものがある（これを本
2 スキームでは「長期使用製品¹」と呼ぶ）。これら個々の長期使用製品中に含まれる化学物
3 質の排出は微々たるものであっても、毎年社会（市場）に供給され、社会で長期間使用さ
4 れる製品の量によっては、長期使用製品からの排出量がその他のライフステージからの排
5 出量と拮抗することもあり得る。そのような場合を想定して長期使用製品からの排出量を
6 考慮した評価をすることとした。

7 EU-TGD²では、このライフステージを「Service life」と呼ぶ。これは、Emission during
8 service-life of long-life articles という意味で、長期使用製品からの排出のライフステージ
9 を指している。また、このような EU-TGD の考え方を受けて OECD において、このライ
10 フステージのガイドライン³が作成されている。

11 国内でも、独立行政法人産業技術総合研究所や独立行政法人国立環境研究所においてそ
12 の評価手法が検討され、詳細リスク評価書（フタル酸エステル類⁴、塩素化パラフィン⁵、
13 デカブロモジフェニルエーテル⁶）や難燃剤の評価^{7,8}の中で検討されている。

14
15 OECD によれば、使用期間の長い最終製品中に含まれ、社会に供給される化学物質は、
16 一部は排出されるが年々社会に蓄積される。やがて、社会への投入量と社会からの廃棄量、
17 それに長期使用製品からの環境中への排出量が定常状態に達する。定常状態に達し、排出
18 係数が小さい場合（<1% [年]）の単純化された排出量の求め方は次式のようなになる。

19

$$\begin{aligned} & \text{対象物質の長期使用製品から各環境媒体への全国排出量[トン/年]} && \text{式 III-1} \\ & = \text{環境媒体別排出係数[1/年]} \times \text{長期使用製品中の対象物質の社会への} \\ & \text{年間投入量[トン/年]} \times \text{使用期間[年]} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{対象物質の長期使用製品から全環境媒体への全国排出量[トン/年]} && \text{式 III-2} \\ & = \text{環境媒体別排出係数の和[1/年]} \times \text{長期使用製品中の対象物質の社会への} \\ & \text{年間投入量[トン/年]} \times \text{使用期間[年]} \end{aligned}$$

20

21 定常状態に達しているとの前提を置けば、上式のように非常に単純になり、長期使用製
22 品からの物質の排出量は、次式のようなになる。

23

1 長期使用製品は成形品である。

2 EU (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part I, Chapter 2, pp.36-41

3 OECD (2008) Series No. 20, Complementing Guideline for Writing ESDs: The Life-Cycle Step "service-life"

4 中西準子、吉田喜久雄、内藤航 (2005) 詳細リスク評価書シリーズ 1、フタル酸エステル-DEHP-

5 中西準子、恒見清孝 (2005) 詳細リスク評価書シリーズ 5、短鎖塩素化パラフィン

6 中西準子、東海明宏、岩田光夫 (2008) 詳細リスク評価書シリーズ 23、デカブロモジフェニルエーテル

7 Hirai Y, Sakai S. (2004) Atmospheric emission of BDE-209 in Japan. Organohalogen Compounds. 66. 3761-3766

8 山口治子、恒見清孝、東海明宏 (2004) 生産から廃棄までの動的サブスタンスフロー分析を用いた DeBDE の環境排出量推定、環境科学会誌, 19 (4) pp.291-307

全国排出量[トン/年]=

式 III-3

排出係数[年]×社会への年間投入量[トン/年]×使用期間[年]

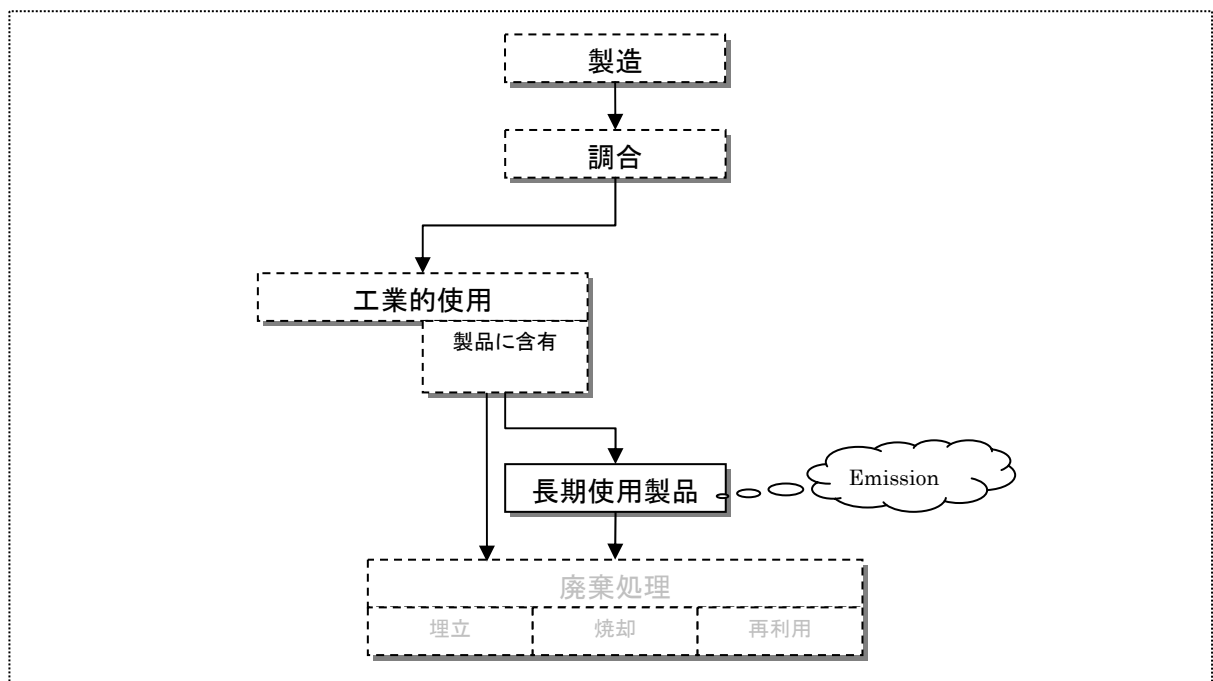
1

2 本スキームにおいては、長期使用製品からの排出は、評価 II の広域評価で取り入れる。

3 また、この排出シナリオは、最終製品中に含まれる監視化学物質が環境中に徐放される
4 シナリオであり、図表 III-8 に示すように「基材そのもの又は成形品に含有させる添加剤」
5 用途の監視化学物質のライフサイクルのうち「長期使用製品の使用段階」のライフステー
6 ジからの排出に相当すると考えられる。

7 なお、本スキームでは、EU の REACH のように Article からの排出を「意図的」か「非
8 意図的」かを問うことはしていない。

9



10

11 図表 III-8 長期使用製品 (Service life) からの排出

12

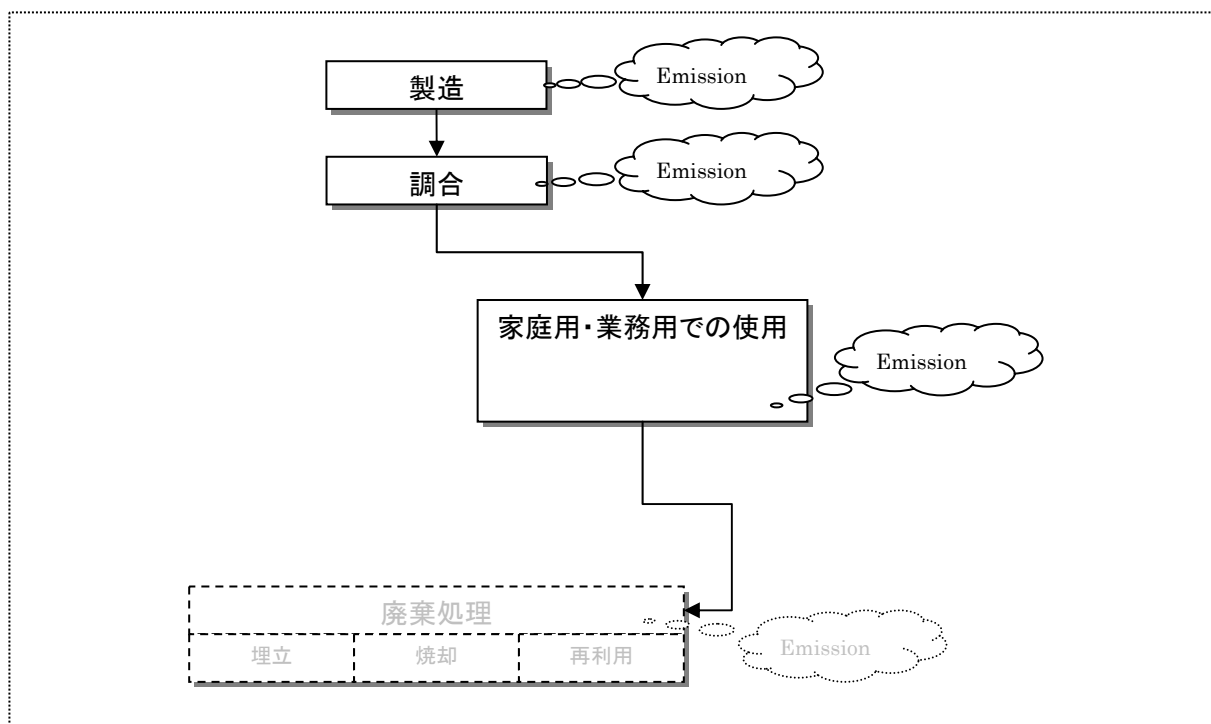
13 長期使用製品からの排出が考慮される用途としては、用途分類が繊維、プラスチック、ゴ
14 ム、皮革、ガラス、陶磁器、研削砥石、金属の原料、電気・電子材料への添加剤と関連す
15 るもの、又はそれらの表面に塗布する塗料、防汚剤（魚網、船底塗料用）、殺生物剤、接着
16 剤が対象となる。

17

18 (4) 家庭用・業務用の洗剤、殺生物剤のライフサイクル

19 このライフサイクルをたどる監視化学物質の用途は、主に家庭用・業務用である。具体
20 的には、最終的に家庭などで一般消費者個人による使用の可能性が考えられる用途や、業
21 務用としてオフィスビル、公園の清掃など工業的な生産活動に直接関係なく消費される用

- 1 途を指している。
- 2 また、開放系で化学物質を使用することにより、その機能を発揮するため、「家庭用・業
- 3 務用の使用段階」のライフステージにおける排出が、最も多いと考えている。
- 4 このライフサイクルをたどる用途分類の設定について、化管法 PRTR 制度における家庭
- 5 からの排出で推計対象となっている用途である「洗剤」、「化粧品」、「防虫剤」及び「消
- 6 臭剤」と EU-TGD における「IC 5 public domain」に当てはまる UC を参考にした。
- 7 なお、用途分類との関係では、家庭用・業務用の洗剤及び殺生物剤が該当する。



8

9 **図表 III-9 「家庭用・業務用洗剤、殺生物剤」用途の監視化学物質のライフサイクル**

10

11 また、図表 III-9 における各ライフステージにおける排出と、局所評価、広域評価に用

12 いる排出量との関係では、局所評価では、排出源ごとのシナリオで「製造段階」、「調合段

13 階」の排出量が用いられ、下水処理場経由シナリオで「家庭用・業務用の使用段階」の排

14 出量の内、水域への排出量のみが用いられる。また、これらの水域への排出については、

15 必ず下水処理場を経由し、河川へ排出すると仮定した。広域評価では、3つのライフステ

16 ージすべての排出量が考慮される。

17

18 III.2.2.3 業種との関係

19 出荷先の業種に関する情報は、監視化学物質に対する届出内容に含まれていない。なお、

20 第二種特定化学物質になると届出が義務付けられる¹。

¹ EU REACH の CSR、米国の IUR では業種に関する情報として、わが国の日本標準産業分類にあたる NACE (Nomenclature statistique des Activités économiques dans la Communauté Européenne) 又は NAICS (North American Industry Classification System) (以前は SIC (Standard Industry Classification)) が求められている。

1 本スキームでは、多段階評価手法を取り入れており、評価 III のステップにおいてより
2 詳細な情報が必要となった監視化学物質についてのみ業種などの詳細な情報を精査するこ
3 とにしている¹。

4 5 III.2.2.4 国際整合性

6 (1) OECD との整合性

7 EU-TGD UC と米国 ChemUSES は、OECD HPV マニュアル Chapter2 において整合
8 化が図られ、公開されている²。また、米国 TSCA IUR の Industrila Function Category³、
9 カナダ CEPA において届け出される Functional Use Code⁴は、EU-TGD UC と類似して
10 いる。このことから、新しい「用途分類」は EU-TGD UC と対応付けされている。

11 12 (2) EU REACH との整合性

13 2008 年 7 月に EU REACH における用途分類(Use descriptor system)が公開され⁵、
14 IUCLID5 に掲載されることになっている⁶。そのため、今後この用途分類との整合化も検
15 討する必要があると考えられるが、現時点では EU REACH のガイダンスにおいて用途分
16 類（特に Product Use Category）の詳細な説明がないため、整合化は難しい。

17 18 III.2.2.5 用途分類一覧表

19 本スキームの監視化学物質の排出量推計に用いる用途分類・詳細用途分類の一覧表⁷を図
20 表 III-10 に示す。

1 化学物質を取り扱うサプライチェーンの川下の加工業者の業種に関する情報を、製造・輸入業者に対し
て要求することは、現実的でなく、有益でないかもしれないと米国でも議論されている。(U.S. EPA(1993)
CUI (Chemical Use Inventory) Multi-stakeholder meeting, Discussion Paper, pp.18

2 OECD (2007) Mannual for Investigation of HPV Chemicals, Chapter 2: SIDS, The SIDS Plan and
The Dossier, Annex1: Guidance for copleting a SIDS Dossier, Annex1b, pp.114-124

3 U.S. EPA (2006) Instruction for Reporting for the 2006 Partial Updating of the TSCA Chemical
Inventory Database, p.4-12~4-13

4 Health Canada (2003) Proposal for priority setting for existing substances on the domestic
substances list under the Canadian Environmental Protection Act, 1999 Greatest potential for
human exposure, pp.63-65.

5 ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter
R.12:Use descriptor system

6 EU, OECD, ECHA (2008) IUCLID5 Guidance and Support “How to report identified users for
REACH in IUCLID5.0”

7 平成 21 年 1 月時点のもので、今後産業界の意見を反映する予定である。

図表 III-10 用途分類(案) (平成 21 年 1 月時点)

コード	用途分類	コード	詳細用途分類
00	輸出用		
01	中間物(合成原料、重合原料、重合開始剤等)		
02	試験研究用		
03	試薬		
04	食品添加物、容器包装、おもちゃ、洗浄剤[洗浄剤は、食器・食品用に限る][食品衛生法に規定されるもの]		
05	農薬【農薬取締法に規定されるもの】		
06	肥料【肥料取締法に規定されるもの】		
07	飼料添加物【飼料の安全性の確保及び品質の改善に関する法律に規定されるもの】		
08	医薬品及び医療機器[動物用含む][薬事法に規定されるもの]		
09	医薬部外品及び化粧品[動物用含む][薬事法に規定されるもの]		
溶 剤			
10	塗料・ワニス・コーティング用溶剤、印刷インキ・複写用溶剤、殺生物剤用溶剤	a	塗料用溶剤、塗料希釈剤、塗料剥離剤
		b	ワニス用溶剤、絶縁ワニス用溶剤
		c	コーティング用溶剤、レジスト塗布用溶剤
		d	印刷インキ用溶剤、インキ除去剤、複写用溶剤
		e	殺生物剤用溶剤
11	接着剤・粘着剤・シーリング材用溶剤	a	接着剤・粘着剤用溶剤、接着剤剥離剤、糊剥離剤
		b	溶剤による接着
		c	シーリング材用溶剤
12	洗浄用溶剤	a	非水系(脱脂洗浄用等)、準水系(フラックス洗浄用等)
		b	フォトレジスト現像用溶剤、レジスト剥離剤
13	クリーニング洗浄剤(主に洗濯業で使用)	a	ドライクリーニング溶剤
		b	染み抜き剤
14	工業用溶剤[上記の10、11、12、13の溶剤を除く]	a	合成反応用溶剤
		b	紡糸・製膜用溶剤(二硫化炭素を含む)
		c	抽出・精製溶剤
		d	希釈溶剤
15	エアゾール用	a	エアゾール噴射剤(フロンガス等)、希釈剤
16	その他の溶剤	a	その他の溶剤
溶 剤 以 外			
17	化学プロセス調節剤	a	触媒、触媒担体
		b	分散剤、乳化剤
		c	重合調節剤、重合禁止剤、安定剤
18	着色剤(染料、顔料、色素) [塗料、印刷インキ、皮革処理剤、繊維処理剤、紙・パルプ薬品用を除く]	a	着色剤(染料、顔料、色素)
		b	発色剤、発色助剤
		c	蛍光増白剤
19	水系洗浄剤、ワックス 1《工業用途》 [繊維処理剤、紙・パルプ薬品用を除く]	a	石鹼、洗剤(界面活性剤)
		b	無機・有機アルカリ、漂白剤
		c	再付着防止剤、キレート剤(ビルダー、添加剤)
		d	無機酸、有機酸(金属表面の錆、スケールの洗浄剤)
		e	防錆剤
		f	ワックス(自動車用、皮革用等)
20	水系洗浄剤、ワックス 2《家庭用等の用途》	a	石鹼、洗剤(界面活性剤)
		b	無機・有機アルカリ、無機・有機酸、漂白剤
		c	再付着防止剤、キレート剤(ビルダー、添加剤)
		d	柔軟剤
		e	ワックス(床用、自動車用、皮革用等)

コード	用途分類	コード	詳細用途分類
21	塗料（塗料、ワニス原料）、コーティング剤 [プライマーを含む] ※安定剤の例 酸化防止剤、耐熱安定剤 紫外線吸収剤、沈降防止剤、 ゲル化防止剤	a	着色剤（染料、顔料、色素）
		b	可塑剤
		c	安定剤（紫外線吸収剤等）※
		d	充填剤（フィラー）
		e	腐食防止剤、防錆剤、防腐剤、防かび剤
		f	乳化剤、分散剤、フロッキング防止剤
		g	皮張り防止剤、増粘剤、消泡剤
		h	架橋剤、硬化剤、光重合開始剤、バインダー成分
		i	光硬化塗料モノマー・オリゴマー
		j	乾燥促進剤、湿潤剤、難燃剤、撥水剤
		22	印刷インキ・複写用薬剤（トナー等） [筆記用具、レジストインキ用を含む] ※安定剤の例 酸化防止剤、耐熱安定剤 紫外線吸収剤、沈降防止剤、 ゲル化防止剤
0b	可塑剤		
c	安定剤（紫外線吸収剤等）※		
d	皮張り防止剤、増粘剤、消泡剤		
e	乳化剤、分散剤、フロッキング防止剤		
f	紫外線・電子線硬化インキのモノマー・オリゴマー、増感剤		
0g	乾燥促進剤、湿潤剤		
23	防汚剤（漁網用、船底塗料用）	a	漁網用、船底塗料用
24	殺生物剤 1 [農薬、医薬部外品を除く]	a	殺菌剤、殺虫剤、防腐剤、防かび剤、木材の防腐・防蟻処理剤
25	殺生物剤 2 [農薬、医薬部外品を除く] 《工業用途／工程内使用で成型品に含まれないもの》	a	不快害虫用殺虫剤（殺虫剤、害虫駆除剤、昆虫誘引剤、共力剤等）
		b	ガス滅菌剤、薫蒸・燻煙剤
		c	殺菌剤、消毒剤、防腐剤
		d	展着剤、乳化剤
26	殺生物剤 3 [農薬、医薬部外品を除く] 《家庭用等の用途》	a	不快害虫用殺虫剤（殺虫剤、害虫駆除剤、昆虫誘引剤、共力剤等）
		b	薫蒸・燻煙剤、繊維の防虫剤
		c	殺菌剤、消毒剤、防腐剤、防かび剤
		d	非農耕地用除草剤
		e	シロアリ駆除剤、防蟻剤
		f	展着剤、乳化剤
27	火薬、爆薬 [花火を含む]	a	火薬、爆薬
		b	爆発抑制剤
28	着香剤	a	香料、芳香剤、着臭剤
		b	消臭剤
29	接着剤、粘着剤、シーリング材、封止材 [プライマーを含む]	a	バインダー成分（カップリング剤を含む）、硬化剤
		b	可塑剤、充填剤
		c	安定剤（老化防止剤等）
		d	防腐剤、防かび剤
		e	難燃剤、導電剤
30	写真・フォトレジスト・印刷版材料	a	感光剤
		b	感光性樹脂モノマー・オリゴマー、ポジ型感光性樹脂
		c	色素形成カプラー（カラー写真用）
		d	定着剤、安定剤
		e	増感剤、減感剤、架橋密度向上剤、レジスト添加剤
		f	現像剤（水溶性処理薬品）
		g	現像剤（水溶性処理薬品）
31	繊維処理剤	a	紡糸・紡績油剤
		b	洗浄剤、精練洗浄剤（ソーピング剤）
		c	キレート剤
		d	漂白剤
		e	均染剤、浸透剤、促染剤、媒染剤（染色助剤）
		f	分散剤、消泡剤
		g	マーセル化助剤
		h	固着剤（フィックス剤）
		i	柔軟仕上げ剤
		j	糊抜き剤
		k	着色剤（染料、顔料）、蛍光増白剤
		l	含浸補強剤
		m	消炎剤、難燃剤
		n	撥水・撥油剤、防水加工剤
		o	形態安定加工剤
		p	帯電防止剤
		q	防臭・防汚加工材、変色防止剤

コード	用途分類	コード	詳細用途分類
32	紙・パルプ薬品	a	スライムコントロール剤
		b	漂白剤
		c	分散剤、消泡剤(界面活性剤)
		d	歩留まり向上剤
		e	着色剤(染料、顔料)、蛍光増白剤
		f	紙力増強剤、含浸補強剤
		g	サイズ剤
		h	防炎剤、難燃剤
		i	撥水・撥油剤、防水加工剤
		j	コーティング剤
		33	合成樹脂(プラスチック)材料及び添加剤 (成形材料の調合/成形加工用) [着色剤はコード18] ※安定剤の例 酸化防止剤、耐熱安定剤 紫外線吸収剤、沈降防止剤
b	安定剤(酸化防止剤等)※		
c	難燃剤		
d	帯電防止剤		
e	防曇剤、流滴剤		
f	充填剤(フィラー)、希釈剤		
g	発泡剤(有機発泡剤、無機発泡剤)		
h	注型用・注入発泡用材料(プレポリマ中モノマー等)		
i	硬化剤、架橋剤 (FRP用ステレンモノマー等)		
j	硬化促進剤		
k	結晶核剤		
l	滑剤、離型剤		
34	ゴム用添加剤 ※安定剤の例 酸化防止剤、耐熱安定剤 紫外線吸収剤、乳化剤、 ゲル化防止剤、沈降防止剤	a	加硫促進剤
		b	加硫剤、脱加硫剤
		c	安定剤(老化防止剤等)※
		d	可塑剤、補強剤
		e	発泡剤(有機発泡剤、無機発泡剤)
		f	スコーチ防止剤、素練促進剤、調整剤 (加工助剤)
		g	帯電防止剤、難燃剤
		h	ラテックス凝固剤
35	皮革処理剤	a	準備工程(なめし前)薬剤
		b	なめし剤 (硫酸クロム、ホルムアルデヒド、合成タンニン等)
		c	仕上げ加工薬剤(着色剤、着色助剤、撥水・撥油剤等)
36	ガラス、ほうろう、セメント	a	ガラス・ほうろうの原料
		b	ガラス・ほうろうの添加剤
		c	セメントの原料
		d	セメントの添加剤
37	陶磁器、耐火物、ファインセラミックス	a	陶磁器・耐火物・ファインセラミックスの原料
		b	陶磁器・耐火物・ファインセラミックスの添加剤(等)
		c	増粘材、結合材
		d	離型剤
38	研削砥石、研磨剤、摩擦材	a	研削砥石・研磨剤・摩擦材の原料
		b	研削砥石・研磨剤・摩擦材の添加剤
		c	増粘材、結合材
39	金属、合金の原料、鑄造用資材	a	金属、合金の原料
		b	鑄造用粘結剤・硬化剤
		c	フラックス、接種剤
		d	離型剤
40	表面処理剤 [塗料を除きエッチング、蒸着等を (電気メッキ、無電解メッキ薬剤、 エッチング剤等)]	a	メッキ薬剤(皮膜成分)
		b	メッキ浴添加剤(光沢付与剤、煙霧防止剤等)
		c	無電解メッキ・陽極酸化・溶射・表面硬化処理薬剤
		d	真空メッキ(真空蒸着、スパッタリング等)薬剤
		e	蒸着・クリーニング用ガス(半導体製造等)
		f	エッチング処理薬剤
41	溶接棒、ハンダ	a	溶接棒フラックス
		b	半田用酸化防止剤
42	作動油(油圧用、ATフルード等)、絶縁油	a	作動油の基油
		b	絶縁油の基油
		c	極圧剤、摩擦低減剤
		d	乳化剤、清浄分散剤
		e	粘度指数調整剤
		f	酸化防止剤、防錆剤

1

2

コード	用途分類	コード	詳細用途分類
43	研削油(切削油)、潤滑油	a	研削油の基油
		b	潤滑油の基油
		c	極圧剤、摩擦低減剤
		d	乳化剤、清浄分散剤
		e	粘度指数調整剤
		f	酸化防止剤、焼付防止剤、防錆剤
44	電気・電子材料	a	磁性材料(記憶媒体を除く)、圧電材、伝導材・超伝導材料
		b	半導体、ダイオード(LEDを含む)、太陽電池材料
		c	コンデンサー、抵抗器材料
		d	蛍光体、液晶、有機EL材料
		e	封止材、絶縁材料
		f	電子媒体(補助記憶装置)材料(磁性体、光吸収色素等)
45	電池〔蓄電池を含む〕	a	電解質、電解液、導電剤
		b	電極材料
46	水処理剤	a	腐食防止剤、防錆・防食剤(清缶剤)
		b	硬水軟化剤
		c	凝集剤、PH調節剤(中和剤)
		d	金属イオン封鎖剤(キレート剤等)
47	乾燥・吸着剤	a	吸着剤
		b	吸着剤(脱酸素剤等)
		c	乾燥剤
48	熱媒体	a	冷媒・冷却剤
		b	熱媒・加熱剤
49	不凍液	a	不凍液(クーラント(LLC)等)
		b	防錆・防食剤
50	建設資材添加物 (コンクリート混和剤、木材補強含浸剤等)	a	表面硬化剤
		b	強化剤・減水剤
		c	離型剤、消泡剤
		d	補強含浸剤
		e	防汚剤(漁網・船底塗料以外の撥水剤等)
51	散布剤及び埋立処分前処理薬剤	a	凍結防止剤(融雪剤等)
		b	土壌改良材
		c	消火剤
		d	人工降雨剤
		e	粉塵結合剤、煤塵処理(重金属溶出抑制等)剤
52	分離、精製、抽出剤 (抽出・精製溶剤は 14c)	a	浮遊選鉱剤、浮遊抑制剤、凝集剤
		b	金属捕捉剤
		c	光学分割剤
53	燃料及び燃料添加剤	a	燃料
		b	清浄分散剤、酸化防止剤、粘度指数調整剤、防錆剤
		c	燃焼促進剤、セタン価向上剤、アンチバック剤
		d	氷結防止剤
54	その他の原料・添加剤	a	その他の原料・添加剤

1

2

3 III.2.3 排出係数

4 III.2.3.1 定義

5 (1) 排出係数

6 本スキームにおける排出係数は下式のように定義する。また、排出係数は大気、水域の
7 2つの環境媒体について整理している。

8

排出係数＝排出量／取扱量

式 III-4

9

10 しかし、一般的に排出量と取扱量がわかっているケースは少なく、むしろ使用方法や物

1 理化学的性状から排出係数を推定し、下式のように排出量を推定するのに用いられる。

2

$$\text{排出量} = \text{取扱量} \times \text{排出係数}$$

式 III-5

3

4 排出係数の値は、「取扱量」と「排出量」に係る様々な特性（環境媒体別、用途別、業種
5 別、使用工程別等）の影響を受ける。そのため、利用する排出係数がどのような特性の中
6 で算出されたものであるかを見極める必要があるが、多くの既存の排出係数の値は、その
7 特性がわからないものが多い。

8

9 (2) 取扱量

10 化学物質の「取扱量」に関連する語句は、「製造量」、「生産量」、「在庫量」、「保管量」、
11 「保有量」、「繰越量」、「使用量」、「出荷量」、「供給量」、「調達量」、「購入量」、「リサイク
12 ル回収量」など様々である。

13 本スキームでは、排出係数に乗じる「取扱量」を、化審法届出情報で得られる製造事業
14 所ごとの「製造量」、又は「用途別都道府県別出荷量」としている。

15 なお、EU-TGD において取扱量は明確にされていない。また、排出係数の値の元データ
16 の 1 つである PRTR 対象物質の取扱い等に関する調査¹の「取扱量」の定義は以下の式で
17 表されている。

18

$$\text{取扱量} = (\text{4月1日時の在庫量}) + (\text{4月1日から翌年3月31日までの外部} \\ \text{からの調達(購入)量}) - (\text{翌年3月31日時の在庫量}) + (\text{4月1日から} \\ \text{翌年3月31日までの製造量})$$

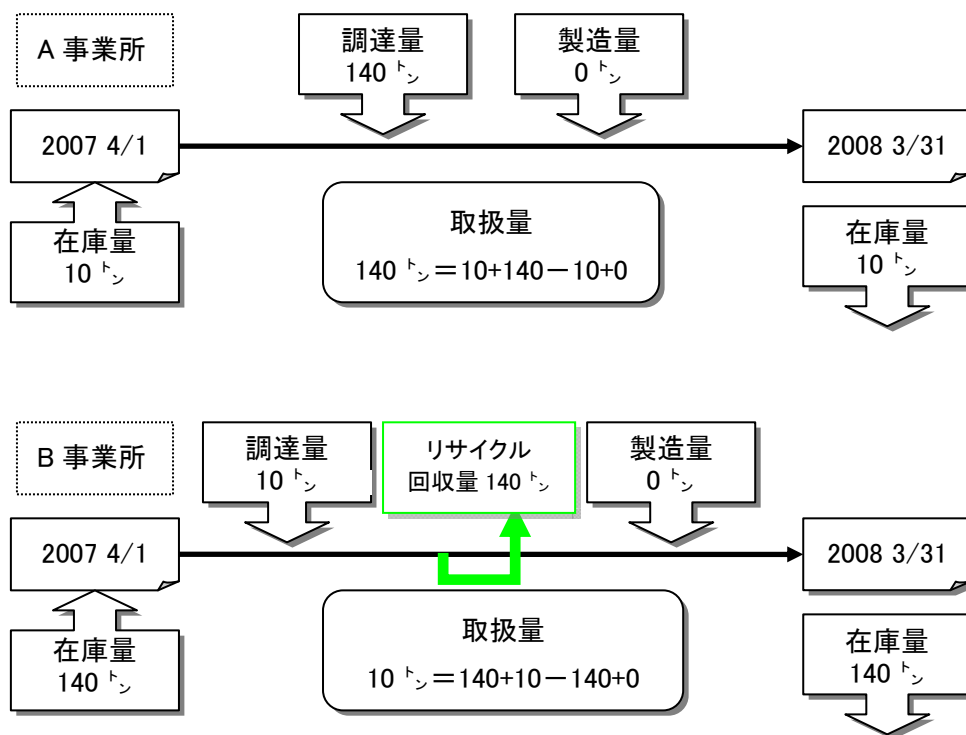
式 III-6

19

20 つまり、取扱量とは、正式には年度内取扱量である。この場合、商社による購入量も取
21 扱量として定義上当てはまることになる。

22 この取扱量の定義では、溶剤のように再利用される分を抽出して考慮することはしてい
23 ない。その事例を図表 III-11 に示す。図では、A 事業所と B 事業所は、同じ化学物質を
24 溶剤として年間に計 150 トン使っているのだが、B 事業所は A 事業所と異なり、溶剤を回
25 収して、再利用を行っているため「取扱量」は大きく異なっている。PRTR 情報から排出
26 係数を設定する際に、「リサイクル回収量」が加味されていない場合があることに注意して
27 いる。

¹ NITE (2008) 平成 18 年度 PRTR 対象物質の取扱い等に関する調査報告書 付属 2 PRTR 対象物質の取扱い等に関する調査票一式対象物質の取扱い等に関する調査票一式



図表 III-11 取扱量の定義における課題

III.2.3.2 排出係数の設定方法

NITE では用途分類一覧表とともに、用途ごとの排出係数についての検討を行っている。今後、さらに精査し、用途分類別排出係数一覧表を作成することを目指しているが、ここでは、その排出係数の設定方法を示す。以下に、各ライフステージでの設定方法を順に述べる。基本的にはどのライフステージも、EU-TGD A-table における排出係数を土台としている。

(1) 製造段階の排出係数

「製造段階」について、「用途分類」に関係なく、物理化学的性状データ（蒸気圧、水溶解度）に応じた排出係数を設定している。この排出係数の値は、EU-TGD A-table の排出係数を専門家判断によって物理化学的性状データ別に区分したもので、それにわが国の実態を反映した排出係数（この排出係数の値は PRTR 届出情報と PRTR 対象物質の取扱量の情報¹を利用している）を照らし合わせ、その値の妥当性を補完する形をとっている。

(2) 調合段階の排出係数

「調合段階」について、「用途分類²」と物理化学的性状データ（蒸気圧、水溶解度）に

¹ NITE (2007) 平成 18 年度 PRTR 対象物質の取扱い等に関する調査報告書

² これ以降の文における「用途分類」は、厳密には図表 III-11 の詳細用途分類を指す。

1 応じた排出係数を設定している。この排出係数の値については、「製造段階」と同様の方法
2 で設定したものであるが、水域への排出係数については、EU-TGD A-table の値が物理化
3 学的性状データ別に区分されていないことから、専門家判断によって当てはめた。

4

5 (3) 工業的使用段階の排出係数

6 「工業的使用段階」について、「調合段階」と同様の方法で設定した。また、工業的使用
7 段階の排出係数の値は、各環境媒体別の合計が 1 を超える場合がある。その場合は、正規
8 化して 1 を超えない値になるよう調整している。

9

10 (4) 家庭用・業務用からの使用段階の排出係数

11 「家庭用・業務用からの使用段階」について、原則開放系での使用と考えられ、「用途分
12 類」と物理化学的性状データ（蒸気圧、水溶解度）に応じ、EU-TGD A-table の排出係数
13 と PRTR 届出外排出量推計手法で用いられている排出係数¹を参考にして設定した。

14

15 (5) 長期使用製品の使用段階の排出係数

16 「長期使用製品の使用段階」の排出係数は、EU-TGD A-table に記載がないため、基本
17 的に OECD Emission Scenario Document に記載がある場合にはそれを用い、無い場合は
18 REACH で用いられるデフォルト排出係数の値²を設定した。

19 また、使用期間については 10 年間でデフォルト値として用いている。

20

21 III.2.3.3 留意点

22 (1) 「環境分配モデル適用外物質」の扱い

23 「環境分配モデル適用外物質」については個別の対応となる。排出量推計手法に必要な
24 物理化学的性状データ（蒸気圧と水溶解度）が得られない場合には、原則としてその「用
25 途分類」における最も大きい値をデフォルト値として設定する。

26

27 (2) 排出係数の不確実性ランク

28 排出係数の不確実性ランクについての詳細は VII 章を参照されたい。

29

¹ 全量排出のため、排出係数の値は 1

² ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.16: Environmental Exposure Estimation. pp.122

1 III.3 排出量の算出方法

2 排出量の算出方法については、本編 7 章暴露評価 I 7.2、10 章暴露評価 II10.3 を参照さ
3 れたい。

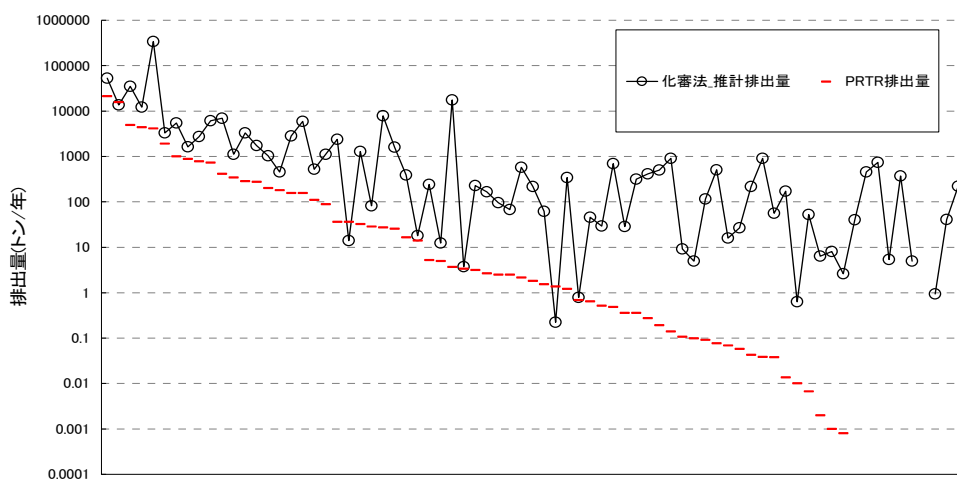
4 III.3.1 排出量の意味

5 (1) 排出量推計における親化合物と分解生成物の扱い

6 監視化学物質の排出量推計においては、リスク評価対象物質が「分解生成物」である場
7 合でも、排出時は「親化合物」とであると想定し、すべての物質について「親化合物」の物
8 理化学的性状データを用いて排出量を推計することとした¹。

10 III.3.2 排出量の精度

11 PRTR 対象物質である監視化学物質ごとの化審法届出情報に基づく推計排出量の全国総
12 量と PRTR 排出量（届出と届出外排出量の和）の全国総量を比較した結果を図表 III-12
13 に示した。この結果から、本スキームの化審法届出情報に基づく排出量推計手法は、PRTR
14 排出量を過小評価しない手法となっていることがわかる²。また、ほとんどの物質が 1～
15 1,000 倍未満にあり、EU-TGD の手法と同等の精度を有する手法である。



16 PRTR 対象物質兼監視化学物質 (PRTR 排出量の多い順)

17 図表 III-12 監視化学物質ごとの化審法届出情報を用いた推計排出量と PRTR 排出量
18 の比較

1 その後、数値モデルに適用する際に分子量換算をし、分解生成物の量と環境中濃度を推計している。ただし、分解生成物は環境水中で生成するものであるため、大気への排出量について同様とすべきかは議論の余地がある。

2 一部の物質に過小評価が見られるのは、化審法の対象とならない自社内消費からの排出量が PRTR 情報に含まれているためである。

1 III.4 PRTR 情報

2 評価 II においては、化審法届出データを用いた評価だけでなく、監視化学物質が PRTR
3 制度対象物質であれば、PRTR 情報を活用した評価も行う。

4 III.4.1 PRTR 制度の概要

5 PRTR 制度とは、化管法の中の 1 つの制度で、「人の健康や生態系に有害なおそれがある
6 化学物質について、環境中への排出量及び廃棄物に含まれての移動量を事業者が自ら把
7 握して行政庁に報告し、さらに行政庁は事業者からの報告や統計資料を用いた推計に基づ
8 き排出量・移動量を集計・公表する制度」のことをいう。

9 ここで行政が公表する排出量・移動量に係るデータを本スキームでは「PRTR データ」
10 と呼ぶ。PRTR データは、事業者が自ら届け出た「届出データ」と行政が推計した「届出
11 外排出量データ」に大きく分かれる。これら届出、届出外排出量データは、平成 13 年度
12 実績が平成 14 年度から公表されて以来、毎年、その前年度までの実績が公表されている。

13 以下、概略を説明する。

14

15 III.4.1.1 届出データ

16 届出の義務は 45 の対象業種に限定され、第一種指定化学物質 354 物質について事業所
17 の年間取扱量が 1 トン以上（特定第一種化学物質は 0.5 トン）かつ事業者の常用雇用者数
18 が 21 名以上の事業者が事業所毎に行うことになっている¹。事業所別の届出データは、以
19 前は請求に応じて開示されていたが、平成 20 年度から行政によって公表されている。

20 届出データは、排出量と移動量に分けて届け出られる。さらに、排出量は排出先媒体で
21 ある大気、公共用水域、土壌、埋立の 4 区分、移動量は下水道への移動分、廃棄物として
22 の事業所外への移動分の 2 区分に分けられる。また、公共用水域への排出量については、
23 各都道府県、政令指定都市等が指定した排出先の河川、湖沼、海域等の名称が付く。埋立
24 については、安定型、管理型、遮断型の 3 種類のいずれかの処分場の方式が付く。

25

26 III.4.1.2 届出外排出量データ

27 「届出外排出量データ」は大きく 4 つに区分され、届出の対象業種ではあるが、年間取
28 扱量や雇用者数などの要件を満たさない「対象業種届出外²」、45 業種以外の農業や建設業
29 といった「非対象業種」、「家庭」及び自動車などの「移動体」がある。また、「対象業種届
30 出外」には「下水処理施設」が平成 19 年度実績から追加されている。

31 対象業種届出外の内、年間取扱量や雇用者数の要件を満たさない対象業種（以下、「すそ

¹ その他にも原材料中含有率や特別要件施設などの要件がある。

² 対象業種届出外には「すそ切り」、「水道の使用に伴うトリハロメタン」、「オゾン層破壊物質」、「ダイオキシン類」、「低含有率物質」、「下水処理施設」が含まれる。

1 切り」という。)からの排出量部分は経済産業省¹、「非対象業種」「家庭」「移動体」は環境
2 省²が中心となって推計がなされている。ほとんどの推計手法は排出係数を用いて排出量を
3 算出する方法で、都道府県別の排出量が推計されている。ただし、届出データと異なり、
4 環境媒体別ではない。

5 本スキームでの化審法データを用いた排出量推計手法が製造・輸入量や出荷量など川上
6 側の情報を用いている³のに対し、PRTR 届出外排出量データは業界団体からの報告や統計
7 資料を基に複数の推計手法⁴を用いて推計されている。

8

9 (1) 対象業種届出外

10 ここでは、対象業種届出外排出量の内、すそ切りと下水処理施設について述べる。

11

12 ① すそ切り

13 すそ切り排出量推計手法には、平成 19 年度実績のデータにおいて 2 つの手法が用いら
14 れている。

15 1 つは、排出源となる用途（印刷インキ、工業用洗浄剤など）を特定し、用途毎の化学
16 物質の産業分野別の出荷量、排出係数を用いて、その用途からの化学物質の環境中への国
17 内総排出量を推計し、さらにすそ切り事業者の割合を乗じ、都道府県別業種別の事業所数
18 で割り振ることで推計する方法「排出源別排出量推計方法」である⁵。

19 もう 1 つは、事業所の平均取扱量、平均排出係数から 1 事業所の平均排出量を推計し、
20 これに都道府県別にすそ切り対象となる事業所数を乗じて推計する方法「平均取扱量等
21 に基づく排出量推計方法」である。

22 PRTR 制度の初年度であった平成 13 年度実績時には後者の推計方法のみで農薬を除く
23 全ての化管法指定化学物質の排出量が推計されていたが、すそ切り排出量推計手法は毎
24 年見直しが行われており、例として平成 17 年度実績の排出量は、354 物質中 88 物質につ
25 いて推計されている。

26 また、平成 17 年度実績時のすそ切り推計排出量（88 物質の合計）の約 9 割の排出量が
27 「排出源別排出量推計方法」によって推計された 17 物質の排出量で占められ、残り 1 割
28 は「平均取扱量等に基づく排出量推計方法」による 71 物質の排出量であり、前者の割合
29 が大きいことが特徴的である。

30

31 ② 下水処理施設

32 「下水処理施設」とは、対象業種である「下水道業」の処理施設からの排出を指す。水

1 「すそ切り以下事業者排出量推計手法検討会」において検討されている。

2 「PRTR 非点源排出量推計方法検討会」において検討されている。

3 総量方式（トップダウン型）の推計手法という。

4 対象となる推計区分に応じて総量方式と積み上げ方式（ボトムアップ型）を使い分けている。

5 図表 III-13 内の「繊維仕上げ用溶剤」は、すそきり推計では「コンバーティング溶剤」と呼ばれている。この排出源と「化学品原料」は、排出係数を用いて推計しておらず、各産業界から排出量データそのものが提供されている。

1 質汚濁防止法に係る特別要件施設については対象 31 物質以外については届出の義務がな
2 い。
3 そこで、平成 19 年度実績から、届出事業所からの下水道への移動量やすそ切り対象とな
4 る事業所、家庭、非対象業種からの下水道への推計移動量、路面等の雨水など下水処理施
5 設への流入量から、活性汚泥処理等を経て、排出される化学物質の量を推計対象としてい
6 る。

7

8 (2) 非対象業種

9 「非対象業種」とは、45 種類の対象業種以外の農業や建設業、医療業などを指し、これ
10 らの業種については、農薬や塗料、消毒剤中の化学物質の排出量が推計されている。

11

12 (3) 家庭

13 「家庭」とは、家庭で使う洗剤や化粧品などの家庭用製品、人が吸うたばこの煙などを
14 指し、これらからの化学物質の排出量が推計されている。

15

16 (4) 移動体

17 「移動体」とは、自動車や船、飛行機などを指し、これらの燃料由来の排出量、すなわ
18 ち排ガスからと燃料の蒸発からの化学物質の排出量が推計されている。

19

20 III.4.2 化審法と化管法 PRTR 制度の対象範囲

21 III.4.2.1 法律上の対象範囲

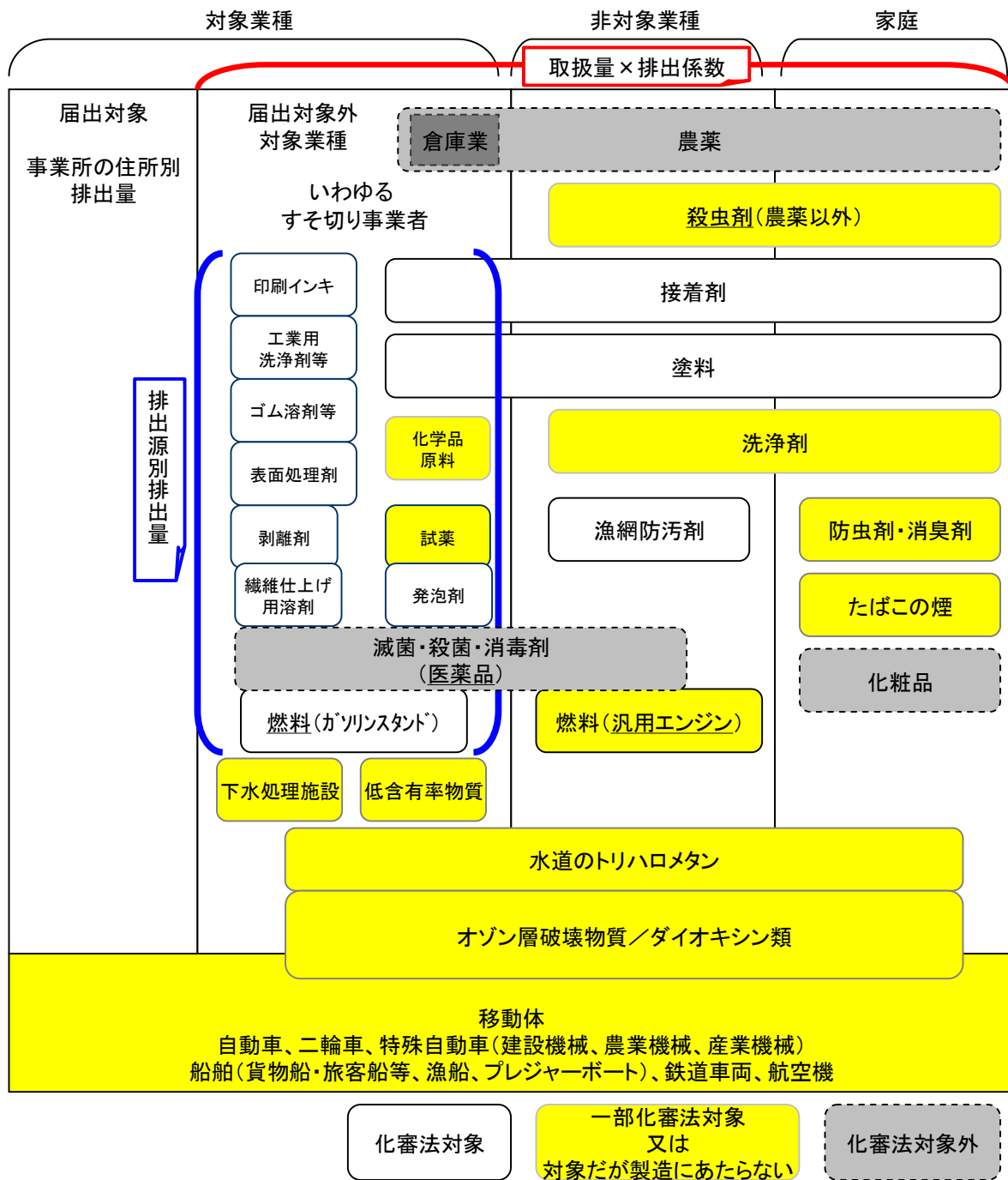
22 化審法と化管法 PRTR 制度のそれぞれの法律上の化学物質の定義や排出源とみなす対
23 象範囲（図表 III-2 参照）も異なることから、評価 II で双方の排出量を用いる際にはその
24 違いを明確に把握しておく必要がある。

25 例えば、図表 III-13 に示すように、PRTR データの中で、以下の排出がある化学物質は、
26 化審法の対象外（化審法上の「化学物質」の定義に当てはまらない）や適用除外（化審法
27 第 40 条 他の法令との関係）、化審法上の対象化学物質ではあるものの製造にはあたらな
28 いものに相当する。そのため、評価 II で PRTR 情報を用いる場合には、以下の例のよう
29 な場合、化審法の範囲を超えた排出量のリスク評価への寄与分を考慮する必要が生じる。

30

- 31 ・農薬：農薬取締法に規定されており、化審法適用除外の用途である。
- 32 ・殺虫剤（農薬以外）：衛生害虫用殺虫剤に関しては、薬事法に規定されており、化審法
33 適用除外の用途である。
- 34 ・化学品原料：この排出量の中に自社内消費分が含まれていれば、それは化審法上の製
35 造にあたらない。
- 36 ・洗剤：台所用洗剤など野菜、果実又は飲食器用に用いる洗剤は、食品衛生法に規

- 1 定されており、化審法適用除外の用途である。
- 2 ・防虫剤・消臭剤：衛生害虫用殺虫剤に関しては、薬事法に規定されており、化審法適
- 3 用除外の用途である。
- 4 ・試薬：試験研究としての分があれば、化審法の対象外である。
- 5 ・たばこの煙：燃焼による化学物質の生成であるため、化審法上の製造にあたらぬ。
- 6 ・滅菌・殺菌・消毒剤、化粧品：薬事法に規定されているため、化審法の適用除外の用
- 7 途である。
- 8 ・燃料（汎用エンジン）：燃料の燃焼生成成分の場合、化審法上の製造にあたらぬ。揮発
- 9 分であれば、対象である。
- 10 ・下水処理施設、低含有率物質：金属元素の場合、化審法上の化学物質の定義にあては
- 11 まらぬ。
- 12 ・水道のトリハロメタン：塩素消毒による副生成は、化審法上の製造にあたらぬ。
- 13 ・オゾン層破壊物質／ダイオキシン類：ダイオキシン類の非意図的生成は、化審法上の
- 14 製造にあたらぬ。
- 15 ・移動体：燃料の燃焼生成成分の場合、化審法上の製造にあたらぬ。揮発分であれば、
- 16 対象である。
- 17



1
2
3
4
5
6
7
8

図表 III-13 PRTR 制度における届出データと届出外排出量データの対象範囲

また、前述したように PRTR データの届出対象にも制限がかけられており、必ずしも化審法上の製造又は輸入する者が、PRTR データを届け出ているとは限らない¹。この点も留意する必要がある。

¹ 特に、事業者の常用雇用者数が 21 名未満で年間取扱量が 1 トン以上の事業所については PRTR データの届出対象外であり、化審法情報と見比べ、そういった出荷先がないか精査する必要がある。

1 III.4.2.2 重複する物質

2 PRTR 対象物質は、計 354 物質あり、その中には化審法の第一種、第二種、第三種監視
3 化学物質でもある物質がある。そして、それらの数は計 158 物質（平成 17 年度の化審法
4 公示名称あたりの物質数）になる。図表 III-14 にその内訳を示す。ただし、第二種監視
5 化学物質と第三種監視化学物質には重複する物質がある。

6

7

図表 III-14 監視化学物質 兼 PRTR 対象物質の数

	第一種 監視化学物質	第二種 監視化学物質 (第三種を含む数)	第三種 監視化学物質 (第二種を含む数)
全体 (うち PRTR 対象物質)	36 (2)	876 (137)	61 (43)

8

9 これらの化学物質は、化審法届出情報を用いた評価 II と PRTR 情報を用いた評価 II の
10 双方が可能であり、これらの物質は、図表 III-12 に示したように、本スキームの排出量推
11 計手法を検証するにあたり重要な指標物質となった。

12 また、一方で化審法が対象とする監視化学物質と化管法 PRTR 制度が対象とする化学物
13 質では、その対象範囲の考え方が異なる場合がある。代表的な例として、1 つは異性体や
14 炭素鎖の異なる物質を含む混合物、1 つは金属及びその化合物、もう 1 つは塩・水和物の
15 扱いである¹。このような例の場合には、対象物質が一致していると捉えず、両法律の対象
16 範囲を精査する必要がある。

17

18 III.4.3 局所評価での PRTR 情報の活用

19 III.4.3.1 対象となる排出源

20 評価 II における PRTR 情報に基づく局所評価では、化審法届出情報に基づく局所評価
21 と異なり、届出データについては、仮想的排出源ではなく、実在する各都道府県内の個別
22 の事業所毎の排出量を用いる。

23

24 III.4.3.2 製造段階からの排出

25 PRTR 届出データではどの事業所が対象とする化学物質の製造事業所かは判断できない
26 ため、製造段階からの排出という形で分けて評価は行わない。しかし、化審法届出情報の
27 製造事業所名から PRTR 情報内のどれが製造事業所からの排出量に相当するのかを確認
28 している。

29 排出先環境媒体としては、大気と公共用水域の PRTR 届出データを用いる。また、PRTR
30 届出データでは排出先の公共用水域名が付記されていることから、それらを河川と海域な

¹ 化審法監視化学物質の場合、塩など監視化学物質の構成成分を有するものについては、監視化学物質に係る規定が適用される。厚生労働省、経済産業省、環境省：化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について（最終改正 平成 19 年 10 月 15 日）

1 どに分けて水中濃度を推計する。
2 また、PRTR 届出データの場合、同一事業所内で中間物として自家消費される際に排出
3 される分も含まれている可能性がある。この部分は、化審法上の製造にあたらなため、
4 評価においては留意しておく必要がある。

5

6 III.4.3.3 調査・工業的使用段階からの排出

7 PRTR 届出データでは、調査段階か工業的使用段階かの判別は難しいため、それらを分
8 けず、実在の事業所別環境媒体別に排出量を用いることで局所評価を行う。また、排出先
9 公共用水域名で河川と海域などを分ける。

10

11 III.4.3.4 家庭用・業務用の使用段階からの排出

12 PRTR 届出データでは、家庭用・業務用の使用段階からの排出量は求められない。一方、
13 届出外データについては平成 19 年度実績から下水処理施設からの排出量が推計されてい
14 る。この推計手法では届出データの 1 つである下水道への移動量も加味されている。その
15 ため、今後下水処理施設からの排出量を用いた局所評価について検討する必要がある。

16

17 III.4.4 広域評価の PRTR 情報の活用

18 III.4.4.1 対象となる排出源

19 化審法届出情報を用いた評価と対象となる排出源は同じで、日本全体である。

20

21 III.4.4.2 PRTR 届出データ

22 PRTR 届出データは集計して環境媒体別の全国排出量を用いる。

23 排出先環境媒体としては、大気と公共用水域の他に、土壌への排出量も考慮する。

24

25 III.4.4.3 PRTR 届出外データ

26 PRTR 届出外データについては、環境媒体別に割り振る必要がある。

27 本スキームでは、以下の NITE が公開している大気中濃度マップ¹と同様の考えで割り振
28 りを行った。

29 ・対象業種届出外排出量は、業種ごとに、届出排出量から大気、水域、土壌への排出割
30 合を算出し、その割合に従い各媒体へ割り振った。

31 ・非対象業種からの排出量(対象業種以外の事業者)は、化学物質を含む製品の使用状況
32 や化学物質の物理化学的性状から、排出量を各媒体へ各媒体へ割り振った。

33 ・家庭からの排出量も上記と同様とした。

¹ NITE PRTR データによる「大気中の濃度マップ」推計方法の説明
(<http://www.taikimap.nite.go.jp/prtr/top.do>)

1 ・移動体からの排出量は、すべて燃焼ガス、または燃料の揮発による排出であると考え、
2 排出先媒体はすべて大気とした。

3
4 環境媒体別に割り振った届出外排出量を集計して、全国排出量とし、最終的に届出デー
5 タと合算し、広域評価に用いる。

7 III.4.4.4 長期使用製品からの使用段階からの排出

8 PRTR 届出外データでは、現段階では過去から蓄積された製品中からの排出量のデータ
9 は推計対象となっていない¹。そのため、長期使用製品からの排出量は PRTR 情報を用い
10 た広域評価では加味されない。

12 III.4.5 PRTR 情報の活用における留意点

13 III.4.5.1 化審法届出情報との使い分け

14 評価 II において、監視化学物質が PRTR 対象物質である場合、PRTR 情報は化学物質
15 ごとに得られるため、用途分類と物理化学的性状ごとに得られる化審法届出情報に基づく
16 推計排出量より実態を反映していると考えられ、それをを用いるのが望ましい。

17 しかし、PRTR 情報が得られれば、監視化学物質の排出源がすべて網羅できるというわ
18 けではない。塩を含むか否かといった化学物質の定義の範囲の点、届出外排出量データの
19 網羅性の点、PRTR 情報の中には化審法の対象範囲に含まれない排出が含まれている点な
20 どにおいて一致しない面がある。しかしながら、互いの情報を見比べることで、どの排出
21 源を精査する必要があるかが見えてくる。そのため、得られる情報の意味に留意しながら
22 化審法届出情報と補完しあう形で評価に用いる必要がある。

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（2009）平成 19 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要」によれば、塗料中の顔料・可塑剤、接着剤中の可塑剤など長期的に微量のものが排出される状況が不明との理由で推計対象とされていない。

1 IV. モデル推計に基づく暴露評価

2 IV.1 概要

3 本スキームで行うモデル推計に基づく暴露評価は、排出源ごと¹に排出源を中心とする一
4 定の領域を考えたリスク評価の軸として行う局所評価のための暴露評価と、日本全国の合
5 計排出量を用い、局所評価の補足のために行う広域評価のための暴露評価の二つの評価に
6 分けられる。局所暴露評価では、排出点源から環境に排出された化学物質のローカルなス
7 ケールの拡散として、大気や河川の局所での拡散モデルを考え、評価を行う。一方、広域
8 暴露評価では、様々な環境媒体（大気、水域、土壌、底質、生物等）内や媒体間での移出
9 入、分配、分解や消失を考慮したマルチメディアモデル²を利用し、マクロなスケールでの
10 環境中での化学物質の分布状況や長期的な残留量をベースに評価³を行う。

11 なお、人や生態への慢性影響を予防するという化審法の目的から、人の健康影響に対す
12 る暴露評価では、一定の割合で長期にわたり継続して暴露⁴されると仮定する。そして、人
13 の環境経由の暴露として屋外大気経由の吸入暴露、飲料水及び食物（農作物、牛肉、乳製
14 品及び魚介類）経由の経口暴露を考慮する。一方、生態影響に対する暴露評価では、藻類、
15 甲殻類、魚類といった環境中に生息する動植物が一定の暴露を受けると仮定する。また、
16 生態の環境としては水域及び底質を対象とする。

17

18 IV.1.1 人の摂取量を推計する局所評価の概要

19 人の健康影響に対する暴露評価を考える場合、化学物質の人への暴露量は、本来は一人
20 一人異なる。この為、ある集団に対し一つの暴露量を推計することは、集団の平均値や最
21 大値のような代表値を推計していることになる。しかし、この代表値は、暴露シナリオや
22 計算方法によって変動しうるために、「一般的な国民」という代表性をどのように考えるか
23 が重要である。本スキームの局所評価で対象とする「一般的な国民」は、仮想的な排出源
24 を中心とする一定の領域に居住している人を想定しており、職業暴露等の特定の高暴露集
25 団を想定していない。

26 モデル推計に用いる環境への排出量は III 排出量推計手法で求めた排出量を、物理化学

¹ 化審法の届出情報を用いた場合は仮想的排出源毎に、PRTR 情報を用いた場合は PRTR 届出事業所毎に評価する。

² OECD では化学物質の環境中での残留性と長距離移動性の評価にマルチメディアモデルを使用することを推奨している。

OECD, 2004, Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environmental Persistence and Long-Range Transport. OECD SERIES ON TESTING AND ASSESSMENT No. 45.

³ 環境残留性のある汚染物質が発生源から遠く離れた極地等で検出されているように、数年～数十年といった時間スケールでの環境中の動態を評価するには、モデルで設定する環境の大きさを小さく設定する（一説では数百 km² 以下）のは適切ではないと言われている。（参考文献 Cowan, et al. eds. (1995) The Multi-Media Fate Model: A vital tool for predicting the fate of chemicals. SETAC Press）

⁴ この仮定は TSCA の例で言うと非発がんの慢性影響の評価の場合に該当する。NITE の初期リスク評価や環境省の環境リスク初期評価の指針等で示されている摂取量を求める式は D （平均一日摂取量）= C （媒体中濃度）× IR （媒体摂取速度）/ BW （体重）という前提があると考えられる。

1 的性状等は I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定にて選定した物理化学的性状等を使
2 用する。

3

4 IV.1.1.1 暴露評価で推計するもの

5 局所評価における人の健康影響に対する暴露評価に必要な摂取量を推計するため、以下
6 の環境媒体中濃度の推計を行う。

7 ○大気排出に関して

- 8 ・大気中濃度
- 9 ・農作物中濃度（地上部、地下部）
- 10 ・牛肉中濃度※1
- 11 ・乳製品中濃度※2
- 12 ・土壌中濃度

13 ○水域排出に関して

- 14 ・水域中濃度※3
- 15 ・魚体中濃度※4

16 ※1 牧草を摂取する牛由来の肉のみを考慮している。

17 ※2 牧草を摂取する牛由来の乳製品のみを考慮している。

18 ※3 局所では、淡水及び海水の区別を行う。

19 ※4 局所では、淡水魚及び海産魚の区別を行う。

20

21 IV.1.1.2 暴露評価に用いる情報

22 局所評価における人の健康影響に対する暴露評価では IV.1.1.1 で示した項目を推計す
23 るために、化学物質に関しては以下の情報を用いる（詳細は、IV.2 を参照のこと）。

- 24 ・物理化学的性状（I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定）
- 25 ・大気及び水域への排出量（III 排出量推計手法）

26

27 IV.1.2 生活環境動植物の暴露濃度を推計する局所評価の概要

28 局所評価における生態影響に対する暴露評価では、局所評価における人の健康影響に対
29 する暴露評価と異なり、水生生物等評価対象生物種を考慮した暴露を想定して暴露評価を
30 行う。

31 環境への排出量は III 排出量推計手法において求めた排出量を用い、物理化学的性状は
32 I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定で決定した物理化学的性状等を使用する。

33

34 IV.1.2.1 暴露評価で推計するもの

35 生態影響に対する暴露評価において必要な情報は、水生生物及び底生生物を評価対象と
36 しているため水域中濃度及び底質中濃度である。

1 IV.1.2.2 暴露評価に用いる情報

2 生態影響に対する暴露評価において IV.1.2.1 で示した項目を推計するために、化学物質
3 に関しては下記の情報を用いる。(詳細は、IV.2 を参照のこと)

- 4 ・物理化学的性状 (I.4 物理化学的性状等の収集・推定・選定)
5 ・水域への排出量 (III 排出量推計手法)

7 IV.1.3 広域評価における暴露評価で推計するもの

8 広域暴露評価では、局所評価の補足を行うため以下の三点を推計する。

- 9 ・媒体間の存在比率
10 ・媒体別の定常到達時間
11 ・定常時における人の摂取経路別の摂取量の割合

13 IV.2 モデル推計に用いる情報

14 IV.2.1 化学物質の情報

15 局所暴露推計及び広域暴露推計で使用する化学物質の情報を図表 IV-1 に示す。

16 図表 IV-1 局所暴露推計及び広域暴露推計で用いる化学物質情報

記号	説明	単位	値	局所	広域	出典・参照先
<i>MW</i>	分子量	—		○	○	I.4
<i>WS</i>	水溶解度	[mg/L]		○	○	I.4
<i>VP</i>	蒸気圧	[Pa]		○	○	I.4
<i>MP</i>	融点	[°C]		○	○	I.4
<i>logKow</i>	オクタノール/水分配係数	—		○	○	I.4
<i>Henry</i>	Henry 則定数	[Pa・m ³ /mol]		○	○	I.4
<i>Koc</i>	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]		○	○	I.4
<i>BCF</i>	生物濃縮係数	[L/kg]		○	○	I.4
<i>KBIO</i>	生分解速度定数	[1/day]		○※		I.4
	大気中分解速度定数	[1/day]			○	I.4
	水中分解速度定数	[1/day]			○	I.4
	土壌中分解速度定数	[1/day]			○	I.4
	底質中分解速度定数	[1/day]			○	I.4

17 ※評価 I においては、生物分解速度定数を『0』[1/day]と仮定している。

19 IV.2.2 環境条件の情報

20 局所暴露推計及び広域暴露推計で使用する環境条件の情報を図表 IV-2 に示す。

21
22

図表 IV-2 局所暴露推計及び広域暴露推計で用いる環境条件情報

記号	説明	単位	局所	広域	出典・参照先
<i>SUA</i>	評価環境面積	[m ²]	—	3.8×10 ¹¹	IV.3.1 参照
<i>TEMP</i>	温度	[°C]	20	20	MNSEM デフォルト
<i>LLS</i>	陸地面積比	—	—	0.8	MNSEM デフォルト
大気コンパートメント					
<i>AFR</i>	風速	[m/sec]	1.91	1.91	式 IV-14 の u と同じ値
<i>TRF</i>	降水量(年間)	[mm/year]	1500	1500	MNSEM デフォルト
<i>DEPA</i>	大気コンパートメントの高さ	[m]	—	200	MNSEM デフォルト
<i>Ha</i>	大気柱の高さ	[m]	※	—	IV.3.2.2 (2)②参照
<i>CAER</i>	浮遊粒子濃度	[mg/m ³]	0.03	0.03	MNSEM デフォルト
<i>DEN_{AER}</i>	浮遊粒子密度	[kg/m ³]	1500	1500	MNSEM デフォルト
<i>DAER</i>	浮遊粒子径	[µm]	10	10	MNSEM デフォルト
表層水コンパートメント					
<i>DEP_w</i>	表層水相深度	[m]	—	10	MNSEM デフォルト
<i>CWSS</i>	懸濁粒子	[mg/L]	—	50	MNSEM デフォルト
<i>CWB</i>	水生生物	[mg/L]	—	5	MNSEM デフォルト
<i>Vriver_{man}</i>	河川流量(人)	[m ³ /sec]	20.85	—	長期平水量の全地点 50%ile 値
<i>Vriver_{env}</i>	河川流量(生態)	[m ³ /sec]	13.47	—	長期低水量の全地点 50%ile 値
<i>VL</i>	生活排水量	[m ³ /人/day]	0.3	—	日本下水道協会 ¹
<i>OC_{SS}</i>	懸濁粒子有機炭素含有率	—	0.06	0.06	MNSEM デフォルト
<i>KWAD</i>	表層水移流速度定数	[1/day]	—	0.1	MNSEM デフォルト
<i>KSV</i>	懸濁粒子沈降速度	[m/day]	—	0.5	MNSEM デフォルト
土壌コンパートメント					
<i>DEP_{SO}</i>	土壌相深度	[m]	0.2	0.2	MNSEM デフォルト
<i>SOAF</i>	土壌空気容積比	—	0.2	0.2	MNSEM デフォルト
<i>SOWF</i>	土壌水容積比	—	0.3	0.3	MNSEM デフォルト
<i>OC_{SOS}</i>	土壌粒子有機炭素含有率	—	0.04	0.04	MNSEM デフォルト
<i>DEN_{SOS}</i>	土壌粒子密度	[kg/L]	1.5	1.5	MNSEM デフォルト
<i>ETP</i>	土壌水分蒸散率	—	—	0.35	MNSEM デフォルト
<i>ERS</i>	土壌侵蝕速度	[m/year]	—	0.0002	MNSEM デフォルト
底質コンパートメント					
<i>DEP_{SE}</i>	底質相深度	[m]	0.05	0.05	MNSEM デフォルト
<i>POSE</i>	底質水容積比	—	0.75	0.75	MNSEM デフォルト
<i>OC_{SES}</i>	底質粒子有機炭素含有率	—	0.06	0.06	MNSEM デフォルト
<i>DEN_{SES}</i>	底質粒子密度	[kg/L]	2	2	MNSEM デフォルト

2

3 IV.2.3 食品摂取量の情報

4 人の吸入経路の暴露に関しては屋外大気の吸入経路を想定し、経口経路の暴露に関して
5 は農作物、畜産物、魚介類及び飲料水からの計 4 つの暴露経路を想定したため、それらの
6 一日当りの食品摂取量を以下の通り設定した。また、対象としている人は成人とし、体重

¹ 日本下水道協会(1999) 流域別下水道整備総合計画調査「指針と解説」建設省監修

1 を 50[kg]¹とした。

2

3 IV.2.3.1 大気の吸入量

4 大気の吸入量は、一日当りの吸入量として 20[m³/day]²とした。

5

6 IV.2.3.2 農作物の摂取量

7 農作物への化学物質の取り込みに関しては、脂溶性の高い物質は農作物の表皮にとどま
8 り中心には到達しないこと等を反映させるため、U.S.EPA 有害廃棄物焼却施設の人の健康
9 リスク評価手法 (HHRAP³) を参考に、以下の三つの可食部を定義した。

- 10 a. 地下部農作物： 可食部が地下にある農作物
11 例：ジャガイモ、にんじん、大根 等
- 12 b. 地上部農作物 Exposed： 可食部が地上にあり、葉菜等丸ごと食する農作物
13 例：トマト、キャベツ、ほうれん草 等
- 14 c. 地上部農作物 Protected： 可食部が地上にあり、表皮は食しない農作物
15 例：米、豆類、バナナ、みかん 等

16

17 農作物区分ごとの国産物摂取量は、16歳以上の平均食品摂取量 (暴露係数ハンドブック⁴)
18 を参考にして、国民栄養の現状⁵及びクッキング自給率⁶を用いて求めた国内自給率 (参照：
19 図表 IV-3) を乗じて、図表 IV-4に示すように設定した。

20

¹ 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準等の見直しについて (第1次答申) での『指針値の導出方法等』を参考に設定 <http://www.env.go.jp/council/toshin/t090-h1510.html>

² 安藤剛ほか(1998)、生活空気環境中の化学物質とその人体暴露、J.Natl. Inst.Public Health, 47(4), 325-331.

³ U.S. EPA Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP)for Hazardous Waste Combustion Facilities, Final (URL: <http://www.epa.gov/osw/hazard/tsd/td/combust/risk.htm>)

⁴ 独立行政法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター (現安全科学研究部門)「暴露係数ハンドブック」 <http://unit.aist.go.jp/crm/exposurefactors/>

⁵ 独立行政法人国立健康・栄養研究所「国民栄養の現状」(2000年(平成12年)実績) (参考 URL: http://www.nih.go.jp/eiken/chosa/kokumin_eiyoubu/index.html)

⁶ 農林水産省 クッキング自給率 (料理自給率計算ソフト) 品目ごとの自給率 (参考 URL: http://www.maff.go.jp/j/zyukyu/zikyu_ritu/zikyu03.html)

1

図表 IV-3 暴露評価に用いる区分ごとの国内自給率

『国民栄養の現状』 農作物区分		『摂食量推算用』 農作物区分		2000年度 摂食量 [g/day]※3	自給率 ※4	国産物の 摂食量 [g/day]	『摂食量推算用』 農作物区分		区分ごとの 摂食量 [g/day]	国産物の 摂食量 [g/day]	設定自給率 (割合含む)					
米類	米	穀物	Protected	157.6	100.00%	157.6	穀物	Protected	160.5	160.5	100.0%					
	米加工品	穀物	Protected	2.9	100.00%	2.9										
いも類	さつまいも	芋類	-	9.3	92.26%	8.6	芋類	Protected	64.7	44.1	68.2%					
	じゃがいも	芋類	-	30.5	60.58%	18.5										
	その他のいも	芋類	-	11.6	68.62%	8.0										
	いも類加工品	芋類	-	13.3	68.62%	9.1										
豆類	味噌	豆類	Protected	13.0	31.30%	4.1	豆類	Protected	70.3	17.8	25.4%					
	豆腐	豆類	Protected	38.6	24.83%	9.6										
	豆腐加工品	豆類	Protected	7.4	24.83%	1.8										
	大豆, その他	豆類	Protected	9.4	24.83%	2.3										
	その他の豆類	豆類	Exposed※1	1.9	100.00%	1.9										
果実類	柑橘類	果実	Protected	28.7	100.00%	28.7	果実	Protected	117.4	42.3	36.0%					
	りんご	果実	Protected	24.3	55.84%	13.6										
	バナナ	果実	Protected	10.5	0.00%	0.0										
	いちご	果実	Exposed	0.2	84.51%	0.2										
	その他の果実	果実	Exposed※1	43.0	100.00%	43.0										
	果汁	果実	Exposed※1	10.7	100.00%	10.7										
	にんじん	根菜	-	21.8	63.25%	13.8						葉菜	Exposed	145.9	132.2	90.6%
ほうれん草	葉菜	Exposed	17.4	91.44%	15.9											
ピーマン	葉菜	Exposed	4.5	86.47%	3.9											
トマト	葉菜	Exposed	20.2	49.22%	9.9											
その他の内訳※2	葉菜※2	Exposed※1	21.1	100.00%	21.1											
	根菜※2	-	10.9	100.00%	10.9											
その他の 野菜類	大根	根菜	-	36.7	98.04%	36.0	根菜	-	130.0	114.4	88.0%					
	たまねぎ	根菜	-	27.7	75.00%	20.8										
	きゃべつ	葉菜	Exposed	23.6	97.52%	23.0										
	きゅうり	葉菜	Exposed	11.2	93.45%	10.5										
	はくさい	葉菜	Exposed	22.6	100.00%	22.6										
	その他の内訳※2	葉菜※2	Exposed※1	18.6	100.00%	18.6										
		根菜※2	-	20.8	100.00%	20.8										
	つけもの	葉類つけもの	葉菜	Exposed	6.7	100.00%						6.7				
たくあん, その他つけもの		根菜	-	12.1	100.00%	12.1										

※1 安全側を考慮、Exposedと仮定した

※2 上記の項目から按分した

※3 独立行政法人国立健康・栄養研究所「国民栄養の現状」(2000年(平成12年)実績)

※4 農林水産省省 クッキング自給率(料理自給率計算ソフト) 品目ごとの自給率(平成18年実績)

2

3

図表 IV-4 暴露評価に用いる農作物区分ごとの国産物摂取量

摂食量 [g/day]※	『摂食量推算用』 農作物区分		設定自給率 (割合含む)	採用摂食量 [g/day]	農作物区分		区分ごとの 摂取量 [g/day]
169.7	穀物	Protected	100.0%	169.7	地上部農作物	Protected	229.5
63.6	芋類	-	68.2%	43.4		Exposed	194.3
70.8	豆類	Protected	25.4%	18.0	地下部農作物	-	166.1
		Exposed	2.7%	1.9			
116.4	果実	Protected	36.0%	41.9			
		Exposed	45.9%	53.4			
153.3	葉菜	Exposed	90.6%	138.9			
139.5	根菜	-	88.0%	122.7			

※16歳以上の年齢階級の平均摂食量の平均値(暴露係数ハンドブック)

4

5

6

7

8

9

10

また、仮想的な局所における暴露量を推計する際には、仮想的な排出源を中心とする一定の領域に住む人が、その領域で栽培される農作物を摂取する割合を考慮する必要がある。現時点ではそのような情報が得られていないので、代替するデータとして、「U.S.EPA の Exposure Factors Handbook (EFH)¹」に掲載されている自家消費の割合(intake rates for home-produced products)を近郊生産物摂取割合として用いることとした。

¹ U.S. EPA(1997) Exposure Factors Handbook
(参考 URL: <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-front-gloss.pdf>)

1 EFHでは、全国食品消費調査（NFCS）から、食品の自家消費率を集計し、年代別、季
 2 節、都市型、人種等を統計的に整理している。図表 IV-5は、米国の野菜と果物の自家消費
 3 割合の比較であるが、米国のヒト健康に係る各種のリスクアセスメントに組み込まれてい
 4 る自家消費割合のデフォルト値の多くは、EFHから引用されている。

5 また、U.S.EPAのTSCA¹の新規物質の事前審査で使われているリスク評価システム
 6 E-FAST ver.2や欧州のEU-TGDにおいても、様々な設定パラメータ（例：体重、飲水量、
 7 呼吸量、食品摂取量）にEFHの情報が入りもしくは参照されている。そこで、米国国民の
 8 一般人（general population）における地上部農作物（8.2%）、地下部農作物（4.3%）の自
 9 家消費割合を適用することとした。

10 なお、今後の調査によって、国内において近郊生産物摂取割合に関するデータが得られ
 11 た場合には、新たに近郊生産物摂取割合の設定について検討する必要があると考えられる。

12

13 図表 IV-5 野菜と果物の自家消費割合の設定パラメータの比較

	Risk assessment guidance for superfund ²	Health consultation ³		Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities ⁴	ECETOC ⁵
対象集団	農民	全て	全て	農民	全て
使用している野菜区分	全区分	地上部農作物	地下部農作物	全区分	全区分
野菜の自家消費割合(%)	40	8.2	4.3	59	3
果物の自家消費割合(%)	30	—		29	1.7

14

15 以上より、農作物の摂取量は図表 IV-6に示すように設定した。

16

¹ Toxic Substances Control Act のこと。日本語名称は有害物質規制法。米国環境保護庁(U.S. EPA)の定めた化学物質の評価、届出、登録等に関する基本法。

² U.S. EPA (1991) Risk assessment guidance for superfund、 volume 1: Human health evaluation manual (参考 URL: <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/OSWERdirective9285.6-03.pdf>) 汚染地域ごとの具体的な浄化対策を行うための詳細なリスク評価マニュアル。この巻はヒト健康の汚染地域浄化前の現状評価部分にあたる。ヒト健康の影響評価の中で農業従事者の自家摂取割合としてEFHの野菜と果物の値を用いている。

³ U.S. ATSDR (2006) Health consultation <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/pha/PalestineBioavailabilityStudy/PalestineBioavailabilityHC052306.pdf>

U.S. EPA がテキサス州の工場地域付近の土壌中の砒素とバナジウムが及ぼすヒト健康影響を評価した報告書。非発がん性に関わる様々な経路から人への暴露量推計が掲載されており、EFHの野菜の自家摂取割合が引用されている。

⁴ U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response(2005)Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities

⁵ ECETOC (2001) Exposure Factors Sourcebook for European Populations (with Focus on UK Data) ヨーロッパの人々の暴露係数のデータ集であり、1996年の英国の健康調査の情報が用いられている。その中で、英国国民の購入及び自家生産した野菜及び果物の消費割合が掲載されている。また、IntroductionではU.S. EPAのEFHが紹介されている。

1

図表 IV-6 暴露評価に用いる農作物の摂取量

『摂取量推計用』 農作物区分		農作物摂取量[g/day]	
		局所評価	広域評価
地上部農作物	Protected	18.8	229.5
	Exposed	15.9	194.3
地下部農作物		7.3	168.7

2

3 IV.2.3.3 畜産物の摂取量

4 畜産物として、牛肉及び乳製品を想定し、これらの摂取による人への暴露を考慮する。
5 牧草（地上部農作物 Exposed）及び土壌の摂取、大気吸入により化学物質を取り込むと考
6 えられる牛の肉及び牛由来の乳製品を想定した。なお、ここで想定している牛は、局所評
7 価の領域内で生育され、同領域内の牧草を 100%摂取していると仮定した。人の畜産物摂
8 取量に関しては、IV.2.3.2 と同様に、暴露係数ハンドブックを参考とし、平成 18 年度の
9 日本の食料生産量・消費量¹から求めた国内自給率（参照：図表 IV-7）を乗じて、農作物
10 と同様の考え方で設定した。

11

12

図表 IV-7 暴露評価に用いる畜産物の国内自給率

	国内生産量[千トン]	国内消費量[千トン]	国内自給率
牛肉	495	1,145	43.2[%]
牛乳及び乳製品	8,088	12,163	66.5[%]

13

14

図表 IV-8 暴露評価に用いる畜産物の国産物摂取量

『摂取量推計用』 畜産物区分	摂取量[g/day]	国内自給率	採用摂取量[g/day]
牛肉	25.8	43.2[%]	11.2
牛乳及び乳製品	108.9	66.5[%]	72.4

15

16 また、局所における暴露量を推計する際には、農作物と同様に排出源近傍で飼育された
17 牛由来の畜産物を摂取する割合を考慮すべきであり、IV.2.3.2 と同様にU.S.EPA EFHに
18 掲載されている自家消費割合（牛肉（2.6%）、乳製品（0.8%））を適用することとした。な
19 お、IV.2.3.2 と同様に、今後の調査によって、国内において近郊生産物摂取割合に関する
20 データが得られた場合には、新たに近郊生産物摂取割合の設定について検討する必要があ
21 ると考えられる。以上より、畜産物の摂取量は図表 IV-9に示すように設定した。

22

¹ 農林水産省 日本の食料自給率 2.日本の食料生産量・消費量 品目別データ（生産量、消費量、輸出入量等） http://www.maff.go.jp/j/zyukyu/zikyu_ritu/012.html

1 図表 IV-9 暴露評価に用いる畜産物の摂取量

『摂取量推計用』区分	畜産物摂取量[g/day]	
	局所評価	広域評価
牛肉	0.3	11.2
乳製品	0.6	72.4

2

3 IV.2.3.4 魚介類の摂取量

4 魚介類の摂取に関して、仮想的な排出源を中心とする一定の領域内に生息する淡水魚の
5 みを摂取するというシナリオは現実的ではないため、海産魚も考慮した。

6 魚介類の摂取量は暴露係数ハンドブックより、15歳以上の一日平均摂取量 95.5[g/day]
7 とした。土壌残留及び水質汚濁に係る農薬登録保留基準に関連して検討された暴露評価対
8 象魚介類の摂取量割合の導出方法¹を参考にし、平成18年漁業・養殖業生産統計年表（平成
9 18年度実績）²より遠洋沖合を除いた海面漁獲高比率45.9%及び内水（淡水）漁獲高比率1.4%
10 を考え、海産魚の摂取量を43.9[g/day]、淡水魚の摂取量を1.4[g/day]とした。

11 以上より、魚介類の摂取量は図表 IV-10に示すように設定した。

12

13 図表 IV-10 暴露評価に用いる魚介類の摂取量

『摂取量推計用』 魚介類区分	魚介類摂取量[g/day]	
	局所評価	広域評価
淡水魚	1.4	—
海産魚	43.9	—
魚介類（広域用）	—	45.2

14

15 IV.2.3.5 飲料水の摂取量

16 飲料水摂取量（飲水量）は、WHO が報告している一日当りの飲水量³を参考にし、2[L/day]
17 とした。

18

19 IV.2.3.6 局所暴露推計及び広域暴露推計に用いる情報

20 局所暴露推計及び広域暴露推計で使用する食品摂取量等の情報を図表 IV-11 に示す。

21

22

¹ 農林水産省(2006) 「土壌残留及び水質汚濁に係る農薬登録保留基準の改定について」（農業資材審議会資料）

² 農林水産省(2006) 平成18年漁業・養殖業生産統計年表（平成18年度実績）
<http://www.tdb.maff.go.jp/toukei/a02smenu?TouID=C001>

³ WHO (1996), Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd edition

1 図表 IV-11 局所暴露推計及び広域暴露推計で用いる食品摂取量等の情報

説明	単位	局所	広域	出典・参照先
人の体重	[kg]	50	50	IV.2.3
人の吸入摂取量（大気）	[m ³ /day]	20	20	IV.2.3.1
人の地下部農作物の摂取量	[g/day]	7.3	168.7	IV.2.3.2
人の地上部農作物(Protected)の摂取量	[g/day]	18.8	229.5	IV.2.3.2
人の地上部農作物(Exposed)の摂取量	[g/day]	15.9	194.3	IV.2.3.2
人の乳製品の摂取量	[g/day]	0.6	72.4	IV.2.3.3
人の牛肉の摂取量	[g/day]	0.3	11.2	IV.2.3.3
人の魚介類（淡水魚）の摂取量	[g/day]	1.4	—	IV.2.3.4
人の魚介類（海産魚）の摂取量	[g/day]	43.9	—	IV.2.3.4
人の魚介類（広域用）の摂取量	[g/day]	—	45.2	IV.2.3.4
人の飲水量	[L/day]	2	2	IV.2.3.5

2

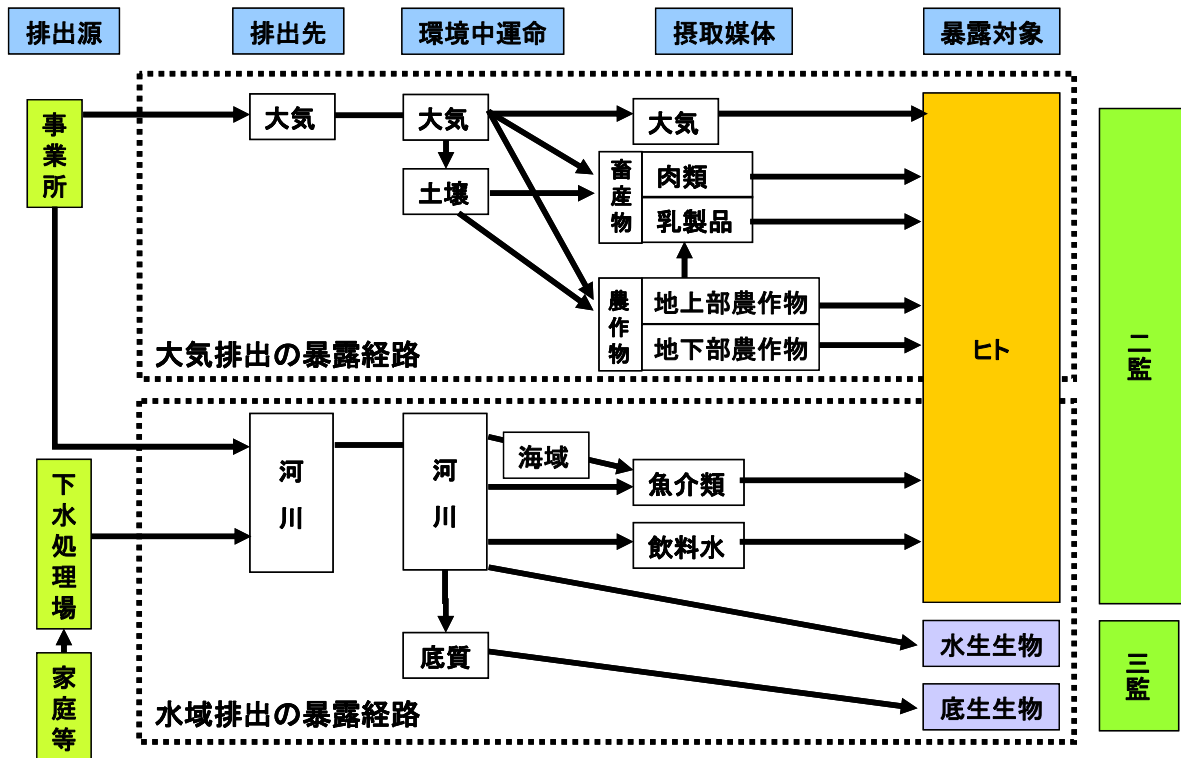
3 IV.3 局所評価における暴露量推計手法

4 IV.3.1 暴露シナリオとその設定根拠

5 本スキームにおける局所評価では、排出源等から化学物質が環境へと排出される場合の、
6 その仮想的な排出源を中心とする一定の領域の濃度を推計し、人の健康及び生態に対する
7 暴露評価を行う。

8 監視化学物質の局所評価における排出シナリオは、排出量推計（III）でも述べたが、大
9 きく 2 つに区分している。1 つは、サプライチェーンの川上側にあたる事業所での製造、
10 調合等に伴う排出（以下、「点源」という。）、もう 1 つは洗剤など最終製品の家庭等での
11 使用に伴う排出（以下、「家庭等」という。）である。例えば洗剤用途の化学物質はその製
12 造段階や調合段階からよりも、使用段階での水域への排出が多いことは容易に想像がつく。
13 このような最終製品での排出が化学物質のライフサイクル全体での排出量の大半を占める
14 ことが想定される用途については、点源だけでなく、家庭等の暴露シナリオについても考
15 慮した。図表 IV-12 に局所暴露評価のフロー図を示す。なお、環境分配モデル適用物質以
16 外の化学物質に関しては、本編 7.4.2 で示すとおりである。

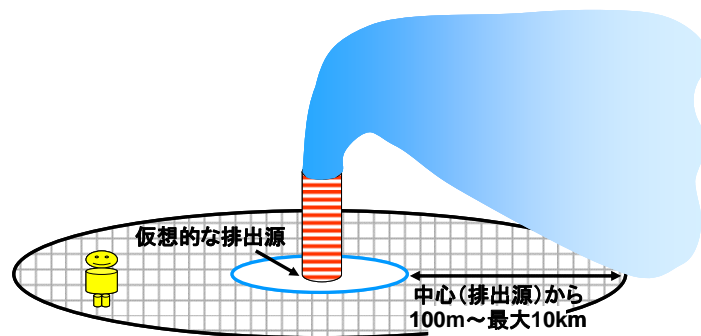
17



図表 IV-12 局所暴露評価のフロー図

(1) 評価対象範囲に関して

局所評価における評価対象範囲は、仮想的な排出源から半径最大 10[km]までの円内とした。ただし、排出源から半径 100[m]円内は事業所敷地内と想定し、この部分を除いたドーナツ状のエリアとした。半径の大きさは、半径 1[km]から 10[km]まで 1[km]刻みで設定し、リスク懸念となる評価対象面積を推計するというアプローチをとった。本スキームにおける評価範囲のイメージを図表 IV-13 に示す。



図表 IV-13 局所評価における評価対象範囲

(2) 局所評価の暴露経路について

本局所暴露推計で考慮する化学物質暴露経路は以下のとおりである。

- ① 吸入経路：屋外大気
- ② 経口経路：飲料水（飲料水＝河川水として推計：河川水は懸濁物質を除き溶存態の

1 み)

2 ③ 経口経路：農作物（農作物は、その濃縮経路により、地下部農作物、地上部農作物
3 Exposed 及び地上部農作物 Protected の三種類に分けて推計）

4 ④ 経口経路：畜産物（牛肉及び乳製品）（牛肉及び乳製品中濃度は大気、土壌及び地上
5 部農作物から濃縮するとして推計）

6 ⑤ 経口経路：淡水魚（魚体内中濃度は河川水から濃縮するとして推計）

7 海産魚（魚体内中濃度は海水から濃縮するとして推計）

8

9 IV.3.2 大気中濃度と沈着量の推計

10 本節は本編 7.3.2 に対応しており、大気中濃度推計と沈着量の推計について具体的な数
11 式やパラメータを示すとともに数理モデルを利用した濃度推計 (IV.3.2.1)、数理モデル及
12 びデフォルト値設定の経緯 (IV.3.2.2)、利用した数理モデルの基本的な挙動 (IV.3.2.3)、
13 利用した数理モデルの予測精度に関する確認・知見等 (IV.3.2.4) を説明する。

14 排出源から大気へ排出された化学物質はガス態、または浮遊粒子に吸着した状態（粒子
15 吸着態）で大気中に存在すると仮定し、ガス態や粒子吸着態が重力や空気抵抗等により土
16 壌に沈着する「乾性沈着」と、ガス態や粒子吸着態が雨水に取り込まれて降雨により土
17 壌に沈着する「湿性沈着」を想定している。

18 なお、大気中濃度は人の吸入暴露量の推計に利用する。沈着量は化学物質の土壌中濃度
19 及び農作物中濃度の推計に利用し、最終的に経口暴露量の推計に利用する。

20 ここで用いる「沈着量」とは、特に断りがない限り単位時間・単位面積当たりの沈着量
21 を表している。

22

23 IV.3.2.1 数理モデルを利用した濃度推計

24 (1) 大気中濃度の推計に利用した数理モデル

25 本スキームでは、事業所の点源から大気へ排出された化学物質の濃度推計に「経済産業
26 省－低煙源工場拡散モデル：Ministry of Economy, Trade and Industry - Low rise
27 Industrial Source dispersion Model (METI-LIS) ver.2.03」（以下、「METI-LIS」という。）
28 を用いる。これは、企業による有害大気汚染物質の自主管理計画策定の一助となるソフト
29 ウェアであり、国内で多くの使用実績がある。METI-LIS の詳細についてはマニュアル¹を
30 参照されたい。

31 METI-LIS は、煙突や排気口といった点煙源からの排出をモデル化するために、定常一
32 様状態を仮定した次のガウス型プルーム式を基本としている。

33

¹ 有害大気汚染物質に係る発生源周辺における環境影響予測手法マニュアル(経済産業省－低煙源予測手
法マニュアル：METI-LIS)Ver.2.03

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad \text{式 IV-1}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C(x,y,z)$	排出源を原点としたときの位置(x,y,z)における化学物質濃度	[mg/m ³]		
x	排出源からの風下距離	[m]		
y	煙流軸からの距離	[m]		
z	地面からの高さ	[m]	1.5※1	
Q	排出量	[mg/s]		III章
u	風速	[m/s]		
σ_y	y 軸方向の拡散幅	[m]		
σ_z	z 軸方向の拡散幅	[m]		
H	煙突高さ	[m]	10	設定※2

2 ※1 人の吸入を考慮して 1.5[m]に固定した。

3 ※2 設定根拠は IV.3.2.2 の図表 IV-17 を参照。

4

5 式 IV-1 は、1 つの発生源を想定し、気象条件（風速と安定度階級）を固定した特定の
6 条件の時の風下方向に y 軸を取った時のある座標における濃度を表す。実際の気象条件は
7 1 年中固定してはおらず、時々刻々と変化する。監視化学物質のリスク評価では、慢性毒
8 性の評価を行うので、濃度は年平均値などの長期平均値を求める必要がある。

9 また、本スキームでは評価エリアを排出源を中心とする円としており、式 IV-1 は1つ
10 の地点 (x,y,z)における濃度を求める式であるため、エリアという面での平均濃度を求める
11 ためには式 IV-1 を応用する必要がある。そこで、本スキームではアメダス気象観測デー
12 タ¹（過去 10 年分、全国約 800 地点）を用い、エリア内の長期平均値を求めるには次のよ
13 うに行うこととした。

14

- 15 ①まず、アメダス観測地点を中心とした評価エリアを定める（エリア半径
16 1,000[m]~10,000[m]の円）。この観測地点から化学物質が排出量 Q の排出することを
17 仮定。評価エリア内を格子点に区切ると、1 時間ごとの風速と安定度階級※から、各
18 格子点における 1 時間ごとの濃度を求めることができる。
- 19 ②ある観測地点における、ある年度におけるエリア内の全ての格子点の濃度を算術平均
20 を計算することで、その観測地点におけるエリア内の年平均濃度が求まる。
- 21 ③更に、同一観測地点には約 10 年間（年数は観測地点ごとに異なる）の観測データが
22 あるので、上述のエリア内の年平均濃度の約 10 年間平均値が求まる。
- 23 ④このようにして約 10 年間平均濃度が観測地点分、約 800 個求まるので、この中の中

¹ 財団法人気象業務支援センター(2005) アメダス再統計値—気象観測所指針(2005)による—

1 中央値を代表値として採用する。
 2 ⑤評価エリアの半径が他の値のときも以上と同様に求める。

3
 4 ※安定度階級とは大気の状態を拡散しやすいケースから順に「不安定」(A~C)、「中
 5 立」(D)、「安定」(E~F) と 6 階級に分類したものである。安定度階級は風速と日
 6 射量で決まる。

7
 8 以上の内容を式で表現すると以下のようなになる。
 9

$$C(1.5) = Median_i \left\{ E_m \left\{ E_{x,y,i,j,k} \{ C(Q, x, y, i, j, k) \} \right\} \right\} \quad \text{式 IV-2}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		
$C(Q, x, y, i, j, k)$	排出量 Q と仮定した場合の、風向 i、風速 j、安定度階級 k、座標(x,y,1.5)における大気中濃度	[mg/m ³]		
l	アメダス観測地点の地点番号	—		
m	観測年度	—		

11 ※ 式 IV-2 において、記号 E は添え字について算術平均をとることを表し、 $Median$ は添え字について中央値をとることを表している。また、 i, j, k それぞれの取り得る範囲及び出現頻度は l 及び m により異なる。これは、年度及び地点が異なれば 1 年間に取り得る気象条件の頻度も異なるためである。

16 式 IV-1 では、式 IV-2 の、風向を y 軸にとった場合のある座標での $C(Q, x, y, i, j, k)$ を求めていることになる。 $C(Q, x, y, i, j, k)$ は式 IV-1 から明らかなように Q に比例する。したがって、 $C(1.5)$ も Q に比例する。そのため、式 IV-3 に示すように、単位排出量当たりの大気中濃度 (式 IV-3 の a に相当) をあらかじめ求めておけば、任意の排出量 Q の大気中濃度は、 a に Q を乗じることにより容易に求めることができる。

21 この比例係数 a を「大気中濃度換算係数」と呼ぶ。

$$C(1.5) = a \times Q \quad \text{式 IV-3}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		
Q	排出量	[kg/s]		III章
a	大気中濃度換算係数	[mg/m ³ /(kg/s)]	※	

24 ※ 評価対象半径により変化する (図表IV-16)

25
 26 大気中濃度換算係数は、気象条件と評価対象半径 1,000[m]~10,000[m]によって異なる

1 値をとる。METI-LIS にアメダス気象観測データをインプットデータとして計算すること
 2 で日本の気象条件を考慮した大気中濃度換算係数を求めた。その結果を図表 IV-14 に示す。
 3 METI-LIS の計算条件等については IV.3.2.2 (1)で述べる。

4
 5

図表 IV-14 評価対象半径ごとの大気濃度換算係数 a

評価対象半径[m]	大気中濃度換算係数[mg/m ³ /(kg/s)]
1,000	5.74
2,000	2.36
3,000	1.28
4,000	0.91
5,000	0.65
6,000	0.49
7,000	0.39
8,000	0.32
9,000	0.27
10,000	0.23

6

7 (2) 沈着量の推計に利用した数理モデル

8 大気相から土壌相への化学物質の沈着は土壌中濃度の増加要因で、その沈着過程は大気
 9 相における粒子吸着態及びガス態の湿性及び乾性沈着がある。減少要因である消失につい
 10 ては IV.3.3 で述べる。ここでは沈着量の求め方を述べる。

11 なお、本スキームにおいて、吸入経路に関して湿性及び乾性沈着による大気中濃度の減
 12 少は考慮していない¹。

13

14 ① 乾性・湿性沈着で共通のパラメータ

15 大気相から土壌相への化学物質の沈着量の推計において、粒子吸着態及びガス態の乾
 16 性・湿性の沈着に共通して用いられるパラメータがある。このパラメータを以下に示す。

17 なお、式 IV-6 式は、20[°C]で固体の場合に大気相における化学物質の粒子吸着態及び
 18 ガス態の容積比を算出する際の固体状態の蒸気圧から液体状態の蒸気圧へ換算する補正で
 19 ある。

20

$$FP = \frac{CJ \times SP}{VPL + CJ \times SP} \quad \text{式 IV-4}$$

¹ このため吸入経路における暴露量は過大評価になっている。また、大気中濃度が減少すると土壌への沈着量が減少し、その結果、農作物中濃度も減少するため、大気中濃度の減少を考慮しないことは農作物中濃度の過大評価にもなっている。

$$1 - FP = \frac{VPL}{VPL + CJ \times SP} \quad \text{式 IV-5}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>FP</i>	大気相における化学物質の粒子吸着態の容積比	[m ³ /m ³]		EU-TGD,2.3.5.1(式19)
$1 - FP$	大気相における化学物質のガス態の容積比	[m ³ /m ³]		EU-TGD,2.3.5.1(式19)
<i>CJ</i>	Junge 式の定数	[Pa・m]		
<i>SP</i>	浮遊粒子の表面積	[m ² /m ³]		
<i>CJ</i> × <i>SP</i>	Junge 式の定数と浮遊粒子の表面積の積	[Pa]	0.0001	EU-TGD,2.3.5.1 デフォルト
<i>VPL</i>	液体状態の 20℃における飽和蒸気圧※1	[Pa]		化学物質情報※2

2 ※1 化学物質の融点が 20℃より高い場合は過冷却液体状態の飽和蒸気圧を表す

3 ※2 化学物質の融点が 20℃より高い場合は式 IV-6 を使う

4

$$VPL = VPS \times e^{\frac{\Delta Sf \times MP - 20}{R \times 293}} \quad \text{式 IV-6}$$

5

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>VPL</i>	過冷却液体状態の飽和蒸気圧	[Pa]		HHRAP,AppendixB, TABLE B-1-1 ※ 化学物質情報
<i>VPS</i>	固体状態の 20℃における飽和蒸気圧	[Pa]		
ΔSf	融解エントロピー	—		
<i>R</i>	気体定数	[atm・m ³ /mol・K]	0.082	
$\Delta Sf/R$		—	6.79	HHRAP デフォルト
<i>MP</i>	融点	[℃]		化学物質情報

6 ※ HHRAP では e の指数の右側は $(MP - 284) / 284$ (*MP* の単位は [K]) となっている。これは 11℃
7 としているためであり、本スキームの環境温度 20℃に合わせると $((MP + 273) - (20 + 273)) / (20 + 273)$
8 $= (MP - 20) / 293$ (*MP* の単位は [℃]) となる。

9

10 大気相はガス、浮遊粒子、雨水の 3つのコンパートメントで構成されている。3つのコ
11 ンパートメントに分配される化学物質をそれぞれガス態、粒子吸着態、雨水溶存態と呼ぶ。
12 3つのコンパートメントに存在する化学物質の質量比を考えると、ガス態の質量比 *FAA*
13 と粒子吸着態の質量比 *FAP*は以下のように表せる。

14 また、洗浄比 *RRT* は、ガス態と粒子吸着態の合計化学物質濃度と雨水中の化学物質濃
15 度の比を表しており、洗浄比が大きいほど雨水に良く取り込まれることになる。

16

$$FAA = \frac{1 - FP}{1 + \frac{RRT \times VOLAW}{VOLAAP}} \quad \text{式 IV-7}$$

$$FAP = \frac{FP}{1 + \frac{RRT \times VOLAW}{VOLAAP}} \quad \text{式 IV-8}$$

$$RRT = \frac{1 - FP}{HENRY} + 2 \times 10^5 \times FP \quad \text{式 IV-9}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>FAA</i>	大気相でのガス態中の化学物質の質量比	—		MNSEM,3.1.1
<i>FAP</i>	大気相での粒子吸着態中の化学物質の質量比	—		MNSEM,3.1.1
<i>RRT</i>	洗浄比	—		MNSEM,3.1.1
<i>VOLAW</i>	雨水コンパートメントの容積	[m ³]	※1	式 IV-29
<i>VOLAAP</i>	大気相でのガス態コンパートメントと粒子吸着態コンパートメントの合計容積	[m ³]	※2	IV.3.2.2 (2)③
<i>FP</i>	大気相における化学物質の粒子吸着態の容積比	[m ³ /m ³]		式 IV-4
$1 - FP$	大気相における化学物質のガス態の容積比	[m ³ /m ³]		式 IV-5
<i>HENRY</i>	無次元 Henry 則定数	—		化学物質情報
	浮遊粒子の捕集率	—	2×10^5	MNSEM デフォルト

2 ※1 評価対象半径により変化する (図表 IV-15)

3 ※2 評価対象半径により変化する (図表 IV-15)

4

5 雨水コンパートメントの容積 (以下、「雨水の容積」という。) *VOLAW*、大気相でのガ
6 ス態コンパートメントと粒子吸着態コンパートメントの合計容積 (以下、「ガス態と粒子吸
7 着態の容積」という。) *VOLAAP*は評価対象半径 1,000[m]~10,000[m]によって異なる値
8 をとる。これらを図表 IV-15 に示す。この値の導出は IV.3.2.2 (2)で述べる。

9

10

図表 IV-15 評価対象半径ごとの雨水の容積及びガス態と粒子吸着態の容積

評価対象半径 [m]	雨水の容積	ガス態と粒子吸着態の容積
	<i>VOLAW</i> [m ³]	<i>VOLAAP</i> [m ³]
1,000	2.3	3.2×10^8
2,000	2.3×10	3.1×10^9
3,000	9.7×10	1.3×10^{10}
4,000	2.0×10^2	2.7×10^{10}
5,000	3.3×10^2	4.5×10^{10}
6,000	5.1×10^2	7.0×10^{10}
7,000	7.4×10^2	1.0×10^{11}
8,000	1.0×10^3	1.4×10^{11}

評価対象半径[m]	雨水の容積 <i>VOLAW</i> [m ³]	ガス態と粒子吸着態の容積 <i>VOLAAP</i> [m ³]
9,000	1.4×10 ³	1.9×10 ¹¹
10,000	1.8×10 ³	2.4×10 ¹¹

1

2 ② ガス態乾性沈着量の推計

3 地表付近（高度 1.5[m]を仮定）にガス態で存在する化学物質の濃度にガス態乾性沈着速
4 度を乗じることによりガス態乾性沈着量 M_{ag} [mg/day/m²]を推計する。

5 ガス態乾性沈着速度 R_{ag} にはMNSEMで採用されている2薄膜理論に基づく式を利用す
6 る。

7

$$M_{ag} = R_{ag} \times C(1.5) \times FAA \quad \text{式 IV-10}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
M_{ag}	ガス態乾性沈着量	[mg/day/m ²]		環境リスクを計算する,p.111※
R_{ag}	ガス態乾性沈着速度	[m/day]		式 IV-11
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		式 IV-3
FAA	大気相でのガス態中の化学物質の質量比	—		式 IV-7

9 ※ 中西ら『演習 環境リスクを計算する(2003)』p.111 の記述を参考にして、ガス態乾性沈着量＝地
10 表付近のガス態化学物質濃度×ガス態乾性沈着速度とした。

11

$$R_{ag} = \frac{KG \times KASLSA + \frac{KG \times KASLSW}{HENRY}}{KG + KASLSA + \frac{KASLSW}{HENRY}} \quad \text{式 IV-11}$$

12

記号	説明	単位	値	出典・参照先
R_{ag}	ガス態乾性沈着速度	[m/day]		MNSEM,3.1.2※
KG	気相質量移動係数	[m/day]		式 IV-12
$KASLSA$	土壌中空気質量移動係数	[m/day]	0.48	MNSEM デフォルト
$KASLSW$	土壌中水質量移動係数	[m/day]	4.8×10 ⁻⁵	MNSEM デフォルト
$HENRY$	無次元 Henry 則定数	—		化学物質情報

13 ※ MNSEM マニュアルでは式 IV-11 の右边を (DEPA/LLS) = (大気相高度/陸地面積比) で除す
14 ことで KAS (大気相から土壌相への拡散移動に対する 1 次速度定数) を求めているが、ここで必
15 要なものは沈着速度であるため (DEPA/LLS) で除さない。

16

$$KG = 24 \times 36 \times (0.3 + 0.2 \times AFR) \times \left(\frac{18}{MW}\right)^{0.4355} \quad \text{式 IV-12}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>KG</i>	気相質量移動係数	[m/day]		MNSEM,3.1.2
<i>AFR</i>	風速	[m/s]	1.9	式 IV-14 の <i>u</i> と同じ値
<i>MW</i>	分子量	—		化学物質情報

1

2 ③ 粒子吸着態乾性沈着量の推計

3 地表付近（高度 1.5[m]を仮定）に粒子吸着態で存在する化学物質の濃度に粒子吸着態乾性沈着速度を乗じることにより、粒子吸着態乾性沈着量 M_{ap} [mg/day/m²]を推計する。

4 粒子吸着態乾性沈着速度 V_d には METI-LIS で採用されている式を利用する。この式の特徴等については IV.3.2.2 (3)で述べる。

7

$$M_{ap} = V_d \times C(1.5) \times FAP \quad \text{式 IV-13}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
M_{ap}	粒子吸着態乾性沈着量	[mg/day/m ²]		環境リスクを計算する,p.111※
V_d	粒子吸着態乾性沈着速度	[m/s]	1353	式 IV-14
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		式 IV-3
FAP	大気相での粒子吸着態中の化学物質の質量比	—		式 IV-8

9 ※ 中西ら『演習 環境リスクを計算する(2003)』p.111 の記述を参考にして、粒子吸着態乾性沈着量
10 = 地表付近の粒子吸着態化学物質濃度×粒子吸着態乾性沈着速度とした。

11

$$V_d = V_s + 0.006 \times u \quad \text{式 IV-14}$$

12

記号	説明	単位	値	出典・参照先
V_d	粒子吸着態乾性沈着速度	[m/s]		METI-LIS,6.1.3 式(6.6)
V_s	重力沈降速度	[m/s]	0.004211	式 IV-15
u	平均風速	[m/s]	1.9	※

13 ※ 1994年度から2003年度までの10年間分の全国約800地点のアメダス気象観測データを用い、中
14 央値を求めた。

15

$$V_s = \frac{2 \times r^2 \times \rho_p \times g}{9 \times \mu \times \rho_a} \times \frac{1}{\alpha^*} \quad \text{式 IV-15}$$

16

記号	説明	単位	値	出典・参照先
V_s	重力沈降速度	[m/s]	0.004211	METI-LIS,6.1.3 式(6.2)
ρ_p	粒子みかけ密度	[kg/m ³]	1500	MNSEM デフォルト

記号	説明	単位	値	出典・参照先
ρ_a	空気密度	[kg/m ³]	1.293	MNSEM デフォルト
μ	空気の動粘性係数	[m ² /s]	1.5×10^{-5}	MNSEM デフォルト*
α^*	粒子形状による抵抗補正係数	—	1	球形と仮定
g	重力加速度	[m/s ²]	9.8	デフォルト
r	粒子の半径	[μ m]	5	IV3.2.2(3)④

1 ※ MNSEM,3.1.2 の *KAFF* (浮遊粒子の1次降下速度定数) の式中の数値が相当するとみなした。

2

3 ④ 湿性沈着量(ガス態及び粒子吸着態)の推計

4 評価対象範囲を含む大気柱を考え、その大気柱に含まれる化学物質のガス態の濃度また
5 は粒子吸着態の濃度にガス態または粒子吸着態に対応する洗浄比 (式 IV-9) を乗じるこ
6 とにより雨水中に存在する化学物質濃度を求める。次に、雨水中の化学物質濃度に降
7 水量を乗じることにより、湿性沈着量をガス態 (M_{arg} [mg/day/m²]) 及び粒子吸着態
8 (M_{arp} [mg/day/m²]) 由来それぞれについて推計する。

9

$$M_{arg} = C_{rg} \times TRF \quad \text{式 IV-16}$$

$$M_{arp} = C_{rp} \times TRF \quad \text{式 IV-17}$$

10

記号	説明	単位	値	出典・参照先
M_{arg}	ガス態湿性沈着量	[mg/day/m ²]		環境リスクを計算する,p.110※1
M_{arp}	粒子吸着態湿性沈着量	[mg/day/m ²]		環境リスクを計算する,p.110※1
C_{rg}	雨水中ガス態濃度	[mg/m ³]		式 IV-18
C_{rp}	雨水中粒子吸着態濃度	[mg/m ³]		式 IV-19
TRF	降水量	[m/day]	0.0041	MNSEM デフォルト※2

11 ※1 中西ら『演習 環境リスクを計算する(2003)』p.110 の記述を参考にして、湿性沈着量=雨水中化
12 学物質濃度×降水量とした。

13 ※2 降水量は MNSEM デフォルトの『1.5』[m/y]を[m/day]に単位換算した値である

14

$$C_{rg} = C_a \times FAA \times \frac{1}{HENRY} \quad \text{式 IV-18}$$

$$C_{rp} = C_a \times FAP \times 2 \times 10^5 \quad \text{式 IV-19}$$

15

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{rg}	雨水中ガス態濃度	[mg/m ³]		MNSEM,3.1.1※2
C_{rp}	雨水中粒子吸着態濃度	[mg/m ³]		MNSEM,3.1.1※2
C_a	大気柱中化学物質平均濃度	[mg/m ³]	※1	式 IV-31
$HENRY$	無次元 Henry 則定数	—		化学物質情報
FAA	大気相でのガス態中の化学物質の質量比	—		式 IV-7

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>FAP</i>	大気相での粒子吸着態中の化学物質の質量比 浮遊粒子の捕集率	—	2×10^5	式 IV-8 MNSEM デフォルト

※1 評価対象半径により変化する (図表 IV-21)

※2 MNSEM の洗浄比 RRT の第 1 項をガス態に、第 2 項を粒子吸着態に対応する箇所と考え、洗浄比の定義から、雨水中化学物質濃度 = 大気柱中化学物質平均濃度 × 洗浄比とした。

大気柱中化学物質平均濃度は評価対象半径 1,000[m] ~ 10,000[m] によって異なる値をとる。この値の導出は IV.3.2.2 (2) で述べる。大気柱中平均濃度は大気への排出量に比例する。図表 IV-16 に化学物質が大気へ 1[kg/y] 排出された場合の値を示す。

図表 IV-16 大気排出 1[kg/y] 時の評価対象半径ごとの大気柱中化学物質平均濃度

評価対象半径 [m]	大気柱中平均濃度 [mg/m ³]
1,000	1.7×10^{-7}
2,000	6.4×10^{-8}
3,000	3.5×10^{-8}
4,000	2.3×10^{-8}
5,000	1.6×10^{-8}
6,000	1.3×10^{-8}
7,000	1.0×10^{-8}
8,000	8.3×10^{-9}
9,000	7.0×10^{-9}
10,000	6.0×10^{-9}

IV.3.2.2 数理モデル及びデフォルト値設定の経緯

ここでは、デフォルト値設定を置いたパラメータの中で、大気中濃度の推計では単位排出量当りの評価対象平均濃度について、土壌相への沈着量の推計では浮遊粒子径及び大気柱中化学物質平均濃度についてそれぞれ述べる。

(1) 大気中濃度換算係数の推計

排出源毎の局所評価では大気排出シナリオのリスク推計結果をリスク懸念影響面積で表すために、仮想的な排出源を中心としたドーナツ状の評価対象範囲の大きさを 10 段階に設定して評価する。そのため、大気濃度換算係数を評価対象範囲の大きさ (評価対象半径) 毎に導出する。

本スキームの大気濃度換算係数は、日本の気象条件を反映したものである。算出に用いた気象データ、計算条件及び計算結果は次の通りである。なお、複数年かつ多地点分の大気中濃度の推計を効率的に行うため、連続的な METI-LIS 計算が可能な計算モジュールを作成して行った。

- 1 ①気象データ：1994年度から2003年度までの10年分の全国アメダス観測データ¹
 2 ②計算条件：図表 IV-17 に示す。

3
4

図表 IV-17 大気中濃度計算条件

設定項目	設定内容等
排出源位置	METI-LIS が計算に用いる気象データを観測出来る装置（風速計、日照計）が設置されているアメダス観測地点に排出源があると仮定する。2005年段階における仮想的な排出源の数は、全国で843地点となる。 本計算においては、1994年度から2003年度までの10年間分を計算した（843地点×10年間=8,125データ ※欠測や10年間の間に移動や新設された観測地点があるため、8,430データより少なくなっている。）。
排出源高さ	計算モジュールには、任意に排出源高さが設定可能である。本調査においては、fugitive ² での設定ではなく、煙突より排出されるものと設定した。煙突高さについては、梶原ら ^{3, 4} の報告によると、第二種監視物質であるアクロレイン及び塩化ビニルモノマーにおいて、排出源高さを10[m]としてMETI-LISによる計算を行うのが妥当であるとの報告より、本調査においても10[m]と設定した。
濃度計算範囲	排出源を中心とした半径1,000[m]、2,000[m]、3,000[m]、4,000[m]、7,000[m]、8,000[m]、9,000[m]及び10,000[m]の円から100[m]の円を除いたエリアの濃度を算出する。
格子間隔	排出源を中心に格子間隔に区切り、各格子点の濃度を算出する。本計算においては、濃度計算範囲内に約2,000個の格子点があるように設定した。
濃度算出高さ	各格子点において、地上面から1.5[m]地点の濃度を算出する。
その他	排出量：1[kg/s]、有効煙突高さは10[m]に固定、円内の煙源数：1、建屋：なし、稼働出力：1年を通じて一定。

5
6
7
8
9
10
11
12

- ① 計算結果：各地点の年平均濃度を算出するために、排出源から100～1,000、100～2,000、…、100～10,000[m]のドーナツ状の円内（評価範囲内）の各格子点における濃度の平均として扱うことにした。この各地点における年平均濃度に対し10年度間の平均をとった。以上による計算の結果、約800地点の年平均かつ年度間平均の濃度を算出し、50%ile を本スキームで用いる大気中濃度換算係数として採用した（図表 IV-18）。

図表 IV-18 大気中濃度換算係数

評価対象半径[m]	大気中濃度換算係数[kg/m ³ /(kg/s)]
1,000	5.7×10 ⁻⁶
2,000	2.4×10 ⁻⁶
3,000	1.3×10 ⁻⁶
4,000	9.1×10 ⁻⁷
5,000	6.5×10 ⁻⁷
6,000	4.9×10 ⁻⁷
7,000	3.9×10 ⁻⁷
8,000	3.2×10 ⁻⁷

¹ 財団法人気象業務支援センター(2005) アメダス再統計値—気象観測所指針(2005)による—
² 事業所の換気口等から漏れ出ることにより排出されるというイメージ
³ 梶原ら(2008) METI-LIS モデルを用いた高濃度観測地点周辺での発生源逆解析, 大気環境学会誌, 第43巻 第4号, pp.238-244.
⁴ 梶原ら(2008) METI-LIS モデルを用いた汚染物質の発生源逆解析(2)—複数測定局から得られる解析精度—, 第49回大気環境学会年回講演要旨集, p.424.

評価対象半径[m]	大気中濃度換算係数[kg/m ³ /(kg/s)]
9,000	2.7×10 ⁻⁷
10,000	2.3×10 ⁻⁷

1

2 (2) 大気柱中化学物質平均濃度の算出

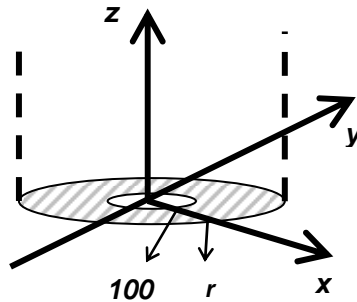
3 以下に本暴露評価における大気柱中化学物質平均濃度 C_a [mg/m³]の算出方法について
4 述べる。

5

6 ① 大気柱中化学物質存在量の計算

7 排出源から距離 100~ r [m] ($r=1,000, 2,000, \dots, 10,000$) のドーナツ状の底面、高さ
8 を ∞ とした円柱を想定し(図表 IV-19)、仮想的な排出源から化学物質が大気に 1[mg/s]排
9 出された場合に、この大気柱に含まれる化学物質存在量 M_0 [mg/(mg/s)]を算出する。任
10 意の排出量 Q [mg/s]の場合は $M_0 \times Q$ となる。

11



12

13 図表 IV-19 大気柱のイメージ (原点に仮想的な排出源がある)

14

15 i) 有風時の大気柱中化学物質存在量

16 有風時は式 IV-1 に示したガウス型プルーム式により位置(x,y,z)の濃度 $C(x,y,z)$ [mg/m³]
17 を求める。

18
$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\}$$
 式 IV-1 (再掲)

19

20 ここでは排出量が Q [mg/s]の場合の化学物質存在量 M [mg]を次式で求める。

$$M = \iiint C(x, y, z) dx dy dz$$
 式 IV-20

21
$$= Q \times \iiint \left[\frac{1}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \right] dx dy dz$$

1 $= Q \times M_0$

2

3 積分範囲は $0 \leq z < \infty$ $100^2 \leq x^2 + y^2 \leq r^2$ であり、 M_0 の単位は[mg/(mg/s)]である。

$$\int_0^\infty C(x, y, z) dz = \frac{Q}{\sqrt{2\pi u \sigma_y}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad \text{式 IV-21}$$

4

5 式 IV-21 を式 IV-20 に代入すると次式となる。

$$M_0 = \iint \frac{1}{\sqrt{2\pi u \sigma_y}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) dx dy \quad \text{式 IV-22}$$

6

7 積分範囲は $100^2 \leq x^2 + y^2 \leq r^2$ である σ_y は x の関数であり、安定度階級により関数
8 が異なる。 σ_y として、Pasquill-Gifford 線図の近似式¹を用いる。安定度階級及び風速 u
9 の値が決まれば、化学物質存在量を具体的な数値として求めることができる。 r は 1,000
10 ~10,000[m]まで 1,000[m]刻みで変化させた 10 通りについて大気柱中化学物質存在量を
11 求める。

12

13 ii) 無風時の大気柱中化学物質存在量

14 無風時²は次のパフ式を用いる。

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \times \gamma} \left\{ \frac{1}{R^2 + \frac{\alpha^2}{\gamma^2} (H - z)^2} + \frac{1}{R^2 + \frac{\alpha^2}{\gamma^2} (H + z)^2} \right\} \quad \text{式 IV-23}$$

15

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C(x,y,z)$	排出源を原点としたときの位置(x,y,z)における化学物質濃度	[mg/m ³]		浮遊粒子マニュアル※4
x	x 座標	[m]		
y	y 座標	[m]		
z	高度	[m]	1.5	設定
R	排出源と濃度計算点との水平距離	[m]	※1	
Q	排出量	[mg/s]		
α	拡散幅の比例定数	[m/s]	※2	
γ	拡散幅の比例定数	[m/s]	※3	
H	煙突高さ	[m]	10	設定

16

※1 $R^2 = x^2 + y^2$

17

※2 $\sigma_x = \sigma_y = \alpha \times t, \sigma_z = \gamma \times t, t$ は拡散時間[s]

¹ 有害大気汚染物質に係る発生源周辺における環境影響予測手法マニュアル(経済産業省一低煙源予測手法マニュアル: METI-LIS)Ver.2.03, p.36

² 無風時とは、アメダス観測データで風速 0[m/s]で記録されている時間帯とした。

- 1 ※3 $\sigma_x = \sigma_y = \alpha \times t, \sigma_z = \gamma \times t, t$ は拡散時間[s]
 2 ※4 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル(1997)環境庁大気保全局大気規制課監修 浮遊粒子状物質対
 3 策検討会、p.204

4
 5 有風時と同様に考え、図表 IV-19 に含まれる化学物質存在量 M [mg]を濃度を積分して
 6 求める。 $x=R \times \cos \theta, y=R \times \sin \theta, z=z$ ($100 \leq R \leq r, 0 \leq z < \infty$) と円柱座標に変換して
 7 計算する。

$$\begin{aligned}
 M &= \int_0^{2\pi} \int_{100}^r \int_0^{\infty} C(R, z) R dz dR d\theta \\
 &= Q \times \frac{1}{\sqrt{\frac{2}{\pi}} \times \gamma} \times (r - 100) \\
 &= Q \times M_0
 \end{aligned}
 \tag{式 IV-24}$$

8
 9 γ はTurnerの拡散幅¹を用いる。安定度階級を決定すると化学物質存在量 M_0 を具体的
 10 な数値として求めることができる。有風時と同様に γ が 1,000[m]~10,000[m]まで
 11 1,000[m]刻みで変化させた 10 通りの大気柱化学物質存在量を求めた。

12
 13 **iii) 大気柱化学物質存在量の算出**

14 i)及びii)の結果を用いて、風速 u [m/s]を 0、1、2、…29、30 の 31 通り、安定度階級を
 15 A~F の 6 通りのそれぞれのケースの組み合わせ (合計 : 31×6=186 通り) について化学
 16 物質存在量を計算した。有風時の計算には積分の数値計算が必要となるため、数式処理ソ
 17 フト Mathcad²を用いた。図表 IV-20 に $r=1,000$ の場合の結果の一部を示す。

18
 19 **図表 IV-20 評価対象半径 $r=1,000$ [m]における安定度階級と風速[m/s]の**
 20 **組み合わせによる大気柱化学物質存在量 M_0 [mg/(mg/s)]**

		風速[m/s]										
		0	1	2	3	4	...	26	27	28	29	30
安定度階級	A	1190	883	442	294	221	...	34	33	32	30	29
	B	1444	891	445	297	223	...	34	33	32	31	30
	C	1776	893	446	298	223	...	34	33	32	31	30
	D	2400	897	449	299	224	...	35	33	32	31	30
	E	2569	896	448	299	224	...	34	33	32	31	30
	F	2569	896	448	299	224	...	34	33	32	31	30

21

¹ 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル(1997)、環境庁大気保全局大気規制課監修 浮遊粒子状物質対策検討会、p.204

² Mathcad PROFESSIONAL2000

1 ② 大気柱の高さの算出

2 大気柱平均濃度は、①で求めた大気柱化学物質存在量を大気柱の容積で除することで算
3 出する。この大気柱の容積を求めるためには大気柱高さを算出する必要がある。

4 そこで、大気柱高さ H_a [m]は、煙突高さを H [m]、高度 z 軸方向の拡散幅を σ_z としたと
5 き、 $H_a = H + \sigma_z \times 3$ として求められるものと仮定する。①の大気柱中化学物質存在量の計
6 算では大気中濃度 $C(x,y,z)$ を z 軸方向に 0 から ∞ まで積分している。本来であればこれを 0
7 から H_a まで積分すべきだが、高度 H_a 以上の大気中濃度は非常に小さいと考えられるため、
8 結果に大きく影響しないと考え、積分区間は 0 から ∞ とした。煙突高さ H は大気中濃度計
9 算時と同様に 10 [m]とした。

10 σ_z は x [km]の関数であり、ここでは前述の Pasquill-Gifford 線図の近似式を用いる。そ
11 こで距離 $0.1 \sim r$ [km] ($r=1, 2, \dots, 10$) の平均値 $avg(\sigma_z)$ を式 IV-25 のように仮定する
12 と、 H_a は次の式 IV-26 となる。

$$avg(\sigma_z) = \frac{\int_{0.1}^r \sigma_z(x) dx}{r - 0.1} \quad \text{式 IV-25}$$

$$H_a = 10 + avg(\sigma_z) \times 3 \quad \text{式 IV-26}$$

13

14 ③ 大気柱の容積と雨水容積の計算

15 i) 大気柱の容積

16 大気柱の底面は半径 100 [m]から r [m] ($r=1,000, 2,000, \dots, 10,000$) のドーナツ状
17 エリアであるから、底面積 SUA [m²]は次式で求められる。

$$SUA = \pi \times (r^2 - 100^2) \quad \text{式 IV-27}$$

18 大気柱の容積 $VOLA$ [m³]は次式で求められる

$$VOLA = H_a \times SUA \quad \text{式 IV-28}$$

19

20 ii) 雨水の容積とガス態と粒子吸着態の容積

21 本スキームでは降水量を 1.5 [m/y]、雨水降下速度 6.5 [m/s] (いずれも MNSEM デフォル
22 ト) としている。そのため、雨水滞留時間は $H_a / 6.5$ [s]となる。したがって雨水の容積
23 $VOLAW$ [m³]とガス態と粒子吸着態の容積 $VOLAAP$ [m³]は次式のように求められる

$$VOLAW = \frac{1.5}{365 \times 24 \times 60 \times 60} \times \frac{H_a}{6.5} \times SUA \quad \text{式 IV-29}$$

$$VOLAAP = VOLA - VOLAW \quad \text{式 IV-30}$$

24

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$VOLAW$	雨水の容積	[m ³]		MNSEM,3.1.1※
$VOLAAP$	ガス態と粒子吸着態の容積	[m ³]		MNSEM,3.1.1
H_a	大気柱の高さ	[m]		式 IV-26
SUA	大気柱の底面積	[m ²]		式 IV-27

25 ※ MNSEM マニュアルでは $VOLAW = TRF \times SUA \times RTRF / 1000 / 365$ と表されている。記号は異なる
26 が同じ内容である。

1 雨水の容積とガス態と粒子吸着態の容積は安定度階級ごとに異なる値となる。結果は先
2 に示した図表 IV-15 のとおりである。

4 ④ 大気柱中化学物質平均濃度の算出

5 大気柱に存在する化学物質の濃度の平均値 C_a [mg/m³]は、大気柱に含まれる化学物質の存
6 在量を大気柱の容積で除して求められる。

$$C_a = \frac{Q \times M_0}{VOLA} \quad \text{式 IV-31}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_a	大気柱中化学物質平均濃度	[mg/m ³]		
Q	排出量	[mg/s]		
M_0	化学物質存在量	[mg/(mg/s)]		IV.3.2.2 (2)①
$VOLA$	大気柱の容積	[m ³]		式 IV-28

8
9 ①及び③で述べたように化学物質存在量は風速及び安定度階級、大気柱の容積は安定度
10 階級により値が異なる。そのため大気柱中化学物質平均濃度も風速及び安定度階級により
11 異なる値になる。そこで、風速[m/s]を 0、1、2、…29、30 の 31 通り、安定度階級を A～
12 F の 6 通りのそれぞれのケースの組み合わせ（合計：31×6=186 通り）について、評価対
13 象半径 r [m] ($r=1,000、2,000、…、10,000$) ごとに大気柱中化学物質平均濃度を求めた。

15 ⑤ 風速と安定度階級の組み合わせの出現頻度の算出

16 日本全国を代表する大気柱中化学物質平均濃度の値を算出するため、観測地点ごとに風
17 速と安定度階級の組み合わせの出現頻度を調べた。また、大気中濃度の推計において
18 METI-LIS の計算に利用したのと同じ 1994 年度から 2003 年度までの 10 年間のアメダ
19 ス観測データから 1 時間毎の風速の出現頻度を調べた。さらに、1 時間毎の安定度階級を
20 METI-LIS を用いて計算し、各階級の出現頻度を調べた。その際、風速と安定度階級の組
21 み合わせ（風速は 0～30[m/s]の 31 通り、安定度階級は A～F の 6 通り、よって組み合わ
22 せは 31×6=186 通り）の年間出現頻度を観測地点ごとに集計した。集計にあたっては風速
23 30[m/s]以上のデータ数は 1%未満であったため、30[m/s]以上のデータは 30[m/s]としてカ
24 ウントした。

26 ⑥ 本スキームで用いる大気柱中化学物質平均濃度

27 前述したように大気柱中化学物質平均濃度は風速・安定度階級ごとに異なる。したがっ
28 て、⑤で集計・整理した観測地点ごとの値に対し、風速・安定度階級の組み合わせの出現
29 頻度で加重平均を求めると、ある年度の 1 つの観測地点に対し 1 つの大気柱中化学物質平
30 均濃度が求まる。IV.3.2.2 (1)の大気中濃度換算係数の推計と同様に、更に 10 年度間の平
31 均を求めると、約 800 地点の年平均かつ年度間平均の大気柱中化学物質平均濃度が得られ

1 る。その結果の中から、50%ile を本スキームで用いる大気柱中化学物質平均濃度（図表
 2 IV-21）として採用した。図表 IV-21 に大気排出 1[kg/y]時の大気柱中平均濃度 C_a [mg/m³
 3 /kg/y]を示す。

4
 5

図表 IV-21 大気柱中平均濃度 C_a [mg/m³/kg/y]

評価対象半径[m]	大気柱中平均濃度[mg/m ³ /kg/y]
1,000	1.7×10^{-7}
2,000	6.4×10^{-8}
3,000	3.5×10^{-8}
4,000	2.3×10^{-8}
5,000	1.6×10^{-8}
6,000	1.3×10^{-8}
7,000	1.0×10^{-8}
8,000	8.3×10^{-9}
9,000	7.0×10^{-9}
10,000	6.0×10^{-9}

6

7 ⑦ 本スキームで用いる雨水の容積とガス態と粒子吸着態の容積

8 最後に、本スキームで用いる雨水の容積 $VOLAW$ [m³]とガス態と粒子吸着態の容積
 9 $VOLAAP$ [m³]について説明する。

10 これらは⑥で採用した大気柱中平均濃度 C_a [mg/m³/kg/y]とは別に求めた。

11 式 IV-26 の大気柱の高さ H_a [m]は安定度階級ごとに異なる値をとるが、 H_a [m]を1つの
 12 値に決めると、 $VOLAW$ [m³]と $VOLAAP$ [m³]も1つの値に決まる。

13 そこで、アメダス観測データを利用し、約 800 地点に関してそれぞれの10年平均の
 14 H_a [m]を得た。その結果から、50%ile を本スキームで用いる大気柱の高さ H_a [m]として採
 15 用した。

16

図表 IV-22 評価対象半径ごとの大気柱の高さ H_a [m]

評価対象半径[km]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
大気柱の高さ[m]	103	250	469	537	577	615	653	692	730	768

17

18 H_a [m]が決まると $VOLAW$ [m³]及び $VOLAAP$ [m³]は前述した式 IV-29 及び式 IV-30 か
 19 ら求められ、その結果は先に示した IV.3.2.1 (2)の図表 IV-15 の通りである。

20

21 (3) 粒子吸着態乾性沈着

22 ① モデル間の挙動比較と粒子の直径の設定について

23 粒子吸着態乾性沈着速度 V_d は、METI-LIS で使われている式 IV-14 を本スキームでは
 24 採用している。しかし、これ以外にも様々な計算式が知られている。そこで代表的なもの
 25 として i)ISC3¹、ii)METI-LIS 及び iii)MNSEM²の3つのモデルで使われている粒子吸着

¹ U.S. EPA—複数産業排出源大気拡散モデル：THE INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX 3

² MNSEM2 で用いられている式。MNSEM3 β NITE 版では変更した。(IV.4.2.2)

1 態乾性沈着速度の計算式を風速及び粒子の直径を変化させて挙動を比較した。また、この
2 比較結果により粒子の直径として適切と考えられる値を設定した。

3 以下に各モデルで使われている粒子吸着態乾性沈着速度の計算式の概要を示す。

4

5 i) ISC3

6 重力以外に空気力学的抵抗や沈着層の抵抗等の影響を考えているのが特徴である。詳細
7 については ISC3 のマニュアル¹を参照されたい。

8

$$V_d = \frac{1}{r_a + r_d + r_a r_d V_g} + V_g \quad \text{式 IV-32}$$

9

記号	説明	単位	値	出典・参照先
V_d	粒子吸着態乾性沈着速度	[cm/s]		ISC,1.3.2 式(1-80)
r_a	空気力学的抵抗	[s/cm]		
r_d	沈着層の抵抗	[s/cm]		
V_g	重力沈降速度	[cm/s]		

10

11 ii) METI-LIS

$$V_d = V_s + 0.006 \times u \quad \text{式 IV-14}$$

(再掲)

12

13 iii) MNSEM

14 重力沈降を表すストークスの式が使われている。

$$V_d = \frac{2 \times (DAER \times 1000000)^2 \times DEN_{AER} \times 9.8}{9 \times 0.000015 \times DEN_{AIR}} \times 3600 \times 24 \quad \text{式 IV-33}$$

15

記号	説明	単位	値	出典・参照先
V_d	粒子吸着態乾性沈着速度	[m/s]		MNSEM,3.1.2※
$DAER$	浮遊粒子径	[μ m]	10	MNSEM デフォルト
DEN_{AER}	浮遊粒子密度	[kg/m ³]	1500	MNSEM デフォルト
DEN_{AIR}	空気密度	[g/cm ³]	1.293	MNSEM デフォルト

16 ※ MNSEM マニュアルでは式 IV-33 の右辺を DEPA で除すことにより KAEF (浮遊粒子の 1 次速度
17 降下定数) を求めているが、ここで必要なものは沈着速度であるため DEPA で除さない。

18

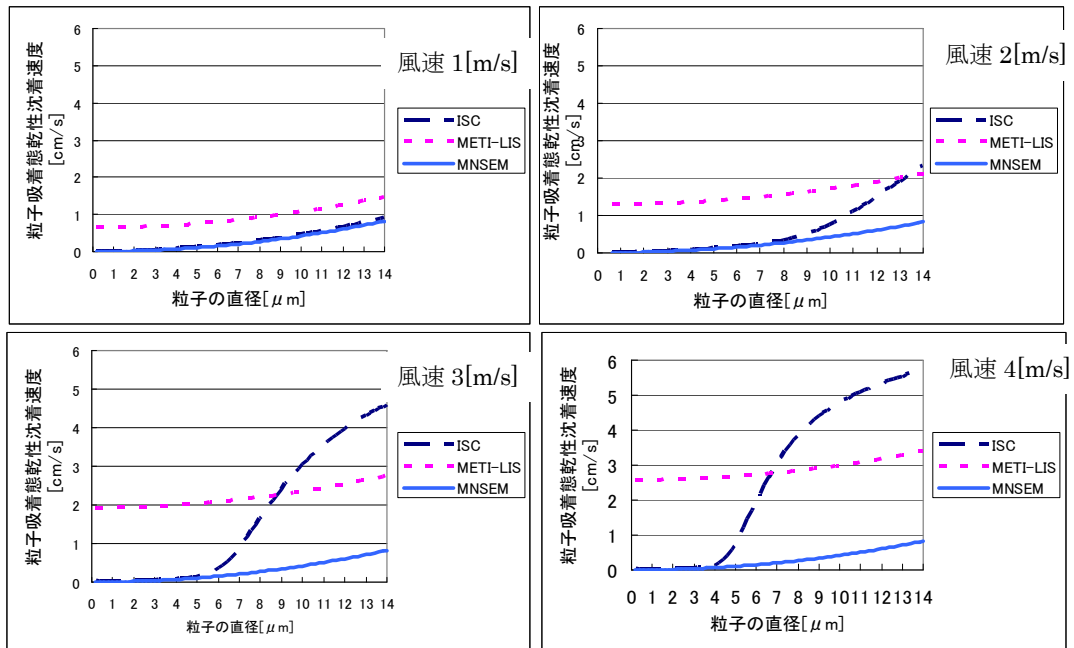
19 ② 挙動比較

20 風速は 1[m/s]、2[m/s]、3[m/s]、4[m/s]とした。その他のパラメータについては可能な
21 限り同じ値を使用した。横軸に粒子の直径[μ m]、縦軸に粒子吸着態乾性沈着速度[cm/s]

¹ U.S. EPA.(1995)USER'S GUIDE FOR THE INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX (ISC3)
DISPERSION MODELS VOLUME II – DESCRIPTION OF MODEL ALGORITHMS

1 をとり、図表 IV-23 に示す。

2



3

4

図表 IV-23 風速及び粒子の直径に対する粒子吸着態乾性沈着速度

5

6

各モデルの挙動を以下に述べる。

7

8

i) ISC3

9

・ 風速が大きくなれば粒子吸着態乾性沈着速度が大きくなる。

10

・ 風速 3[m/s]及び 4[m/s]では粒子の直径が一定以上になると粒子吸着態乾性沈着速度が急激に大きくなる。

11

12

13

ii) METI-LIS

14

・ 風速が大きくなれば粒子吸着態乾性沈着速度が大きくなる。

15

・ 粒子の直径に対する増加の割合は ISC3 に比較して高くない。

16

・ 粒子の直径が 0 に近づけば ISC3 や MNSEM は非常に小さな値をとるが、

17

METI-LIS はそうではない。これは、式 IV-14 からわかるように粒子の直径が 0 に近ければ粒子吸着態乾性沈着速度は $0.006 \times u$ と風速に比例するためである。

18

19

20

iii) MNSEM

21

・ 3つの中で最も粒子吸着態乾性沈着速度が小さい。これは重力沈降のみの計算式であり、空気力学的抵抗等を考えていないためである。

22

23

・ MNSEM の粒子吸着態乾性沈着速度は計算式から明らかなように風速に依存しない。

24

25

1 ③ 挙動比較からの考察

2 MNSEM の計算式では重力沈降以外の要素を考えていないため、過小評価になる恐れが
3 ある。

4 ISC3 の計算式は非常に複雑であり、決めなければならないパラメータも多い。特に表
5 面摩擦速度と表面粗度長の値を決めることが難しい。ここでの計算では表面摩擦速度は大
6 気の安定度階級が中立の場合に成り立つ近似式を用いて求めたが、中立以外の場合では別
7 の式を使う必要があり、そのような式があるかは不明である。

8 METI-LIS の計算式は重力沈降部分と風速に比例する項の和というシンプルな式であり、
9 決めるべきパラメータが少なく、パラメータ決定に伴う不確実性が少ない。ただし、粒子
10 の直径が小さい場合、他の 2 つモデルに比べて粒子吸着態乾性沈着速度がかなり大きめに
11 見積もられる傾向がある。

12

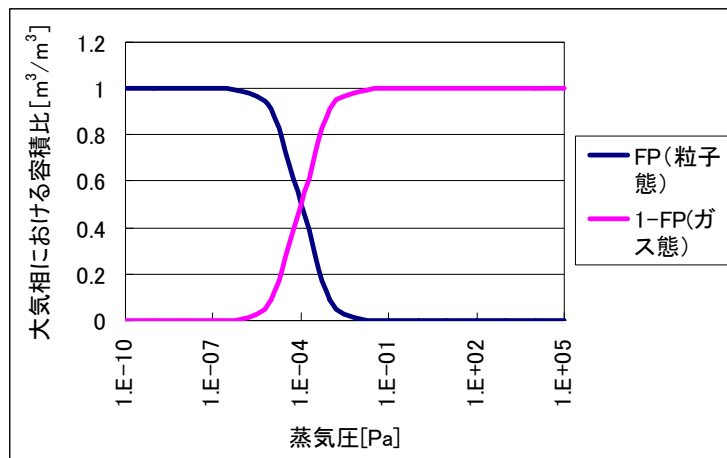
13 ④ 粒子の直径

14 METI-LIS では決めるべきパラメータが少ないため計算は容易ではあるが、ISC3 のよ
15 うな詳細なパラメータが必要となるモデルとあまりにかけ離れた値を使うことは望ましく
16 ないと考えた。風速 2[m/s]での粒子吸着態乾性沈着速度の比較において METI-LIS と ISC3
17 が近い値をとる粒子の直径は 12~14[μm]であった。また、METI-LIS では直径 10[μm]
18 以上の粒子に対し沈降を考えている。これらのことより、本スキームでは粒子の直径を
19 10[μm] (半径は 5[μm]) と設定した。

20

21 IV.3.2.3 利用した数理モデルの基本的な挙動

22 蒸気圧と式 IV-4 及び式 IV-5 で表される大気相における容積比の関係を図表 IV-24 に
23 示す。図表 IV-24 からわかるように蒸気圧が大きくなるとガス態の比率が増え、粒子吸着
24 態の比率が減少する。ガス態と粒子吸着態の容積比が 1 対 1 になるのは蒸気圧が約 $1 \times$
25 $10^{(-4)}$ [Pa]のときである。



26

27

28

図表 IV-24 蒸気圧と大気相における容積比

1 IV.3.2.4 利用した数理モデルの予測精度に関する確認・知見等

2 (1) 大気中濃度の推計手法の検証

3 IV.3.2.1 (1)で述べた大気中濃度の推計手法について、以下の2つのアプローチで検証を
4 行った。

5 ① 環境モニタリングデータとの比較

6 ② AIST-ADMER を用いた推計値 (5km 四方のメッシュの年平均値) との比較

7

8 ① 環境モニタリングデータとの比較

9 本スキームの大気中濃度推計の精度を確認するため、事業所ごとの PRTR 届出排出量を
10 用いて求めた大気中濃度推計結果と大気環境モニタリングデータを地点ごとに比較した。

11 検証に用いた環境モニタリングデータは、「平成 18 年度地方公共団体等における有害大
12 気汚染物質モニタリング調査」(以下、「有害大気調査」という。)とし、対象物質は PRTR
13 対象物質でかつ有害大気調査対象物質で、さらに常温で気体である 12 物質とした。

14 有害大気調査の測定地点の半径 10,000[m]内に PRTR の届出事業所がある場合に、そ
15 れらは本スキームの局所評価シナリオにおける排出源から半径 10,000[m]エリアの推計濃
16 度と比較可能と判断した。

17 ただし、環境モニタリングデータはある特定の1つの地点における測定値であるのに対
18 し、図表 IV-14 の大気中濃度換算係数を利用した大気中濃度の推計値は排出源を中心とし
19 た一定エリア内の平均値であり、必ずしも排出源からの距離に応じた濃度を表しているも
20 のではないことから、以下の図表 IV-25 に示す環境モニタリングデータ比較用大気中濃度
21 換算係数を利用した大気中濃度の推計値を算出し、モニタリングデータとの比較を行った。
22 なお、この環境モニタリングデータ比較用大気中濃度換算係数は、図表 IV-14 の大気中濃
23 度換算係数を求めたのと同様の気象条件等にて 100~1,000[m]、1,000~2,000[m]、2,000
24 ~3,000[m]・・・のような帯状のエリアごとの平均大気中濃度換算係数であり、図表 IV-14
25 のものとは異なる。

26

27 図表 IV-25 評価対象半径ごとの環境モニタリングデータ比較用大気中濃度換算係数

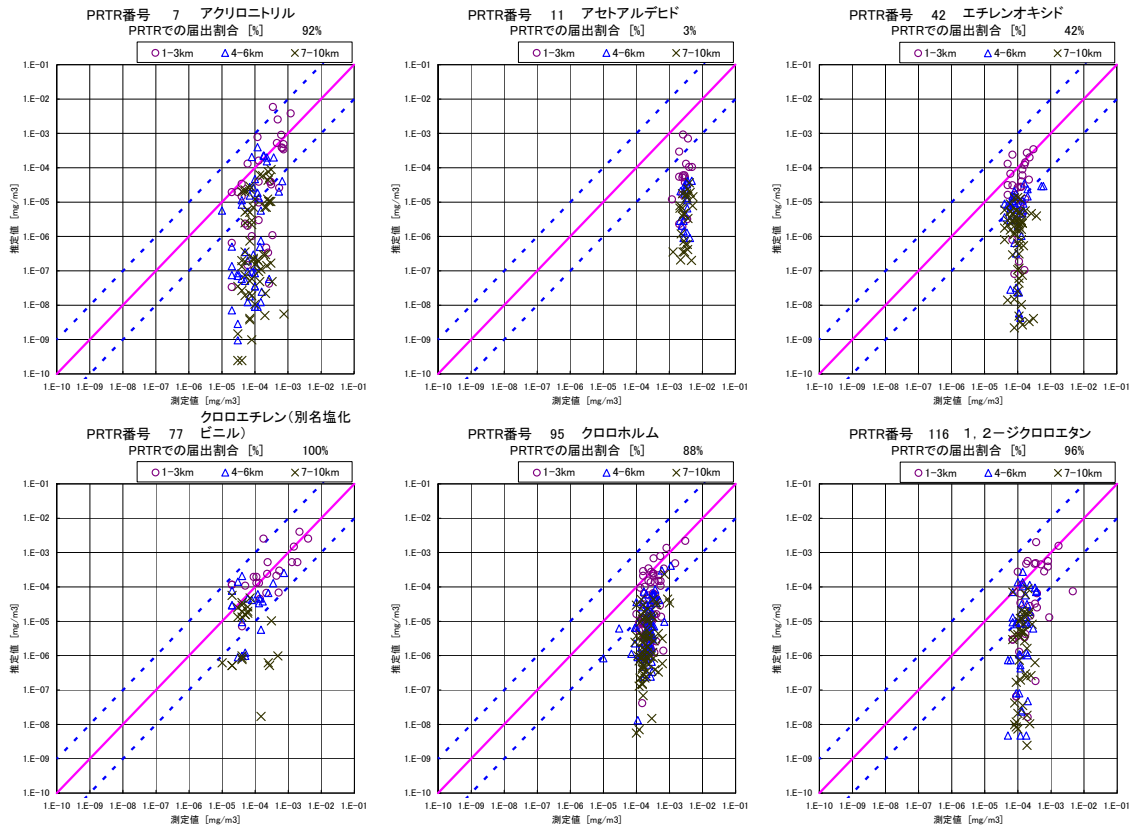
評価対象エリア [m]	環境モニタリングデータ比較用 大気中濃度換算係数 [mg/m ³ / (kg/year)]
100-1,000	1.82×10^{-7}
1,000-2,000	3.75×10^{-8}
2,000-3,000	1.63×10^{-8}
3,000-4,000	9.50×10^{-9}
4,000-5,000	6.47×10^{-9}
5,000-6,000	4.73×10^{-9}
6,000-7,000	3.68×10^{-9}

¹ 地球を完全な球体とみなしてその中心から二地点へ直線を結び、東西の変位と南北の変位を三角関数で求めて、三平方の定理を適用する簡易な方法で計算した。

評価対象エリア[m]	環境モニタリングデータ比較用 大気中濃度換算係数[$\text{mg}/\text{m}^3 / (\text{kg}/\text{year})$]
7,000-8,000	2.95×10^{-9}
8,000-9,000	2.45×10^{-9}
9,000-10,000	2.08×10^{-9}

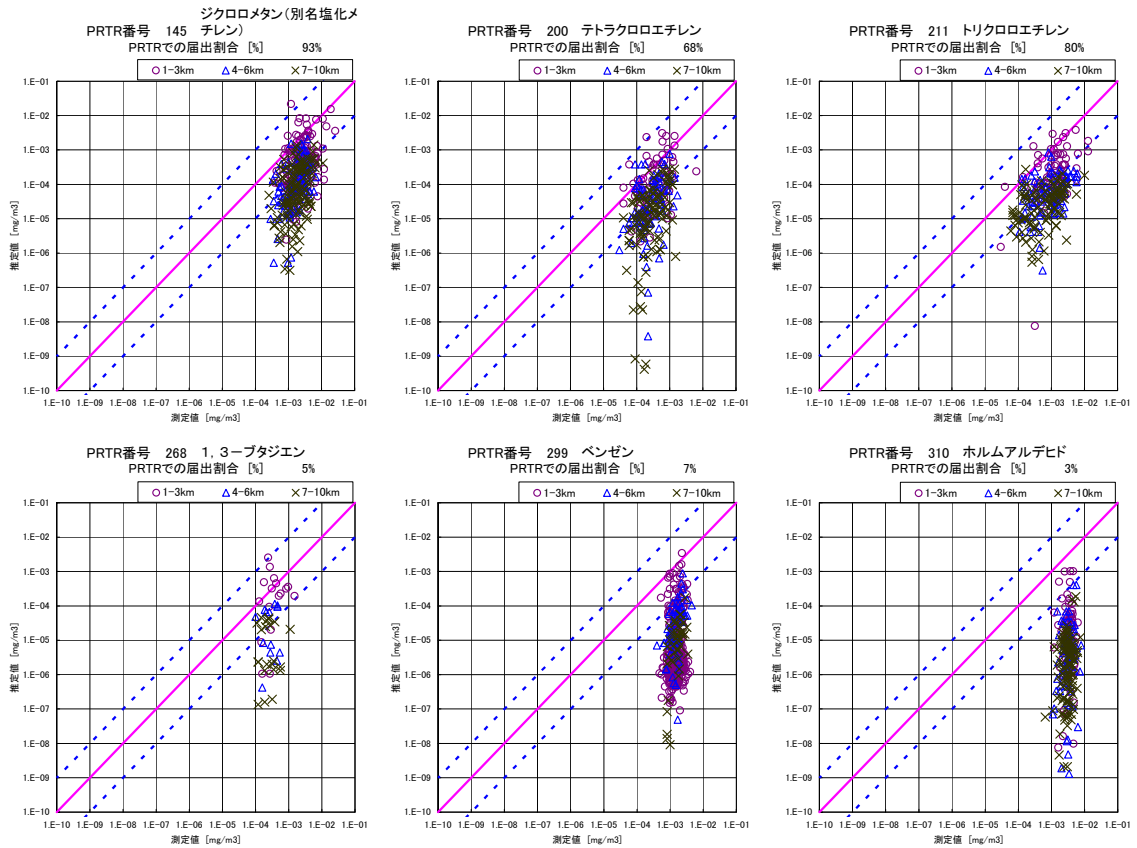
1
2
3

環境モニタリングデータとの比較結果を図表 IV-に示す。



4
5
6

図表 IV-26 環境モニタリングデータとの比較(1/2)



1

2

図表 IV-26 (続き) 環境モニタリングデータとの比較 (2/2)

3

4

5

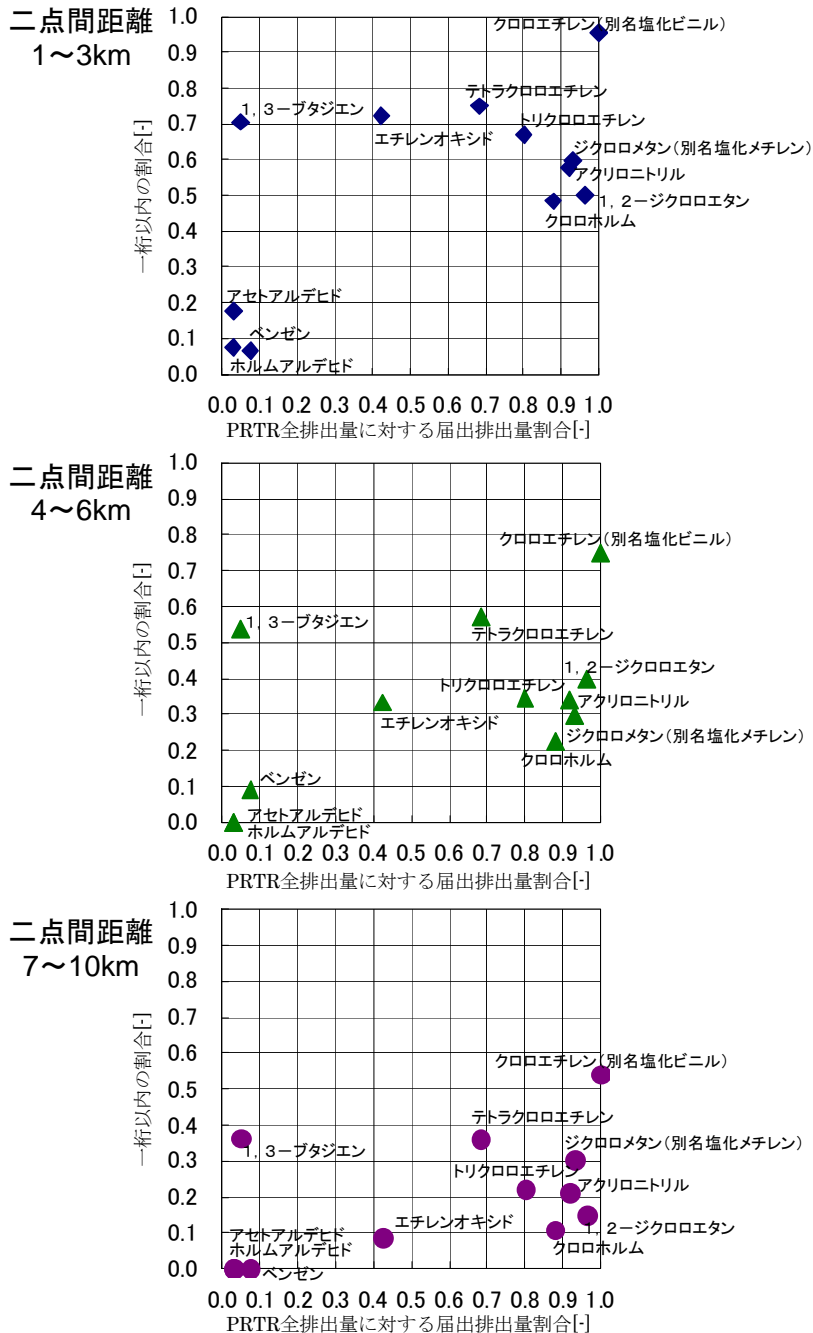
6

7

8

9

この図は、横軸に有害大気調査での環境モニタリングデータ（年平均値）、縦軸に事業所ごとの PRTR 届出排出量を用いた評価対象エリアごとの大気中濃度推計値（年平均値）を対数で示している。なお、図には環境モニタリングデータと大気中濃度推計値が等しい場合の実線と一桁違う場合の点線をあわせて示している。排出源から測定値地点までの距離（二点間距離）別に対象 12 物質の PRTR 全排出量に対する届出排出量割合と一桁以内の割合を図表 IV-27 にまとめた。



図表 IV-27 二点間距離毎の PRTR 全排出量に対する届出排出量割合と一桁以内の割合

図表 IV-27 より、PRTR 全排出量に対して届出排出量割合が 100%であるクロロエチレン (別名塩化ビニル) においては、二点間距離が 1~3[km]では 9 割以上の地点が、4~6[km]では 7 割以上の地点が、7~10[km]では 5 割以上の地点が一桁の範囲内に入っていた。一方、PRTR 届出割合が 5%未満であるアセトアルデヒド及びホルムアルデヒドでは、1~3[km]では 2 割以下、4~6[km]及び 7~10[km]ではまったく一桁の範囲内に入っていなかった。また、事業所以外からの排出が多いベンゼンについては、1~3[km]及び 4~6[km]で一割以下、7~10[km]ではまったく一桁の範囲内に入っていなかった。

1 以上のことより、有害大気調査対象対象の 12 物質においてではあるが、PRTR 届出排
2 出量割合によらず排出源からの距離が近いほど一桁の範囲内に入っている割合が高いこと
3 から、近距離ほど推定値の信頼性が高いといえる。また、PRTR 届出排出量割合が高いほ
4 ど、その傾向が顕著であるといえる。

5

6 ② AIST-ADMER による推計値との比較

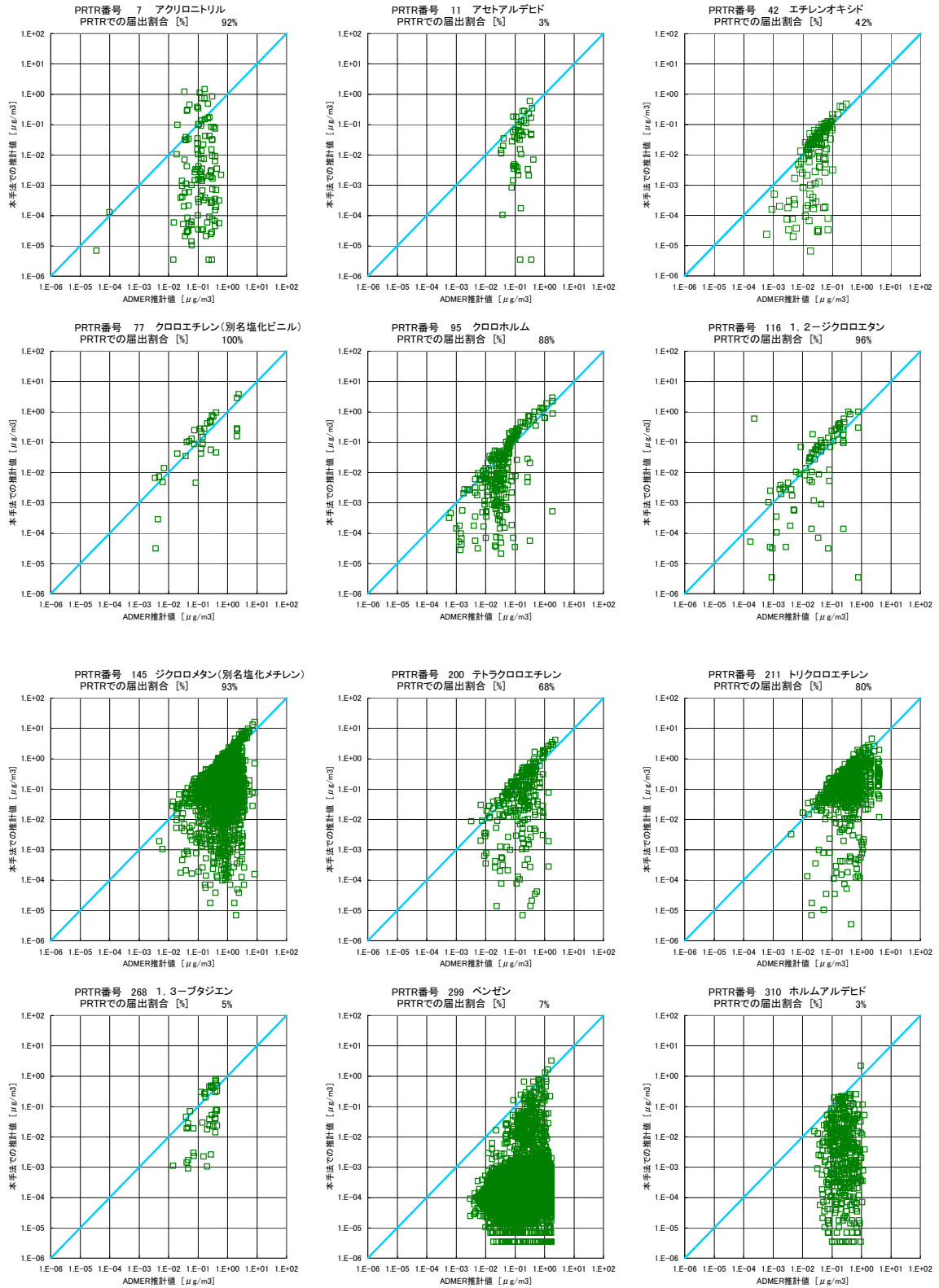
7 ここでは、本スキームによる推計値を安全対策小委員会¹や NITE の初期リスク評価²で
8 用いられてきた手法による推計値と比較した。それは、PRTR 届出排出量及び届出外排出
9 量を用いて AIST-ADMER で求めた推計値であり、NITE が作成した「大気中の濃度マッ
10 プ」で使用されている 5[km]メッシュ濃度（以下、「ADMER 推計値」という。）である。

11 本スキーム及び AIST-ADMER の根幹はプルームモデルであるが、主に以下の二点が異
12 なる。1 点目は、設定している環境範囲が本スキームでは半径 1000~10000[m]の円、
13 ADMER 推計値では 5[km]メッシュである。2 点目は、濃度推計に用いる排出量が本スキ
14 ームでは事業所からの個別排出源の情報だけであるのに対して、ADMER 推計値では移動
15 体からの排出等を含めたメッシュ内の総排出量を用いている。なお、本検証では ADMER
16 推計値のメッシュと評価面積が近い半径 3000[m]のエリアの推計濃度を比較することとし、
17 対象物質は PRTR 対象物質でかつ有害大気調査対象物質で、さらに常温で気体である 12
18 物質とした。その結果を図表 IV-28 に示す。

19

¹ 経済産業省化学物質審議会安全対策部会安全対策小委員会

² これまで安全対策小委員会では NITE より公開している「大気中の濃度マップ」より、懸念メッシュ箇
所数を求めている。また、NITE が平成 13 年から平成 18 年に行ってきた NEDO プロジェクトにおけ
る初期リスク評価でも PRTR データを用いた ADMER 推定結果を利用し、スクリーニング評価を行っ
てきた。



1

2

3

4

5

6

図表 IV-28 ADMER 推計値との比較

横軸に ADMER 推計値 (年平均値)、縦軸にそのメッシュ内にある事業所を対象として PRTR 届出排出量と図表 IV-14 の大気中濃度換算係数を用いて求めた本スキームの局所

1 推計濃度（年平均値）を対数で示している。
 2 図表 IV-28 より、排出源が主に事業所であり、取扱事業所が少ないと考えられるクロロ
 3 エチレンや 1、2-ジクロロエタン等においては、メッシュ濃度と本スキームの局所推計
 4 濃度はほぼ同じ濃度であることが確認できる。一方、事業所以外からの排出が多いと考え
 5 られる化学物質や取扱事業所が多いと考えられる化学物質であるベンゼンやアセトアルデ
 6 ヒド等においてはメッシュ濃度と比較し、本スキームの局所推計濃度は過小評価になって
 7 いることが確認できる。この理由として、届出排出量割合が少ない、同じメッシュ内に複
 8 数の事業所がある、近隣のメッシュに排出量の多い事業所がある場合等が考えられる。
 9

10 IV.3.3 土壌中濃度及び土壌間隙水中濃度の推計

11 本節は本編 7.3.3 に対応しており、土壌中の濃度推計について具体的な数式やパラメー
 12 タを示すとともに (IV.3.3.1)、数理モデルの感度解析と基本的な挙動 (IV.3.3.3)、数理
 13 モデル・デフォルト値設定の経緯 (IV.3.3.2) を説明する。
 14 これらの濃度は農作物中濃度の推計 (IV.3.4) に用いる。これらの濃度を推計するた
 15 めに、以下の数値が入力値となる。

- 17 ・ 化学物質の物理化学的性状 (IV.2.1 参照)
- 18 ・ 大気中濃度 (IV.3.2 参照)

20 IV.3.3.1 数理モデル

21 (1) 土壌中濃度

22 本スキームの土壌中濃度の推算は、設定した時間（10 年）における定常到達割合を乗じ
 23 ることで土壌中化学物質濃度を求めることにした。推算に用いるデフォルト値は、
 24 MNSEM で用いられているものを採用した。沈着量に関しては、前出 (IV.3.2) の各沈着
 25 量の値を、消失に係る 1 次速度定数に関しては後述の各 1 次速度定数 (IV.3.3.1 (2)) を用
 26 いた。

$$C_{soil} = \frac{D_{air}}{k} [1 - e^{-kt}] \quad \text{式 IV-34}$$

28

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{soil}	土壌中濃度	[mg/kg]		TGD2.3.8.5 式(53) ^{※1}
D_{air}	総沈着量 ^{※2}	[mg/kg/day]		式 IV-35
k	土壌から消失する総 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-36
t	時間	[year]	10	設定

29 ※1 TGD ではバックグラウンド濃度を引いて求めているが本推計式では考慮していない。

30 ※2 総沈着量は地表面積 1[m²]当り、土壌 1[kg]当りの総沈着量を示す。

$$D_{air} = \frac{M_{ap} + M_{ag} + M_{arg} + M_{arp}}{\frac{BD_{soil}}{DEP_{so} \times 1[m^2]}} \quad \text{式 IV-35}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
D_{air}	総沈着量	[mg/kg/day]		TGD2.3.8.5 式(52)
M_{ap}	粒子吸乾性着態沈着量	[mg/day/m ²]		IV.3.2.1 式 IV-13
M_{ag}	ガス態乾性沈着量	[mg/day/m ²]		IV.3.2.1 式 IV-10
M_{arp}	粒子吸着態湿性沈着量	[mg/day/m ²]		IV.3.2.1 式 IV-17
M_{arg}	ガス態湿性沈着量	[mg/day/m ²]		IV.3.2.1 式 IV-16
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]	1050	MNSEM デフォルトから算出*
DEP_{so}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

1 ※ 土壌中の各相（水・気・固）の容積比と密度を用いて算出した。

2

$$k = K_{sa} \times FSOA + (K_{sro} + K_{sle}) \times FSOW + (K_{srsup} + K_{ser}) \times FSOS + K_{sot} \quad \text{式 IV-36}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
k	総 1 次速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2**1
K_{sa}	揮発の 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-40
K_{sot}	分解の 1 次速度定数	[1/day]	**2	
K_{sro}	表面流出の 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-41
K_{sle}	溶脱の 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-43
K_{ser}	浸食の 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-46
K_{srsup}	巻上げの 1 次速度定数	[1/day]		式 IV-47
FSOA	ガス態質量分布比	—		式 IV-37
FSOW	溶存態質量分布比	—		式 IV-38
FSOS	吸着態質量分布比	—		式 IV-39

4 ※1 MNSEM マニュアルに詳細な計算の記載はないが、同様の考え方が詳細リスク評価書 1 フタル酸
5 エステル 3.2.6 に記載がある。

6 ※2 評価 I では『0』、評価 II では文献値を採用する。

7

8 土壌相のガス態、溶存態及び吸着態への化学物質の質量分布比 (FSOA, FSOW, FSOS) は、
9 下記の式で与えられる。

10

$$FSOA = \frac{HENRY \times SOAF}{(HENRY \times SOAF + SOWF + Koc \times OCsos \times (1 - SOAF - SOWF) \times DENsos)}$$

式 IV-37

$$FSOW = \frac{SOWF}{(HENRY \times SOAF + SOWF + Koc \times OCsos \times (1 - SOAF - SOWF)) \times DENsos}$$

式 IV-38

1

$$FSOS = \frac{Koc \times OCsos \times (1 - SOAF - SOWF) \times DENsos}{(HENRY \times SOAF + SOWF + Koc \times OCsos \times (1 - SOAF - SOWF)) \times DENsos}$$

式 IV-39

2

記号	説明	単位	値	出典・参照先
FSOA	ガス態質量分布比	—		MNSEM3.2.1
FSOW	溶存態質量分布比	—		MNSEM3.2.1
FSOS	吸着態質量分布比	—		MNSEM3.2.1
SOAF	土壌空気容積比	[m ³ /m ³]	0.2	MNSEM デフォルト
SOWF	土壌水容積比	[m ³ /m ³]	0.3	MNSEM デフォルト
OCsos	土壌粒子の有機炭素含有率	—	0.04	MNSEM デフォルト
DENsos	土壌粒子の有機炭素密度	[kg/L]	1.5	MNSEM デフォルト
HENRY	無次元 Henry 則定数	—		化学物質情報
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	[kg/m ³]		化学物質情報

3

4 (2) 土壌からの消失に係る一次速度定数

5 本暴露評価では日本版のマルチメディアモデル MNSEM¹の手法及びデフォルトを原則
6 用いることとしている。マルチメディアモデルは広域評価用のモデルであるが、局所の土
7 壌中濃度推算に用いることが可能と判断したものは採用した。

8 土壌から大気への化学物質の移行として揮発 (①揮発) を考慮し、土壌中での化学物質
9 の生分解・非生物分解 (②分解) を考慮した。また、土壌から水への移行は、土壌粒子に
10 吸着した化学物質の土壌表面流出によるとした (③表面流出) と、雨水に溶存した化学物
11 質の土壌間隙水流出 (④溶脱) を考慮し、粒子吸着態は降水の水環境への流出に伴う土壌
12 粒子の輸送過程 (⑤浸食) により土壌粒子に吸着された化学物質の水環境への移行と風
13 による巻き上げ (⑥巻き上げ) を考慮した。以上の1次速度定数の和を土壌からの消失に係る総
14 1次速度定数*k*として、土壌中濃度の推算に用いた。以下に各1次速度定数について述べる。

15

16 ① 揮発の1次速度定数(*K_{sa}*)

17 大気-土壌境界面の大気側の物質移動係数と大気-土壌境界面の土壌側の物質移動係数と
18 水-土壌境界面の土壌水側の物質移動係数にそれぞれ土壌中の固相および水相の割合を掛

¹ MNSEM の開発者であり、本スキームのレビューアの一人である吉田喜久雄氏より提供を受けた。
MNSEM は広域暴露評価で用いている。

- 1 け、それに土壌深度を考慮することで揮発の1次速度定数(K_{sa})を求める。土壌相から大気
 2 相への揮発の1次速度定数 K_{sa} [1/day]を次式に示す。

$$K_{sa} = \frac{\frac{1}{\frac{1}{KG \times HENRY} + \frac{1}{KASLSA \times HENRY + KASLSW}}}{SOAF \times HENRY + SOWF + (1 - SOAF - SOWF) \times Koc \times OC_{sOS} \times DEN_{sOS}} \times DEP_{sO}$$

式 IV-40

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{sa}	揮発の1次速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2
KG	気相質量移動係数	[m/day]		IV.3.2.1 (2) 式 IV-12
$KASLSA$	土壌中空気質量移動係数	[m/day]	0.48	MNSEM デフォルト
$KASLSW$	土壌中水質量移動係数	[m/day]	4.8×10^{-5}	MNSEM デフォルト
$SOAF$	土壌空気容積比	[m ³ /m ³]	0.2	MNSEM デフォルト
$SOWF$	土壌水容積比	[m ³ /m ³]	0.3	MNSEM デフォルト
OC_{sOS}	土壌粒子の有機炭素含有率	—	0.04	MNSEM デフォルト
DEN_{sOS}	土壌粒子の有機炭素密度	[kg/L]	1.5	MNSEM デフォルト
DEP_{sO}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト
$HENRY$	無次元 Henry 則定数	—		化学物質情報
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	[kg/m ³]		化学物質情報

4

5 ② 分解の1次速度定数(K_{sot})

6 土壌相での分解としては、微生物分解及び加水分解が考えられるが、本暴露評価では評
 7 価Ⅰでは『0』と設定して、評価Ⅱでは文献等から引用して用いる。

8

9 ③ 表面流出速度定数(K_{sro})

10 降雨が地表傾斜面に沿って流れることに伴う土壌中の溶存態物質の水環境への移行を指
 11 す。降雨が土壌に浸透する割合と流出する割合の関係から求めている。降雨に伴う表面流
 12 出速度定数 K_{sro} [1/day]を次式に示す。

$$K_{sro} = \frac{SRF}{1000} \times \frac{1}{DEP_{sO}} \times \frac{1}{SOWF} \times \frac{1}{365}$$

式 IV-41

13

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{sro}	表面流出速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2
SRF	流出流量	[mm/year]		式 IV-42
$SOWF$	土壌水容積比	[m ³ /m ³]	0.3	MNSEM デフォルト
DEP_{sO}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

$$SRF = TRF \times (1 - ETP) - RLE \quad \text{式 IV-42}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>SRF</i>	流出流量	[mm/year]		MNSEM3.2.2
<i>TRF</i>	降水量	[mm/year]	1500	MNSEM デフォルト
<i>ETP</i>	土壌水分蒸散率	—	0.35	MNSEM デフォルト

2

3 ④ 溶脱速度定数(K_{sle})

4 降雨が土壌中の空隙を鉛直方向に浸透する際に伴う土壌中の溶存態物質の輸送過程を指
5 す。降雨が土壌に浸透する割合と流出する割合の関係から求めている。次式に浸透速度定
6 数 K_{sle} [1/day]を示す。

$$K_{sle} = \frac{RLE}{1000} \times \frac{1}{DEP_{SO}} \times \frac{1}{SOWF} \times \frac{1}{365} \quad \text{式 IV-43}$$

7

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{sle}	溶脱速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2
<i>RLE</i>	浸透水量	[mm/day]		式 IV-44
<i>SOWF</i>	土壌水容積比	—	0.3	MNSEM デフォルト
DEP_{SO}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

8

$$RLE = K_{PED} \times rainyday \quad \text{式 IV-44}$$

9

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>RLE</i>	浸透水量	[mm/day]		MNSEM3.2.2
K_{PED}	浸透係数	[mm/day]		式 IV-45
<i>rainyday</i>	降雨日数	[day]	100	MNSEM デフォルト

10

$$K_{PED} = \frac{0.01}{0.010038 \times 10 \times 24 \times 3600} \times \frac{96 \times ADS^2 \times 980.7}{1} \quad \text{式 IV-45}$$

11

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{PED}	浸透係数	[mm/day]		MNSEM3.2.2
<i>ADS</i>	土壌粒子の平均粒径	[cm]	0.0007	MNSEM デフォルト

12

13 ⑤ 浸食速度定数(K_{ser})

14 降雨に伴い土壌に吸着している物質を流亡させる過程を指す浸食速度定数 K_{ser} [1/day]
15 を次式に示す。

$$K_{ser} = \frac{ERS}{365} \times \frac{1}{DEP_{so}} \times \frac{1}{1 - SOAF - SOWF} \quad \text{式 IV-46}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{ser}	浸食速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2
ERS	土壌浸食速度	[m/year]	0.0002	MNSEM デフォルト
$SOAF$	土壌空気容積比	[m ³ /m ³]	0.2	MNSEM デフォルト
$SOWF$	土壌水容積比	[m ³ /m ³]	0.3	MNSEM デフォルト
DEP_{so}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

2

3 ⑥ 巻上げの1次速度定数($K_{sr\text{sup}}$)

4 大気中の浮遊粒子の沈着量などから巻上げに関係する速度（巻上げ速度）を求め、そこ
5 に土壌固相比率を考慮することで土壌での巻上げによる消失の挙動を求めるものである。
6 土壌から大気への粒子の巻上げは大気からの粒子沈着と量的に釣り合いがとれていると仮
7 定している。風による巻上げの1次速度定数 $K_{sr\text{sup}}$ [1/day]を以下に示す。

$$K_{sr\text{sup}} = \frac{C_{AER}}{1000} \times \frac{VOLA \times KAEF}{VOLSO} \times \frac{1}{1 - SOAF - SOWF} \times \frac{1}{DEN_{sos}} \times \frac{1}{1000000} \quad \text{式 IV-47}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$K_{sr\text{sup}}$	巻上げ速度定数	[1/day]		MNSEM3.2.2
C_{AER}	大気浮遊粒子濃度	[mg/m ³]	0.03	MNSEM デフォルト
$VOLA$	大気相容積	[m ³]		式 IV-48
$VOLSO$	土壌相容積	[m ³]		式 IV-49
$SOAF$	土壌空気容積比	[m ³ /m ³]	0.2	MNSEM デフォルト
$SOWF$	土壌水容積比	[m ³ /m ³]	0.3	MNSEM デフォルト
$KAEF$	浮遊粒子の1次降下速度定数	[1/day]	0.04	計算値
DEN_{sos}	土壌粒子密度	[kg/L]	1.5	MNSEM デフォルト

9

$$VOLA = SUA \times Ha \quad \text{式 IV-48}$$

10

$$VOLSO = SUA \times LLS \times DEP_{so} \quad \text{式 IV-49}$$

11

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$VOLA$	大気相容積	[m ³]		MNSEM3.1.1
$VOLSO$	土壌相容積	[m ³]		MNSEM3.2.2
SUA	大気柱底面積	[m ²]		式 IV-27
Ha	大気柱の高さ	[m]		式 IV-26
DEP_{so}	土壌深度	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

1 (3) 土壌間隙水中濃度

2 土壌中濃度と土壌－水分配係数から算出する。次式に土壌間隙水中濃度の算出式を示
3 す。

$$C_{porewater} = \frac{C_{soil} \times \frac{BD_{soil}}{1000}}{K_{soil_water}} \quad \text{式 IV-50}$$

4

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{porewater}$	土壌間隙水中濃度	[mg/L]		HHRAP5.3.3*
C_{soil}	土壌中濃度	[mg/kg]		式 IV-34
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]	1050	MNSEM デフォルト
K_{soil_water}	土壌－水分配係数	—		式 IV-51

5 ※ 農作物中に化学物質が取り込まれる過程に用いるので、農作物の根からの取り込み部分の式から抽出
6 して用いることにした。

7

$$K_{soil_water} = OC_{SOS} \times Koc \times DEN_{SOS} \quad \text{式 IV-51}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{soil_water}	土壌－水分配係数	—		HHRAPA2-2.10
OC_{SOS}	土壌の有機炭素含有率	—	0.04	MNSEM デフォルト
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]		化学物質情報
DEN_{SOS}	土壌粒子密度	[kg/L]	1.5	MNSEM デフォルト

9

10 土壌－水分配係数 K_{soil_water} は MNSEM では土壌中の水（液体）及び粒子（固体）への分
11 配を考慮したものであったが、HHRAP において土壌粒子中の有機炭素が主な収着質であ
12 るとの仮定を参考とした。

13 このようにして計算する土壌間隙水中の化学物質濃度であるが、水溶解度を超えた濃度
14 が計算され、そのまま農作物中濃度の推計に進まないように制限を設けて確認することと
15 している。

16

17 IV.3.3.2 数理モデル及びデフォルト値設定の経緯

18 本暴露評価で採用した数理モデルは MNSEM の計算式をベースとしているが、国内外
19 のリスク評価手法と比較し、本スキームでの利用を踏まえ改良や追加を行った。

20

21 (1) 土壌消失速度定数

22 土壌中濃度推計の消失部分は MNSEM の他に次に示す文献も参考にして定めた。

- 1 ①EU-TGD¹
- 2 ②詳細リスク評価書:DEHP²
- 3 ③演習 環境リスクを計算する³
- 4 ④HHRAP⁴

5

6 比較した手法間では、それぞれ用いている消失速度定数の種類は異なったが、土壤中から消失する分解速度定数は以下の6種が存在した。（「環境リスクを計算する」は除く。消失速度定数を一つにまとめ、その計算に半減期を用いて総消失速度定数を求めている。）

7

8

9 各手法で利用している土壤消失速度定数一覧を図表 IV-29 に示す。

10

11 図表 IV-29 各手法で利用している土壤消失速度定数一覧

		MNSEM	EU-TGD	詳細リスク評価書 DEHP	演習 環境リスクを計算する (dioxin の例)	HHRAP
土壤消失速度定数	(1) 揮発	Volatilization	○	○	○	○
	(2) 巻き上げ	Wind up	○	×	○	×
	(3) 分解(生物分解)	Biotic degradation	○	○	○*	○
	(3) 分解(非生物分解)	Abiotic degradation	○	×		○
	(4) 浸食	Erosion	○	×	○	○
	(5) 浸透	Leaching	○	○	○	○
(6) 表面流出	Runoff	○	(○)	○	○	

12 ※ 区別できる記載がない

13

14 EU-TGD、HHRAP 及び MNSEM では、用いている各デフォルト値などは異なるものの、各消失速度定数の概念は似ている。しかし、EU-TGD 及び HHRAP は欧米の風土デフォルト値を用いており、HHRAP は蒸散や灌漑の米国都市情報を用いて値を設定するパラメータが必要である点などがあり、これらは日本の土壤中濃度の推算には適していないと考えられる。また、EU-TGD 及び HHRAP では、MNSEM の手法に比べ、多くの追加のデフォルト値が設定されている。メカニズムを考慮する推計モデルは経験則よりも多くのパラメータが必要となり、それらに入力するデータが得られない限りはデフォルト値が設定され不確実性も増幅する。そこで、本暴露評価ではこれらの手法を比較した上で、広域評価でも用いており、不確実性が増す原因になりえるパラメータができるだけ少ない濃度推計手法であり、かつ日本版のマルチメディアモデルである MNSEM の手法及びデフォルト値を採用した。

1 ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment.

2 中西ら(2005)『詳細リスク評価書シリーズ1. フタル酸エステル』丸善株式会社

3 中西ら(2003)『演習 環境リスクを計算する』岩波書店

4 U.S. EPA (2005) Office of Solid Waste and Emergency Response : Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities

1 IV.3.3.3 数理モデルの感度解析と基本的な挙動

2 (1) 感度解析

3 ① 土壌中濃度

4 各物理化学的性状の土壌中濃度に及ぼす寄与を定量的に表すことを目的として感度解析
5 を行った。この感度解析には Crystal Ball 7 を用い、モンテカルロシミュレーションを行
6 った。仮定変数として、logKow、水溶解度 (WS)、分子量 (MW)、蒸気圧 (VP)、融点
7 (MP) を設定した。Henry 則定数及び有機炭素補正土壌吸着係数 (Koc) は既述のパラ
8 メータに従属するため、仮定変数とはしなかった。図表 IV-30 に各物理化学的性状の最小
9 値及び最大値を示す。試行回数は 10,000 回とした。水溶解度の範囲は別途行ったモンテ
10 カルロシミュレーションにより分子量、logKow 及び融点から予測した範囲である。なお、
11 以下に示す感度解析は仮定変数である各物理化学的性状を図表 IV-30 の範囲にてシミュ
12 レーションを行ったものである。感度グラフの横軸は、仮定変数である各物理化学的性状
13 の相対的な影響割合であり、それぞれプラスまたはマイナスの相関であることを示してい
14 る。

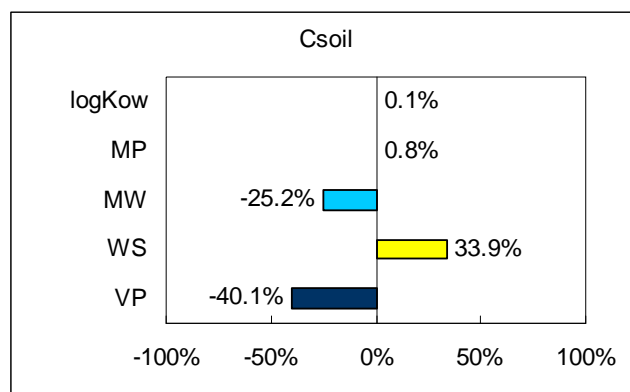
15 図表 IV-30 モンテカルロシミュレーションにおける仮定変数

	logKow	WS[mg/L]	MW	VP[Pa]	MP[°C]
最小値	-2	0	30	1×10^{-10}	-50
最大値	6	4×10^7	1000	1×10^5	300

16

17 図表 IV-31 に土壌中濃度に対する各物理化学的性状の感度を示す。

18



19

20 図表 IV-31 土壌中濃度の感度グラフ

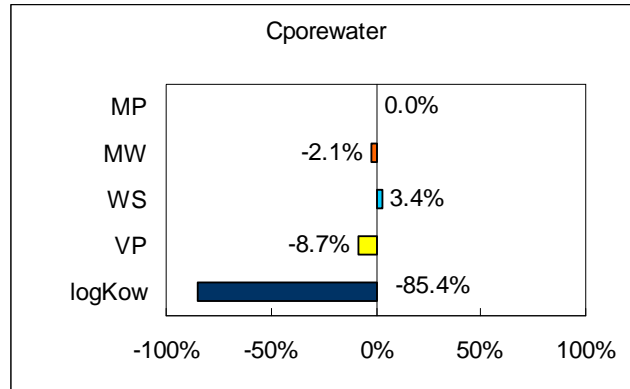
21 図表 IV-31 で示すとおり、土壌中濃度 C_{soil} に対する感度が高いのは主に蒸気圧、水溶解
22 度及び分子量である。

23

1 ② 土壌間隙水中濃度

2 図表 IV-32 に土壌間隙水中濃度に対する各物理化学的性状の感度を示す。

3



4

5 図表 IV-32 土壌間隙水中濃度の感度グラフ

6 図表 IV-32 で示すとおり、土壌間隙水中濃度 $C_{porewater}$ に対する感度が高いのは主に
7 logKow である。

8

9 IV.3.4 農作物中濃度の推計

10 本節は本編 7.3.4 に対応しており、以下の 3 区分の植物の濃度推計について具体的な数
11 式やパラメータを示すとともに数理モデル (IV.3.4.1)、設定の経緯 (IV.3.4.2)、感度解
12 析と基本的な挙動 (IV.3.4.3)、モデルの検証 (IV.3.4.4) を説明する。

13

- 14 ・ 地下部農作物中濃度 (例：根菜等)
- 15 ・ 地上部農作物中濃度 (Exposed) (例：葉菜、表皮も食する野菜・果物、牧草)
- 16 ・ 地上部農作物中濃度 (Protected) (例：表皮を除いて食する野菜・果物・穀物)

17

18 なお、この 3 区分の農作物への化学物質の移行は、IV.2.3.2 に従い大気中の粒子吸着
19 態及びガス態の化学物質の農作物への直接沈着並びに土壌に沈着した化学物質の土壌間隙
20 水経由の取込を想定し、各農作物に関しての移行シナリオを以下のとおり設定した。

21

- 22 ・ 地下部農作物： 土壌間隙水からの濃縮
- 23 ・ 地上部農作物 Exposed： 土壌間隙水の吸い上げによる濃縮、大気ガスからの濃縮、
24 大気粒子の沈着による濃縮
- 25 ・ 地上部農作物 Protected： 土壌間隙水の吸い上げによる濃縮

26

27 これらの濃度は人の摂取量の推計 (IV.3.7③) に用いるほか、地上部農作物中濃度
28 (Exposed) は牧草中濃度として畜産物中濃度の推計 (IV.3.5) に用いる。これらの濃度

1 を推計するために、以下の数値が入力値となる。

2

3 ・ 化学物質の物理化学的性状 (logKow と Henry 則定数)

4 ・ 大気中濃度 (IV.3.2 で推計)

5 ・ 土壌間隙水中濃度 (IV.3.3 で推計)

6

7 IV.3.4.1 数理モデル

8 (1) 地下部農作物中濃度

9 推計の対象とする農作物はイモ、ニンジンといった根菜類である。大気へ排出された化
10 学物質が土壌へ湿性・乾性沈着し、土壌間隙水へ移行し、農作物に摂取される経路が想定
11 されている。

12 地下部農作物中濃度は化学物質の分配係数により左右され、分配係数の範囲に応じて式
13 IV-52、式 IV-53 のように表される。両式とも農作物中濃度は、土壌間隙水中濃度に濃縮
14 係数及び補正係数を乗じ、水の密度で割り戻して算出される。

15

16 $-0.57 \leq \log Kow < 2$ のとき、

$$C_{rootveg} = \frac{C_{porewater} \times (10^{0.77 \times \log Kow} + 0.82)}{1 [kg/L]} \times VG_{rootveg} \quad \text{式 IV-52}$$

17

18 $2 \leq \log Kow \leq 6$ のとき、

$$C_{rootveg} = \frac{C_{porewater} \times (10^{0.77 \times \log Kow} - 1.52)}{1 [kg/L]} \times VG_{rootveg} \quad \text{式 IV-53}$$

19

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{rootveg}$	地下部農作物中濃度	[mg/kg]		IV.3.4.2 参照
$C_{porewater}$	土壌間隙水中濃度	[mg/L]		IV.3.3.1 式 IV-50
$VG_{rootveg}$	補正係数	—	*	
K_{soil_water}	土壌-水分配係数	—		IV.3.3.1 式 IV-51

20 ※ $VG_{rootveg}$ は $\log Kow \geq 4$ のとき『0.01』、 $\log Kow < 4$ のとき『1.0』

21

22 (2) 地上部農作物中濃度 (Exposed)

23 地上部農作物濃度は大気相の粒子吸着態及びガス態の沈降及び地下部からの蒸散流によ
24 る吸い上げによる取り込みを考慮する。

25

26

$$C_{ag_exp} = C_{ag_aer} + C_{ag_gas} + C_{ag_r} \quad \text{式 IV-54}$$

27

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{ag_exp}	地上部農作物中濃度 (Exposed)	[mg/kg]		IV.2.3.2 参照
C_{ag_aer}	大気相粒子吸着態由来の地上部農作物中濃度	[mg/kg]		式 IV-55
C_{ag_gas60}	大気相ガス態由来の地上部農作物中濃度	[mg/kg]		式 IV-58
C_{ag_r}	地下部からの蒸散流による地上部農作物中濃度	[mg/kg]		式 IV-61

1

2 ① 大気相中の粒子吸着態中の化学物質の沈着による地上部農作物中濃度

3 大気中濃度に大気相での粒子吸着態中の化学物質の質量比を乗じて大気中の粒子吸着態
4 に含まれる化学物質濃度を求め、大気中粒子吸着態の農作物への吸着係数を乗じて地上部
5 農作物中濃度 C_{ag_aer} [mg/kg] を求める。

6

$$C_{ag_aer} = C(1.5) \times FAP \times K_{aer_plant} \quad \text{式 IV-55}$$

7

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{ag_aer}	大気相粒子吸着態由来の地上部農作物中濃度	[mg/kg]		IV.2.3.2 参照
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		IV.3.2.1 (1) 式 IV-3
FAP	大気相での粒子吸着態中の化学物質の質量比	—		IV.3.2.1 (2) 式 IV-8
K_{aer_plant}	大気相での粒子吸着態中の化学物質の葉・茎への分配係数	—	1.14×10^4	式 IV-56

8

$$FAP = \frac{FP}{1 + \frac{RRT \times VOLAW}{VOLLAP}} \quad \text{式 IV-8 (再掲)}$$

$$K_{aer_plant} = 0.47 \times \frac{Vdp}{Mf \times Rv} \quad \text{式 IV-56}$$

9

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{aer_plant}	大気相での粒子吸着態中の化学物質の葉・茎への分配係数	—	1.14×10^4	文献 ¹
FP	大気相における化学物質の粒子吸着態の容積比	—		IV.3.2.1 (2) 式 IV-4
RRT	洗浄比	—		IV.3.2.1 (2) 式 IV-9
$VOLAW$	雨水コンパートメントの容積	[m ³]		図表 IV-15
$VOLAAP$	大気相でのガス態コンパートメントと粒子吸着態コンパートメントの合計容積	[m ³]		図表 IV-15
Vdp	農作物への湿性・乾性粒子吸着態沈着速度	[m/day]	2175	式 IV-57
Mf	生産性	[kg/m ²]	3.0	文献 ¹
Rv	風化・枯死 (老化) 率	[/day]	0.03	文献 ¹

10 ※ Mf は 1m² あたりの食料収穫量の在庫の年平均量 (湿潤重量) を指し、 Rv は風化や枯死の結果と

¹ Thomas E. McKone (1989) Human Exposures to Chemicals through Food Chains An Certainty Analysis. Environ. Sci. Technol., 23, pp1154-1163

1 して野菜の表面から取り除かれる化学物質の除去率を指す。

$$Vdp = 2 \times 10^5 \times TRF + Vd \quad \text{式 IV-57}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
Vdp	農作物への湿性・乾性粒子吸着態沈着速度	[m/day]	2175	文献 ¹
2×10^5	浮遊粒子の捕集率	—	2×10^5	MNSEM デフォルト
TRF	降水量	[m/day]	0.0041	MNSEM デフォルト
Vd	乾性粒子吸着態沈着速度	[m/day]	1353	IV.3.2.1 (2)③ 式 IV-14

② ガス態中の化学物質の移動による地上部農作物中濃度

大気中濃度に大気相でのガス態の化学物質の質量比を乗じて大気中のガス態として存在する化学物質濃度を求め、農作物への濃縮係数及び補正係数を乗じ、地上部農作物中濃度 C_{ag_gas60} [mg/kg]を求める。なお、補正係数 VG_{ag} は、脂溶性の高い物質の表皮等への濃縮を考慮している。計算式を以下に示す。

C_{ag_gas60} は、大気中濃度と地上部農作物中濃度の平衡を前提に作成されている。しかし、平衡状態に達するまで極めて長い時間がかかる可能性があり、農作物のライフサイクルからは考えられない長時間の蓄積を計算してしまう可能性がある。地上部農作物の栽培期間はレタスで 50 日、キャベツで 120 日程度と言われる¹。また、HHRAP は収穫物の可食部への化学物質の取り込みの平均的な期間は 60 日として、農作物中濃度を算出している。よって、本調査でも地上部農作物中濃度は 60 日目での値を地上部農作物中の化学物質最大濃度とする制限を組み込んでいる。

$$C_{ag_gas60} = \frac{(1 - FP) \times C(1.5) \times g_{plant} \times Area_{plant}}{\frac{g_{plant} \times Area_{plant}}{K_{leaf-air} \times V_{leaf}}} \left[1 - e^{-\left(\frac{g_{plant} \times Area_{plant} \times 60}{K_{leaf-air} \times V_{leaf}} \right)} \right] \times VG_{ag} \quad \text{式 IV-58}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{ag_gas60}	大気相ガス態由来の地上部農作物中濃度	[mg/kg]		EU-TGD※1
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		IV.3.2.1 (1) 式 IV-3
$1 - FP$	大気相における化学物質のガス態の容積比	[m ³ /m ³]		IV.3.2.1 (2) 式 IV-5
g_{plant}	コンダクタンス	[m/day]	86.4	EU-TGD デフォルト
$AREA_{plant}$	葉の表面積	[m ²]	5	EU-TGD デフォルト
V_{leaf}	葉の体積	[m ³]	0.002	EU-TGD デフォルト

¹ Update of risk assessment models for the indirect human exposure(2004)RIVM report 6015160111

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$K_{leaf-air}$	大気相でのガス態の化学物質の葉・茎への濃縮係数	—		式 IV-59
VG_{ag}	地上部農作物のための補正係数	—	※2	HHRAP

- 1 ※1 ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part I chapter 2. Appendix III に
2 ある推算式を参考にし、それに 60 日目での値を地上部農作物中の化学物質最大濃度とする制限が
3 考慮されるように微分方程式の項を組み込んだ
4 ※2 $\log Kow \geq 4$ のとき『0.01』、 $\log Kow < 4$ のとき『1.0』
5

$$K_{leaf-air} = FPA + \frac{K_{plant-water}}{K_{air-water}} \quad \text{式 IV-59}$$

6

$$K_{plant-water} = FPW + FPLPD \times (10^{\log Kow})^b \quad \text{式 IV-60}$$

7

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$K_{leaf-air}$	大気相でのガス態の化学物質の葉・茎への濃縮係数	—		EU-TGD part1 chap.2 app.III 式(6)
$K_{plant-water}$	水-植物濃度換算係数	—		EU-TGD part1 chap.2 app.III 式(3)
$K_{air-water}$	大気相での大気-水分係数	—		無次元 Henry 則定数と同じ値
FPA	植物中の空気容積比	—	0.5	MNSEM デフォルト
FPW	植物中の水容積比	—	0.4	MNSEM デフォルト
$FPLPD$	植物中の脂質容積比	—	0.01	MNSEM デフォルト
b	植物脂質とオクタノール間の差に対する修正指数	—	0.95	EU-TGD デフォルト

8

9 ③ 地下部からの蒸散流による地上部農作物中濃度

10 MNSEM の計算式を用いる。 $\log Kow$ が下記の範囲を逸脱する場合、下限値あるいは上
11 限値の $\log Kow$ で出される値を用いる。また、大気的直接暴露から守られているとされる
12 IV.3.4.1 (3) 地上部農作物中濃度 (Protected) も同様の推計式で算出する。

13

14 $-0.5 < \log Kow < 4.5$ のとき

$$C_{ag-r} = C_{porewater} \times SCF \quad \text{式 IV-61}$$

15

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{ag-r}	地下部からの蒸散流による地上部農作物中濃度	[mg/kg]		MNSEM3.6.7
$C_{porewater}$	土壌間隙水中濃度	[mg/L]		IV.3.3.1 式 IV-50
SCF	葉の濃縮倍率	—		式 IV-62 文献 ¹

¹ Geoffrey G. Briggs, Richard H. Bromilow, Avis A. Evans and Mark Williams(1983) Relationships Between Lipophilicity and the Distribution of Non-ionised Chemicals in Barley Shoots Following Uptake by the Roots. *Pestic. Sci.*, 14, pp492-500

$$SCF = (0.82 + 10^{0.95 \times \log Kow - 2.05}) \times TSCF \quad \text{式 IV-62}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>TSCF</i>	植物の導管を流れる水分	—		式 IV-63 文献 ¹

$$TSCF = 0.784 \times e^{\frac{(\log Kow - 1.78)^2}{2.44}} \quad \text{式 IV-63}$$

(3) 地上部農作物中濃度 (Protected)

推計対象の農作物は米、豆類、みかん、りんご等の表皮を除いて食する農作物である。推計式は (2) 地下部からの蒸散流による地上部農作物濃度と同様である。

IV.3.4.2 設定の経緯

本暴露評価で採用した数理モデルは MNSEM の計算式をベースとしているが、EU-TGD と HHRAP と比較し、以下の 2 つの観点から改良を加えて設定した。

- ・ デフォルト値のパラメータ数を少なくする (パラメータの数の増加とともに不確実性が增大するため)
- ・ 過度な過大評価を制限する

(1) 地下部農作物中濃度

同じ論文²を元としている i)MNSEM と iii)HHRAP の *RCF* において、下記の (A) と (C) は論文中に記載があるが、(B) はない。下限 (-0.57) は論文中で式を算出する際に用いた物質の中の最小値である。なお、最大値は 4.6 であった。2.0 や 8.2 の根拠は不明である。

i)MNSEM

$$(A) \quad RCF = 10^{0.77 \times \log Kow - 1.52} + 0.82 \quad \text{式 IV-64}$$

iii)HHRAP

$$(B) \quad -0.57 \leq \log Kow < 2.0 \text{ のとき、} RCF = 10^{0.77 \times \log Kow} + 0.82 \quad \text{式 IV-65}$$

$$(C) \quad 2.0 \leq \log Kow < 8.2 \text{ のとき、} RCF = 10^{0.77 \times \log Kow} - 1.52 \quad \text{式 IV-66}$$

さらに、MNSEM の *RCF* では次元があり、HHRAP では無次元扱いとなっている。論文中では [mL/g] と読み取れ、i)MNSEM の設定と同様である。iii)HHRAP で無次元扱い

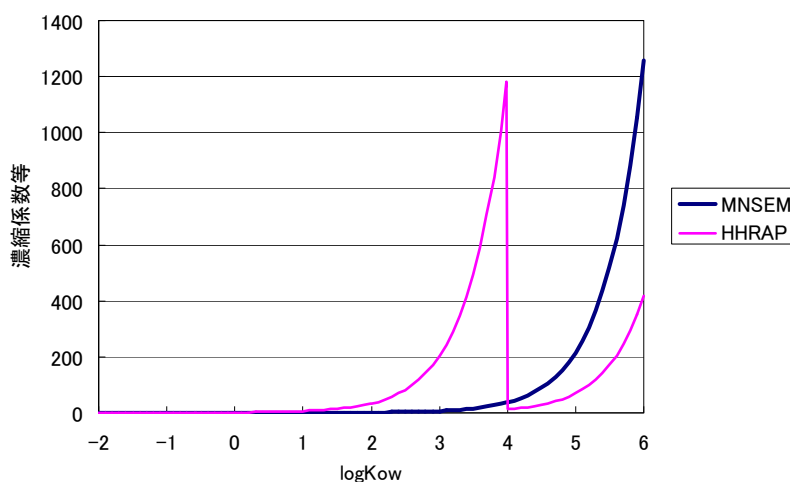
¹ Geoffrey G. Briggs, Richard H. Bromilow, Avis A. Evans and Mark Williams(1983) Relationships Between Lipophilicity and the Distribution of Non-ionised Chemicals in Barley Shoots Following Uptake by the Roots. *Pestic. Sci.*, 14, pp492-500

² Geoffrey G. Briggs, Richard H. Bromilow and Avis A. Evans(1982) Relationships Between Lipophilicity and Root Uptake and Translocation of Non-ionised Chemicals by Barley. *Pestic. Sci.*, 13, pp495-504

1 となっているのは K_{soil_water} の解釈に伴うもので、水の密度で割り戻すことで、求める農作
2 物中濃度は [mg/kg] となる。

3 MNSEM の RCF 及び採用した HHRAP の $RCF \times VG_{rootveg}$ を比較した。

4 図表 IV-33 に採用する計算式の濃縮を表す項 ($RCF \times VG_{rootveg}$) 及び MNSEM の計
5 算式の濃縮を表す項 (RCF) の比を示した。MNSEM の手法では $\log Kow$ が大きいほど濃
6 縮係数も大きくなっていったが、計算式を $\log Kow$ によって場合分けし、さらに補正係数を
7 乗じることで、 $\log Kow$ の高い物質の可食部分の濃度に制限を加えることができると考え
8 られた。一方で、 $\log Kow$ が 2 付近から 4 未満であると、濃縮係数が高くなることがわか
9 った。石井の「 $\log Kow$ が 2 付近であるときに植物体内への浸透性が高く」と一致するも
10 のである。



11

12 図表 IV-33 MNSEM の手法と採用する HHRAP の手法の濃縮を表す項

13

14 (2) 地上部農作物中濃度

15 地上部農作物は、リンゴなどの果物や白菜のような葉菜のように、ほとんどの部位を食
16 するものと、豆類のように外皮は食せず作物の一部分を食するものが存在する。HHRAP
17 では対象とする植物として、「exposed produces」(葉菜、果物など)と「protected produce」
18 (エンドウマメ、トウモロコシ、メロンなど)を挙げ、暴露量の推計を行っており、
19 ‘protected produce’ は下記の仮定 1. 2. の暴露からは守られており、3. のみ考慮す
20 ることとしている。一方、exposed produces は仮定 1. 2. 及び 3. を考慮している。本
21 暴露評価でも両者 (exposed produces、protected produce) を考慮することは重要と考え、
22 地上部農作物の各暴露経路を HHRAP に倣い推算することにした。

23

24 仮定

25 1. 大気相の粒子態 (浮遊粒子、吸着態) の化学物質 → (湿性、乾性) 沈着による植物へ
26 の移動

27 2. 大気相のガス態の化学物質 → 植物へ移動

- 1 3. 大気相から土壌相に沈着した化学物質→蒸散流によって根を経由した地上部への摂取
- 2 4. その他（光分解や成長、代謝などによる物理的な希釈）

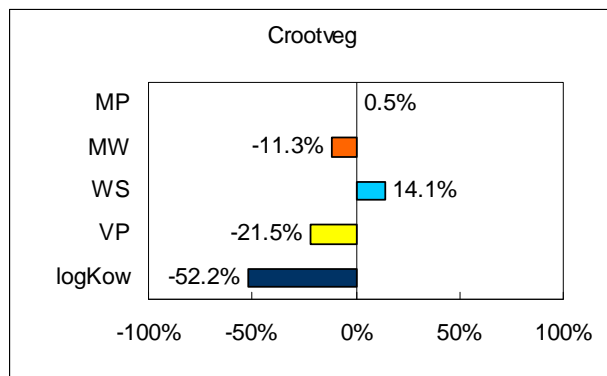
3

4 IV.3.4.3 感度解析と基本的な挙動

5 (1) 感度解析

6 ① 地下部農作物中濃度

7 図表 IV-34 に地下部農作物中濃度に対する各物理化学的性状の感度グラフを示す。なお、
8 以下に示す感度解析は仮定変数である各物理化学的性状を図表 IV-30 の範囲にてシミュ
9 レーションを行ったものである。感度グラフの横軸は、仮定変数である各物理化学的性状
10 の相対的な影響割合であり、それぞれプラスまたはマイナスの相関であることを示してい
11 る。



12

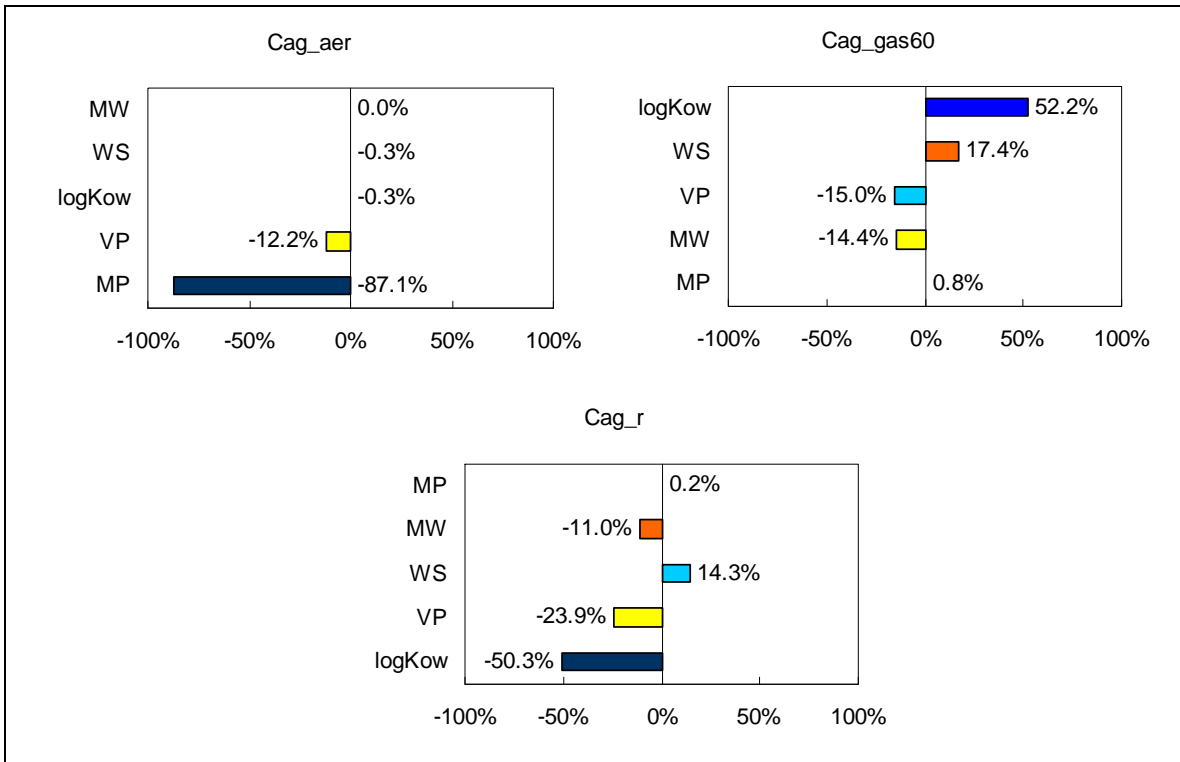
13 図表 IV-34 地下部農作物中濃度の感度グラフ

14 図表 IV-34 で示すとおり、地下部農作物中濃度 $C_{rootveg}$ に対する感度が高いのは主に
15 logKow である。

16

17 ② 地上部農作物中濃度

18 図表 IV-35 に地上部農作物中濃度に対する各物理化学的性状の感度グラフを示す。



図表 IV-35 地上部農作物中濃度の感度グラフ

図表 IV-35 で示すとおり、地上部農作物中濃度の内、 C_{ag_gas60} 及び C_{ag_r} に対する影響は主に logKow であり、 C_{ag_aer} に対する影響は主に融点である。

IV.3.4.4 モデルの検証

HHRAP(2005)、その根拠とされている U.S.EPA の Estimating exposure to dioxin-like compounds volume III (1994) 及びこの外部レビュー版の最終版である Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds (2003) において、補正係数である VG は表皮の重量を野菜の全重量で除したものとされており、この係数の目的と設定方法に乖離がある。さらにニンジンの体積に対する皮の割合を求めている。皮むきや洗い、調理によって表皮(中の化学物質)は除かれることから、 VG は『0.01』で良いとされている。地上部植物に関しても同じような記載があり、やはり『0.01』で良いと結論付けられている。logKow による濃縮性についての議論は行われておらず、野菜の可食部の重量の議論がされているのみである。

農薬等の化学物質が野菜の表面に留まり中心部に到達しないという仮定に関する石井¹では、脂溶性(logKow)と(蒸気圧と)残留の関係について示されている。

物理化学的性状の異なる4種の農薬(フェニトロチオン、ピリダフェンチオン、フェノブカルブ、カルバリル)の水稲各部位への残留性の調査を目的として、圃場試験を行った

¹ 石井康雄(2004)水稲収穫期における有機リン系およびカーバメート系殺虫剤の残留特性、農環研報 23、pp1-14

1 ものである。考察において、Briggs¹ (MNSEM の RCF や TSCF の根拠となった論文) を
2 参照している。

3 石井によると、logKow が 2 付近であるときに植物体内への浸透性が高く (Briggs の結
4 果からも)、カルバリルは浸透性が高いとしている他の論文結果とも一致したと考察されて
5 いる。カーバメート系はもともと葉の先端から溢水とともに植物体外に排出され、水分が
6 蒸発した後に葉の先端部分に留まる性質があるものだが、カルバリルは蒸気圧が低い
7 にその場に析出し、フェノブカルブは蒸気圧が高めのために葉面から揮散する。このこ
8 が穂に移動したカルバリルの初殻への集積 (高濃度残留) を説明していた。logKow の差
9 がほとんどないリン系のピリダフェンチオン及びフェニトロチオンの比較からは、蒸気圧
10 の低さによるピリダフェンチオンの残留性の大きさを述べていた。

11

12 IV.3.5 畜産物中濃度の推計

13 本節は本編 7.3.5 に対応しており、畜産物中の濃度推計について具体的な数式やパラメ
14 ータを示すとともに (IV.3.5.1)、数理モデルの感度解析と基本的な挙動 (IV.3.5.2) を
15 述べる。

16 これらの濃度は農作物中濃度の推計 (IV.3.4) に用いる。これらの濃度を推計するた
17 めに、以下の数値が入力値となる。

18

- 19 ・ 化学物質の物理化学的性状 (IV.2.1)
- 20 ・ 大気中濃度 (IV.3.1)
- 21 ・ 地上部農作物中濃度 (Exposed) (IV.3.4.1 (2))
- 22 ・ 土壌中濃度 (IV.3.3.1 (1))

23

24 IV.3.5.1 数理モデル

25 (1) 牛肉中濃度

26 牛の化学物質の暴露経路は牧草、土壌及び大気の摂取媒体を想定している。牧草は農作
27 物中濃度では地上部農作物濃度 (Exposed) が相当する。各媒体中濃度に牛の摂取量を乗
28 じて足し合わせ、その和に移行係数を乗じて牛肉中濃度 $C_{meat}[\text{mg/kg}]$ を算出する。

$$C_{meat} = BTF_{meat} \times \left\{ (C_{grass} \times CTL_{grassN} \times CONWD) + (C_{soil} \times CTL_{soil} \times CONV_{soil}) + (C(1.5) \times CTL_{inhl}) \right\}$$

式 IV-67

29

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{meat}	牛肉中濃度	[mg/kg]		MNSEM

¹ Geoffrey G. Briggs, Richard H. Bromilow and Avis A. Evans (1982) Relationships Between Lipophilicity and Root Uptake and Translocation of Non-ionised Chemicals by Barley. *Pestic. Sci.*, 13, pp495-504

記号	説明	単位	値	出典・参照先
BTF_{meat}	牛肉への移行係数	[day/kg]		式 IV-68
C_{grass}	牧草中濃度 (湿潤重量当り)	[mg/kg]		IV.3.4.1 (2) 式 IV-54
CTL_{grassN}	肉牛の牧草の1日当りの摂取量 (乾燥重量当り)	[kg/day]	8	MNSEM デフォルト
$CONWD$	牧草の換算係数 (乾燥重量→湿潤重量)	—	4	EU-TGD デフォルト
C_{soil}	土壌中濃度 (湿潤重量当り)	[mg/kg]		IV.3.3.1 (1) 式 IV-34
CTL_{soil}	牛の土壌の1日当りの摂取量 (乾燥重量当り)	[kg/day]	0.41	EU-TGD デフォルト
$CONV_{soil}$	土壌の換算係数 (乾燥重量→湿潤重量)	—	1.40	式 IV-69
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		IV.3.2.1 (1) 式 IV-3
CTL_{inhl}	牛の吸入摂取量 (大気)	[m ³ /day]	122	MNSEM、EU-TGD

1

$$BTF_{meat} = 10^{-7.6 + \log Kow} \quad \text{式 IV-68}$$

2

$$CONV_{soil} = \frac{BD_{soil}}{DEN_{sos} \times SOSF} \quad \text{式 IV-69}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]	1050	MNSEM デフォルト
DEN_{sos}	土壌粒子密度	[kg/L]	1.5	MNSEM デフォルト
$SOSF$	土壌中の粒子容積比	[m ³ /m ³]	0.5	MNSEM デフォルト

4

5 (2) 牛乳中濃度

6 牛乳中濃度を推計することで、乳製品中濃度の代表値とする。

7 対象が肉牛から乳牛に変わることによってデフォルト値及び移行係数の計算式が異なる
8 が、推計の考え方は同じである。

9

$$C_{milk} = BTF_{milk} \times \{ (C_{grass} \times CTL_{grassL} \times CONWD) + (C_{soil} \times CTL_{soil} \times CONV_{soil}) + (C(1.5) \times CTL_{inhl}) \}$$

式 IV-70

10

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{milk}	牛乳中濃度	[mg/kg]	—	MSNEM
BTF_{milk}	牛乳への移行係数	[day/kg]	—	式 IV-71
CTL_{grassL}	乳牛の牧草の1日当りの摂取量 (乾燥重量当り)	[kg/day]	16	MNSEM デフォルト

11

$$BTF_{milk} = 10^{-8.1 + \log Kow}$$

式 IV-71

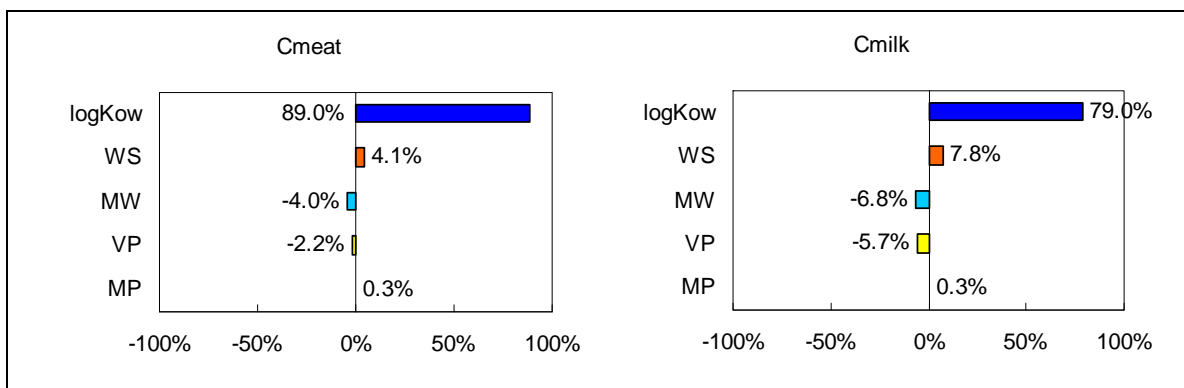
1

2 IV.3.5.2 数理モデルの感度解析と基本的な挙動

3 (1) 感度解析

4 図表 IV-36 に牛肉中濃度及び牛乳中濃度に対する各物理化学的性状の感度を示す。なお、
 5 以下に示す感度解析は仮定変数である各物理化学的性状を図表 IV-30 の範囲にてシミュ
 6 レーションを行ったものである。感度グラフの横軸は、仮定変数である各物理化学的性状
 7 の相対的な影響割合であり、それぞれプラスまたはマイナスの相関であることを示してい
 8 る。

9



10

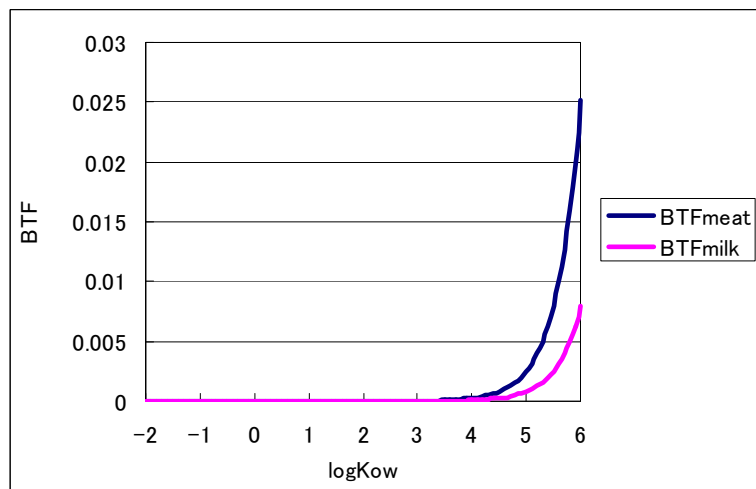
11 図表 IV-36 牛肉中濃度及び牛乳中濃度の感度グラフ

12 図表 IV-36 で示すとおり、牛肉中濃度 C_{meat} 及び牛乳中濃度 C_{milk} に対する感度が高いの
 13 は主に logKow である。

14

15 (2) 式の応答

16 logKow と BTF_{meat} 及び BTF_{milk} の関係を図表 IV-37 に示す。



17

18 図表 IV-37 logKow と BTF_{meat} 及び BTF_{milk}

1 図表 IV-37 より $\log K_{ow}$ の値が大きいほど、 BTF_{meet} 及び BTF_{milk} が大きくなる。

3 IV.3.6 水域濃度・魚介類中濃度・底質中濃度の推計

4 本節は本編 7.3.6 に対応しており、2 つの区分（河川水と海水）の水域中濃度及び魚介
5 類中濃度推計及び底質中濃度推計について、具体的な数式やパラメータを示す(IV.3.6.1)。

- 6
- 7 ・ 河川水中濃度
- 8 ・ 海水中濃度
- 9 ・ 淡水魚中濃度
- 10 ・ 海産魚中濃度
- 11 ・ 底質中濃度
- 12

13 水と魚の濃度は人の化学物質摂取量の推計（IV.3.7）に用いるほか、水中と底質中の化
14 学物質濃度は生態への化学物質の影響を見るための環境媒体中濃度推計（IV.3.6.1 (4)）に
15 用いる。これらの濃度を推計するために、以下の数値が入力値となる。

- 16
- 17 ・ 化学物質の物理化学的性状（BCF と K_{oc} ）
- 18 ・ 河川流量
- 19

20 IV.3.6.1 数理モデル

21 (1) 河川水中濃度（人の健康影響に対する暴露評価）

22 水域への排出による局所の河川水中濃度の推計では、単純希釈と懸濁を想定している。
23 暴露評価は、i)事業所からの排出を想定する製造段階及び調合段階、工業的使用段階と、
24 ii)家庭等の最終用途の使用段階の二つのアプローチを行う。

25 ① 製造段階及び調合段階、工業的使用段階

26 製造又は調合段階、工業的使用段階の事業所などの排出点源から河川などの水域に排出
27 された化学物質に、人が飲料水及び魚の摂取により暴露されるシナリオを想定する。

28 評価 I における排出先は河川のみを想定しており、河川水中濃度は、事業所からの化学
29 物質の排出量を河川の流量で除して河川水中濃度 $C_{river_man}[\text{mg}/\text{m}^3]$ を推計する。推計にお
30 いて流出水排出から暴露の位置までの時間が短いと考えられるため、通常、希釈が優先的
31 な「除去」プロセスとなる。したがって、地表水中での分解、水からの揮散及び沈殿は、
32 除去のプロセスとして考慮されない。希釈率に関しては、排出先の河川は不明であるため、
33 河川流量にはデフォルト値を設定する。化審法届出データを用いた暴露評価に用いる河川
34 流量については、PRTR 届出データのように具体的な排出先河川は想定できないため、人
35 の健康影響に対する評価における流量のデフォルト値を、国土交通省河川局編の一級河川
36 流量年表の長期平水流量（50%ile を指す）の全地点の 50%ile $21[\text{m}^3/\text{sec}]$ とした。また、

1 デフォルトの設定で用いた流量年表の河川流量¹についての集計結果を図表 IV-38 に示し
 2 た。

3 図表 IV-38 流量年表の河川流量の統計値 単位(m³/sec)

全地点中のパーセンタイル	地点の流量順での順位	長期平水流量 (50%ile)	長期低水流量 (25%ile)	長期渇水流量 (3%ile)
100%	1	387.260	296.810	205.370
95%	20	164.667	121.611	82.089
90%	38	115.740	84.400	52.507
85%	57	80.827	59.091	38.637
80%	75	67.390	45.608	27.164
75%	93	52.153	36.410	22.738
70%	111	45.476	29.729	18.500
65%	129	35.440	24.244	14.254
60%	147	30.984	19.984	10.708
55%	165	25.092	16.338	8.371
50%	183	20.850	13.465	7.135
45%	200	17.774	11.680	6.039
40%	218	15.590	9.970	5.230
35%	235	14.060	8.594	4.486
30%	252	11.698	7.447	3.808
25%	270	10.148	6.325	3.080
20%	287	7.820	4.776	2.450
15%	304	6.229	3.704	1.700
10%	321	4.345	2.510	1.189
5%	337	2.744	1.628	0.543
0%	354	0.400	0.200	0.040

4

$$C_{river_man} = \frac{TEMW \times 1000000 [kg \rightarrow mg]}{V_{river_man} \times (365 \times 24 \times 60 \times 60) [year \rightarrow sec]} \quad \text{式 IV-72}$$

5

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{river_man}	河川水中濃度	[mg/m ³]		
$TEMW$	水域への排出量	[kg/year]		
V_{river_man}	人への摂取量推算に係る河川流量	[m ³ /sec]	21	デフォルト ²
fwp	懸濁粒子への吸着率	—		式 IV-74

6

$$C_{river_man_ww} = C_{river_man} \times (1 - fwp) \quad \text{式 IV-73}$$

7

8

9

¹ 独立行政法人製品評価技術基盤機構(2007)平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書

² 独立行政法人製品評価技術基盤機構(2007)平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{river_man_ww}$	河川水中の溶存態濃度	[mg/m ³]		詳細リスク評価書 23, IV章 4.3.3*
C_{river_man}	河川水中濃度	[mg/m ³]		式 IV-72
f_{wp}	懸濁粒子への吸着率	—		式 IV-74

※ 中西ら (2008) 『詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル』丸善株式会社

$$f_{wp} = \frac{Koc \times foc_{solid} \times (CW_{ss} \times 10^{-6} [mg \rightarrow kg])}{1 + Koc \times foc_{solid} \times (CW_{ss} \times 10^{-6} [mg \rightarrow kg])} \quad \text{式 IV-74}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
f_{wp}	懸濁粒子への吸着率	—		詳細リスク評価書 23, IV章 4.3.3*
CW_{ss}	水中懸濁粒子濃度	[mg/L]	50	MNSEM デフォルト
foc_{solid}	懸濁物固体中の有機炭素比率	—	0.06	MNSEM デフォルト
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]		化学物質情報

※ 中西ら (2008) 『詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル』丸善株式会社

水域に排出された化学物質は溶存態と懸濁態物質への吸着態で存在すると考えられる。式 IV-73 では、飲料水や魚への濃縮などについて溶存態と懸濁態の分配を考慮するかを検討し、EU-TGD と同様にこれらの分配を考慮している¹。

② 家庭等での最終製品の使用段階

家庭用洗剤、化粧品などを代表とする最終製品を使用することにより家庭等から排出された化学物質について、公共の下水処理場を経由して河川へ全量排出されるシナリオを考える。この場合は、下水処理場の近傍が局所に該当すると考える。下水処理場からの排出先は河川を想定し、この河川での希釈についてはデフォルト値を設定する。洗剤等に使用された化学物質が水域に排出されるシナリオを想定した河川水中濃度 C_{river_domest} [mg/m³] は以下の式にて推計する。

この方法は、U.S.EPA の TSCA (新規化学物質の審査) で使用されているスクリーニングレベルのリスク評価ツールである E-FAST (Exposure and Fate Assessment Screening Tool) の家庭排水(Down-the-drain)モジュール²などと同じ標準的なアプローチである。さらに式 IV-76 では、飲料水や魚への濃縮などについて溶存態と懸濁態の分配を考慮している。

¹ 河川水中濃度推計において、EU-TGD では水中における溶存態と懸濁態の分配を考慮しているが、U.S. EPA の E-FAST では考慮していない。

² The Soap and Detergent Association (2005) Exposure and Risk Screening Methods for Consumer Product Ingredients.

$$C_{river_domest} = \frac{TEMW_{Domes_total}}{365 \times 12,777,000,000 \times 10^6} \times \frac{1}{VL} \quad \text{式 IV-75}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{river_domest}	家庭等からの排出による河川 水中濃度	[mg/m ³]		U.S.E-FAST, 3.2.2.3 式 3-21
$TEMW_{Domes_total}$	家庭からの全国総排出量	[kg/year]		本編 7.4.1
	年間日数	[day]	365	
	国内総人口	[人]	127,770,000	総務省統計局 ¹
	希釈率	—	10	NITE ²
fwp	懸濁粒子への吸着率	—		式 IV-74
VL	生活排水量	[m ³ /人/day]	0.3	日本下水道協会 ³

2

$$C_{river_domest_ww} = C_{river_domest} \times (1 - fwp) \quad \text{式 IV-76}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{river_domest_ww}$	家庭等からの排出による河川 水中の溶存態濃度	[mg/m ³]		
C_{river_domest}	家庭等からの排出による河川 水中濃度	[mg/m ³]		式 IV-75
fwp	懸濁粒子への吸着率	—		式 IV-74

4

5 上式の希釈率（10＝下水処理場から最も近い地点の平水河川流量／晴天時の日平均下水
6 放流量）は、下水処理場からの放流水が河川で何倍に希釈されるかという倍率である。
7 デフォルト値は「化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書²⁾
8 の結果を用いた(図表 IV-39 参照)。本スキームで用いる希釈率『10』は、全国の下水処理
9 場の位置と流量測定地点のデータの中で、両地点の距離が緯度経度で2分以内にあった下
10 水処理場の排出量と排水先河川流量を解析した結果を用いて得られた希釈率の 5%ile
11 『10.8』の少数第一位を切り捨てた値である

12

13 図表 IV-39 下水道業における希釈率のパーセンタイル値：流量年表の河川流量

14

(平水流量ベース) の統計値

パーセンタ イル	緯度経度 ±2分以内	緯度経度 ±1分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
0%	1.3	2.3	2.3	1.3	1.3	1.3
1%	2.3	2.4	2.4	2.3	2.4	2.9

¹ 総務省統計局(2007) 平成 18 年 10 月 1 日現在推計人口 <http://www.stat.go.jp/data/jinsui/index.htm>

² 独立行政法人製品評価技術基盤機構 (2007) 「平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書」

³ 日本下水道協会(1999) 流域別下水道整備総合計画調査「指針と解説」建設省監修

パーセン タイル	緯度経度 ±2分以内	緯度経度 ±1分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
2%	3.4	2.6	2.6	7.4	7.3	7.4
3%	8.6	6.0	6.0	9.3	8.8	9.6
4%	9.4	9.2	9.2	11.3	12.1	12.1
5%	10.8	10.8	10.8	12.5	16.1	14.9
6%	12.1	12.6	12.6	19.6	19.1	18.8
7%	16.0	16.1	16.1	24.7	23.2	21.0
8%	19.8	20.1	20.1	25.8	25.7	25.9
9%	23.9	26.9	26.9	27.7	27.8	31.5
10%	25.6	32.5	32.5	32.4	33.6	34.6
11%	26.0	33.7	33.7	34.0	38.1	40.5
12%	32.0	35.4	35.4	41.3	42.9	43.6
13%	34.8	39.2	39.2	49.9	47.3	51.3
14%	43.8	45.6	45.6	56.8	52.8	57.1
15%	59.9	58.8	58.8	67.1	58.5	67.6
20%	77.7	82.6	101.8	82.0	99.6	102.5
25%	111.0	106.6	118.5	113.5	144.9	167.2
30%	149.1	154.3	190.9	157.7	212.4	248.4
35%	245.3	253.0	266.8	228.3	288.2	321.9
40%	300.9	304.2	339.3	306.1	438.7	536.7
45%	460.0	395.7	412.2	462.1	661.2	799.2
50%	684.9	474.4	578.0	693.3	831.5	1,042.3
55%	832.5	688.3	766.8	892.8	1,101.6	1,308.6
60%	1,011.6	836.1	904.3	1,197.9	1,502.9	1,763.3
65%	1,365.3	953.5	988.8	1,627.2	1,978.1	2,634.9
70%	1,941.5	1,170.6	1,482.7	2,425.8	3,227.5	3,642.8
75%	3,480.1	1,590.4	2,238.1	4,385.7	4,564.1	4,928.3
80%	5,037.6	3,406.5	4,533.5	5,342.0	5,951.2	6,518.6
85%	7,296.0	5,004.0	5,482.1	7,763.7	8,133.8	8,224.8
90%	10,749.1	7,625.0	7,917.6	13,455.4	18,768.1	15,207.0
95%	31,500.8	46,633.3	48,683.5	35,330.3	32,300.5	31,649.9
100%	189,977.1	189,977.1	189,977.1	221,582.8	221,582.8	366,756.3
データ 数	109	52	52	142	253	332

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11

計算式の仮定は以下のとおりである。

最終製品を使用する人数等は、国内の全人口 1 億 2,777 万人¹と仮定する。当該用途での出荷量の合計数量を人口で除し、さらに 365 日で除すことで、1 人 1 日当たりの使用量とする。

日本下水道協会によると 1 人 1 日当たりの生活排水量は 250～350[L/人/day]²であることから、ここでは 300[L/人/day]とし、この値で 1 人 1 日当たりの使用量を除すことで、家庭等からの排水濃度を算出する。また、下水処理場での処理率は監視化学物質が難分解性物質であることから『0』と設定し、上記で算出した家庭からの排水中濃度を下水処理場の排水中濃度と同じと仮定した。

¹ 総務省統計局(2007) 平成 18 年 10 月 1 日現在推計人口 <http://www.stat.go.jp/data/jinsui/index.htm>

² 日本下水道協会(1999) 流域別下水道整備総合計画調査「指針と解説」建設省監修

1 (2) 魚介類中濃度

2 魚介類中濃度の推計については、水域へ排出された化学物質が河川に生息する魚へ濃縮
3 する場合と、海域に生息する魚へ濃縮する場合のシナリオを想定する。

4 生物濃縮係数 *BCF* は、化審法上得られる生物濃縮度試験結果の値（生物濃縮係数）を
5 用い、以下の式で推計する。

$$C_{fish_fresh} = (C_{river_ww} \times 10^{-3}) \times BCF \quad \text{式 IV-77}$$

$$C_{fish_salt} = \frac{(C_{river_ww} \times 10^{-3}) \times BCF}{10} \quad \text{式 IV-78}$$

6

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>C_{fish_fresh}</i>	淡水魚中濃度	[mg/kg]		詳細リスク評価書 1, 4.3※1
<i>C_{river_ww}</i>	河川水中の溶存態濃度	[mg/m ³]		※2
<i>BCF</i>	生物濃縮係数	[L/kg]		化学物質情報
<i>C_{fish_salt}</i>	海産魚中濃度	[mg/kg]		
	海域希釈率		10	NITE ¹

7 ※1 中西ら (2005) 『詳細リスク評価書シリーズ 23 フタル酸エステル』丸善株式会社

8 ※2 *C_{river_man_ww}* と *C_{river_domest_ww}* を比較して大きい方を用いる

9 上式の海水中濃度は、事業所あるいは下水処理場は海域へ直接排出しないという仮定を
10 置き、河川水中に排出された化学物質が希釈され、海域に至るシナリオを想定する。した
11 がって、河川水中濃度を海域希釈率で除することで海水中濃度を求める。

12 海域の希釈率については、NITE初期リスク評価で用いている希釈倍率『10』（東京湾の
13 河口付近から湾中までの塩分濃度分布より推計された数値）を用いることとした²。

14 その他の既往の事例として、「土壌残留及び水質汚濁に係る農薬登録保留基準の改定」に
15 適用された『5』という希釈倍率がある。この値は、東京湾、伊勢湾、尾鷲湾及び瀬戸内海
16 におけるデータから、当該湾等に流入する河川水域の物質の濃度と、調査河川の河口沖に
17 おける当該物質の濃度を比較することで求めた値であり、本調査と同じデータソースであ
18 るが、採用基準が異なるために値が異なる。また、EU-TGDの沿岸水域への排出の希釈倍
19 数は『100』³と設定されている。

20

21 (3) PRTR 届出情報を利用した河川排出シナリオでの河川流量の変更

22 河川排出シナリオにおいては、評価 I ではデフォルト流量（ヒト健康影響：長期平水流量
23 20.85[m³/s]）を用いて暴露量を求め、有害性情報と照らし合わせてリスク評価を行う。
24 その結果、リスクが懸念された場合には評価 II を化審法情報と PRTR 情報を用いて行う。

¹ 独立行政法人製品評価技術基盤機構 (2007) 「平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書」

² 小谷ら(2006) 化学物質の初期リスク評価手法の開発(1) 環境化学 16(1) 1-17.

³ ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, 4.2.4.2 Calculation of PEClocal for the aquatic compartment

1 さらに、PRTR 情報を用いた評価Ⅱでリスクが懸念された場合には、個別地点ごとの流量
2 を調査し、PRTR 届出情報の一つである排出先の水域名に係る流量情報が得られる場合に
3 は、その河川流量に置き換えて暴露評価を行う。一級河川ではない場合など河川流量が得
4 られない場合には、デフォルト流量のままとなる。

5 濃度推計に利用可能な河川流量については、排出先河川を「流量年表¹」や国土交通省の
6 水文水質データベース²で調査し、事業所に一番近い観測地点の河川流量データを選択する。
7 採用する流量は、ヒト健康影響の評価には、国土交通省河川局編の一級河川流量年表の長
8 期平水流量を採用する。本スキームでは、地点ごとの流量が採用可能か否かの判断につい
9 て以下の手順で検討した。

10 ① 暴露評価対象物質の PRTR データに記載されている公共水域名（河川名）と流量年表
11 に記載されている河川の間に対応がある。

12 ② ①に関して対応が確認された場合、PRTR 届出事業所に一番近い流量観測地点の河川
13 流量データを選び、二地点間の距離、流量測定地点が PRTR 届出地点よりも上流と下
14 流どちらに位置するのかなど、流量測定地点と PRTR 届出データに基づく地理的分布
15 関係を確認する。

16 ③ ②に関して地理的関係に合理性が確認された場合、流量測定地点と PRTR 届出事業所
17 地点との間に一、二級河川（もしくは支流）の合流があるかを確認し、地点間に合流
18 がなければ、その河川の流量情報を用いて河川排出シナリオの暴露評価を行う。

19

20 また、PRTR 届出情報を利用した海域への直接排出については、海域への直接排出も
21 PRTR データからは得られ、その場合には海域への排出時の希釈等を考慮した排出量を用
22 いることになるが、海域へ排出という届出排出量から海域の濃度を推計する方法を設定す
23 る。本暴露評価では、デフォルト流量（ヒト健康影響：長期平水流量 21[m³/s]）×希釈率
24 10 = 210 とした。

25

26 (4) 生活環境動植物に対する局所暴露評価

27 生活環境動植物における排出源を中心とする一定の領域の局所評価では、人の健康影響
28 に対する暴露評価と同様、化学物質の環境への排出地点を中心とする一定の領域の濃度を
29 推計して評価を行う。本スキームにおける評価対象生物が水生生物及び底生生物であるた
30 め、推計する暴露濃度は水域の排出シナリオのみとなる。

31

32 ① 生活環境動植物の局所評価Ⅰにおける二種類のアプローチ（濃度推計）

33 局所の評価Ⅰは、化審法の届出情報等入手可能な情報を用いて、人の健康影響に対する
34 局所評価Ⅰと同様、排出先の媒体と排出量のみの情報を用いた簡易な評価とした。

35 評価フローは、ヒト健康の局所暴露評価フローと概ね同じであり、水生生物については

¹ 国土交通省河川局編集

² <http://www1.river.go.jp/>

1 製造段階から水域へ排出、調合段階、工業的使用段階から水域へ排出、家庭等での最終製
 2 品の使用段階から水域へ排出の最大 4 経路について暴露評価を行う。化審法の機能別分類
 3 の用途において、家庭等から排出される用途が考えられる物質については、国民一人当た
 4 りの排水原単位等を用いて暴露評価を行う（IV.3.6.1 (1)②参照）。対象種（水生生物、底生
 5 生物）別に求める暴露濃度（量）等が異なるため、人の健康影響に対する評価との違いを
 6 以下に述べる。

7

8 **i) 水生生物の暴露濃度推計**

9 水生生物の暴露濃度は、化学物質の排出速度を河川流量で除した河川水中濃度であり、
 10 IV.3.6.1 (1)④で示した式と同様であるが、デフォルト河川流量は異なる値 13[m³/sec]とす
 11 る。本調査で用いる 13[m³/s]は、国土交通省の流量年表における長期低水流量の 50%ile
 12 である（図表 IV-38 参照）¹。

13 人に比べて寿命等のライフサイクルが短い水生生物の評価では、暴露濃度を推計する際
 14 短期間の平均値設定を変えることが EU-TGD では行われている²。TSCA の新規化学物質
 15 のリスク評価においても E-FAST の河川水中濃度推計では、人の暴露と水生生物の暴露で
 16 は流量の設定が異なり、後者のほうが小さい数値を設定している³。これは、排出源からの
 17 排出量を人に用いるよりも小さな河川流量で希釈することによって、ライフサイクルが短
 18 い水生生物への影響を想定して濃度推計を行うためである。

19 家庭等での最終製品の使用段階からの環境中濃度推計に関しては、IV.3.6.1 (1)で示した
 20 式と同様であるが、希釈率は人の健康影響で用いた『10』とは異なり『7』を用いる。こ
 21 の希釈率は、全国の下水处理場の位置と流量測定地点のデータの中で、両地点の距離が緯
 22 度経度で 2 分以内にあった下水处理場の排出量と排水先河川流量を解析した結果を用いて
 23 得られた低水流量における希釈率の 5%ile である（図表 IV-40 参照）。

24

25

図表 IV-40 下水道業における希釈率のパーセンタイル値

26

流量年表の河川流量（低水流量ベース）の統計値

パーセンタイル	緯度経度 ±2 分以内	緯度経度 ±1 分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
0%	0.6	1.9	1.9	0.6	0.6	0.6
1%	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	2.3
2%	2.2	1.9	1.9	3.8	3.5	4.8
3%	4.5	3.1	3.1	5.6	5.2	6.1
4%	5.7	4.5	4.5	7.7	8.6	10.0
5%	7.2	7.7	7.7	10.7	11.0	11.3
6%	9.5	10.8	10.8	13.4	13.1	12.9
7%	12.0	12.4	12.4	15.6	14.4	13.9
8%	13.5	14.3	14.3	17.3	17.2	17.4
9%	15.3	17.9	17.9	18.9	19.2	20.5

¹ 独立行政法人製品評価技術基盤機構(2007)「平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書」

² ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II, Chapter 3, 2.4.8.3 Calculation of PEClocal for the aquatic compartment.

³ U.S. EPA OPPT, E-FAST manual

パーセンタイル	緯度経度 ±2分以内	緯度経度 ±1分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
10%	17.4	21.5	21.5	20.9	22.6	24.9
11%	19.2	25.0	25.0	25.0	26.8	27.4
12%	20.7	28.0	28.0	29.4	28.4	29.1
13%	27.9	28.9	28.9	31.9	31.6	34.0
14%	30.3	32.5	32.5	35.9	35.9	37.1
15%	37.0	43.3	43.3	41.9	38.2	42.4
20%	52.5	54.1	58.4	53.2	57.0	68.5
25%	79.9	66.7	81.2	81.3	99.9	107.6
30%	104.8	102.7	139.9	104.8	145.3	156.8
35%	154.4	158.4	179.4	152.1	187.9	212.7
40%	189.1	191.9	205.5	202.0	291.0	383.5
45%	286.8	224.6	271.5	307.6	462.4	524.6
50%	462.2	311.9	385.8	470.5	533.6	695.9
55%	526.0	458.9	463.0	540.4	719.3	859.9
60%	670.7	506.3	526.4	794.7	932.4	1,169.6
65%	920.4	545.7	631.2	1,150.9	1,323.0	1,500.7
70%	1,314.0	839.3	1,153.0	1,395.1	2,097.7	2,335.3
75%	2,392.7	1,278.0	1,452.8	2,857.6	3,083.4	3,318.2
80%	3,443.7	2,286.9	2,829.2	3,669.0	3,936.2	4,210.0
85%	4,633.9	3,439.0	3,647.7	5,191.2	6,037.1	5,980.1
90%	7,631.8	4,245.0	5,871.3	9,445.3	12,912.4	11,014.7
95%	23,113.3	32,952.1	33,536.3	24,551.4	23,530.1	22,770.4
100%	146,993.1	146,993.1	146,993.1	146,993.1	146,993.1	254,261.2
データ数	109	52	52	142	253	332

1

2 ii) 底生生物の暴露濃度推計

3 底生生物については、水生生物を用いた評価Ⅰで「リスクの懸念あり」となった場合に、
4 その物質の logKow が 3 以上の物質は底質に残留しやすいと判定し、評価Ⅱで底生生物の
5 評価を行うこととする。局所水域における評価Ⅱでは、水中濃度を求め、それに基づき局
6 所の底質中濃度を求める。

7 局所底質中は、固相と水層から成り、底質粒子吸着定数と溶存態とで分配していると仮
8 定している。よって、底質中濃度は分配を考慮した以下の計算式によって算出している。

9

$$C_{sed_dry} = \frac{C_{river_ww} \times (Koc \times foc_{solid} \times DENses)}{BDses} \quad \text{式 IV-79}$$

10

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{sed_dry}	底質中濃度（乾燥重量当り）	[mg/kg]		HHRAPA2-2.10※1
C_{river_ww}	河川水中の溶存態濃度	[mg/m ³]		※2
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]		化学物質情報
foc_{solid}	底質粒子中の有機炭素比率	—	0.06	MNSEM デフォルト
$DENses$	底質粒子密度	[kg/L]	2	MNSEM デフォルト
$BDses$	底質バルク密度	[kg/m ³]	1250	MNSEM デフォルト 式 IV-80 参照

- 1 ※1 河川水中濃度に水と底質の分配係数を乗じて推算する
 2 ※2 $C_{river_man_ww}$ と $C_{river_domest_ww}$ を比較して大きい方を用いる

3

$$BD_{ses} = (fwater_{sus} \times 1 + fsolid_{sus} \times DENses) \times 1000 [L \rightarrow m^3] \quad \text{式 IV-80}$$

4

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$BDses$	底質バルク密度	[kg/m ³]	1.25	
$fwater_{sus}$	底質水容積比	—	0.75	MNSEM デフォルト
$fsolid_{sus}$	底質固体容積比	—	0.25	MNSEM デフォルト
$DENses$	底質粒子密度	[kg/L]	2	MNSEM デフォルト

5

6 IV.3.7 人の暴露量の推計

7 前項までで求めた環境媒体中濃度に摂取速度を乗じ、人の体重 50[kg]で除すことで、1
 8 日当りの人の体重 1kg 当りの化学物質暴露量を推計する。

9 以下に各経路の推計方法を示す。

10

11 ① 吸入による化学物質暴露量

12 本暴露評価で推計する大気中濃度に以下の摂取速度を乗じ、人の体重で除すことで1日
 13 当りの人の体重 1kg 当りの暴露量を推計する。なお、大気中濃度の算出方法の詳細は
 14 IV.3.2.1 に示した。

15

$$\text{人の吸入による化学物質暴露量} = \frac{C(1.5) \times 20}{50} \quad \text{式 IV-81}$$

16

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$EXPA$	人の吸入による化学物質暴露量	[mg/kg/day]		
$C(1.5)$	大気中濃度	[mg/m ³]		IV.3.2.1 (1) 式 IV-3
$INTKA$	人の大気吸入量	[m ³ /day]	20	IV.2.3.1
BW	人の体重	[kg]	50	IV.2.3

17

18 ② 飲料水摂取による化学物質暴露量

19 飲水量は、WHO が報告している一日当りの飲水量を参考にして求めた。なお、飲料水
 20 中濃度は浄化率を『0』と仮定し、河川水中濃度と同じとする。河川水中濃度の算出方法
 21 の詳細は IV.3.6.1 (1)を参照。河川水中は、溶存態と懸濁物質への吸着態からなっている。
 22 飲料水摂取の評価のときには、溶存態のみと仮定し（懸濁物質は飲料水になる前に取り除
 23 かれ、魚は鰓から溶存物質を取り込む）、懸濁粒子吸着態を除いた濃度を求めた。

24

$$\text{人の飲料水経由の化学物質暴露量} = \frac{C_{river_man} \times 2}{1000} \times 50 \quad \text{式 IV-82}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>EXPDW</i>	人の飲料水経由の化学物質暴露量	[mg/kg/day]		
<i>C_{river_man}</i>	河川水中濃度	[mg/m ³]		IV.3.6.1 (1) 式 IV-72
<i>INTKDW</i>	人の飲水量	[L/day]	2	IV.2.3.5
<i>BW</i>	人の体重	[kg]	50	IV.2.3

2

3 ③ 農作物摂取による化学物質暴露量

4 農作物摂取による化学物質暴露量は、地上部農作物 Protected、地上部農作物 Exposed
5 及び地下部農作物経由で摂取する化学物質暴露量の合計値を人の体重で除することによっ
6 て推計する。なお、農作物中濃度の算出方法の詳細は IV.3.4.1 に示した。

7

$$\begin{aligned} & \text{人の農作物経由の化学物質暴露量} \\ & = \frac{\text{地上部農作物 Protected 経由の化学物質暴露量}}{\text{人の体重}} \\ & \quad + \frac{\text{地上部農作物 Exposed 経由の化学物質暴露量}}{\text{人の体重}} \\ & \quad + \frac{\text{地下部農作物経由の化学物質暴露量}}{\text{人の体重}} \\ & = \frac{C_{ag_r} \times \frac{18.8}{1000} + C_{ag_exp} \times \frac{15.9}{1000} + C_{rootveg} \times \frac{7.3}{1000}}{50} \end{aligned} \quad \text{式 IV-83}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>EXPVA</i>	人の農作物経由の化学物質暴露量	[mg/kg/day]		
<i>C_{ag_r}</i>	地上部農作物 Protected 中濃度	[mg/kg]		IV.3.4.1 式 IV-61
<i>INTKLP</i>	人の地上部農作物 Protected の摂取量	[g/day]	18.8	IV.2.3.2
<i>C_{ag_exp}</i>	地上部農作物 Exposed 中濃度	[mg/kg]		IV.3.4.1 (2) 式 IV-54
<i>INTKLE</i>	人の地上部農作物 Exposed の摂取量	[g/day]	15.9	IV.2.3.2
<i>C_{rootveg}</i>	地下部農作物中濃度	[mg/kg]		IV.3.4.1 (1) 式 IV-52、式 IV-53
<i>INTKRC</i>	人の地下部農作物の摂取量	[g/day]	7.3	IV.2.3.2
<i>BW</i>	人の体重	[kg]	50	IV.2.3

9

10 ④ 畜産物摂取による化学物質暴露量

11 畜産物（牛肉及び牛乳）摂取の化学物質暴露量の合計値を人の体重で除することによっ
12 て推計する。なお、畜産物中濃度の算出方法の詳細は IV.3.5 に示した。

人の畜産物経由の化学物質暴露量

$$= \frac{\text{牛肉経由の化学物質暴露量} + \text{牛乳経由の化学物質暴露量}}{\text{人の体重}}$$

式 IV-84

$$= \frac{C_{meat} \times \frac{0.3}{1000} + C_{milk} \times \frac{0.6}{1000}}{50}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>EXPM</i>	人の畜産物経由の化学物質暴露量	[mg/kg/day]		
<i>C_{meat}</i>	牛肉中濃度	[mg/kg]		IV.3.5.1 (1) 式 IV-67
<i>INTKME</i>	人の牛肉摂取量	[g/day]	0.3	IV.2.3.3
<i>C_{milk}</i>	牛乳中濃度	[mg/kg]		IV.3.5.1 (2) 式 IV-70
<i>INTKMI</i>	人の牛乳摂取量	[g/day]	0.6	IV.2.3.3
<i>BW</i>	人の体重	[kg]	50	IV.2.3

2

3 ⑤ 魚介類摂取による化学物質暴露量

4 魚の摂取では、排出源を中心とする一定の領域の淡水魚のみを摂取するというシナリオ
5 は現実的ではないため、淡水魚と海産魚の摂取割合を加味することとした。なお、魚体内
6 濃度の算出方法の詳細は IV.3.6.1 (2) に示した。

7

人の魚介類経由の化学物質暴露量

$$= \frac{\text{淡水魚経由の化学物質暴露量} + \text{海水魚経由の化学物質暴露量}}{\text{人の体重}}$$

式 IV-85

$$= \frac{C_{fish_fresh} \times \frac{1.4}{1000} + C_{fish_salt} \times \frac{43.9}{1000}}{50}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>EXPF</i>	人の魚介類経由の化学物質暴露量	[mg/kg/day]		
<i>C_{fish_fresh}</i>	淡水魚中濃度	[mg/kg]		IV.3.6.1 (2) 式 IV-77
<i>C_{fish_salt}</i>	海産魚中濃度	[mg/kg]		IV.3.6.1 (2) 式 IV-78
<i>INTKFF</i>	人の魚介類 (淡水魚) の摂取量	[g/day]	1.4	III.2.3.4
<i>INTKFS</i>	人の魚介類 (海産魚) の摂取量	[g/day]	43.9	III.2.3.4
<i>BW</i>	人の体重	[kg]	50	IV.2.3

8

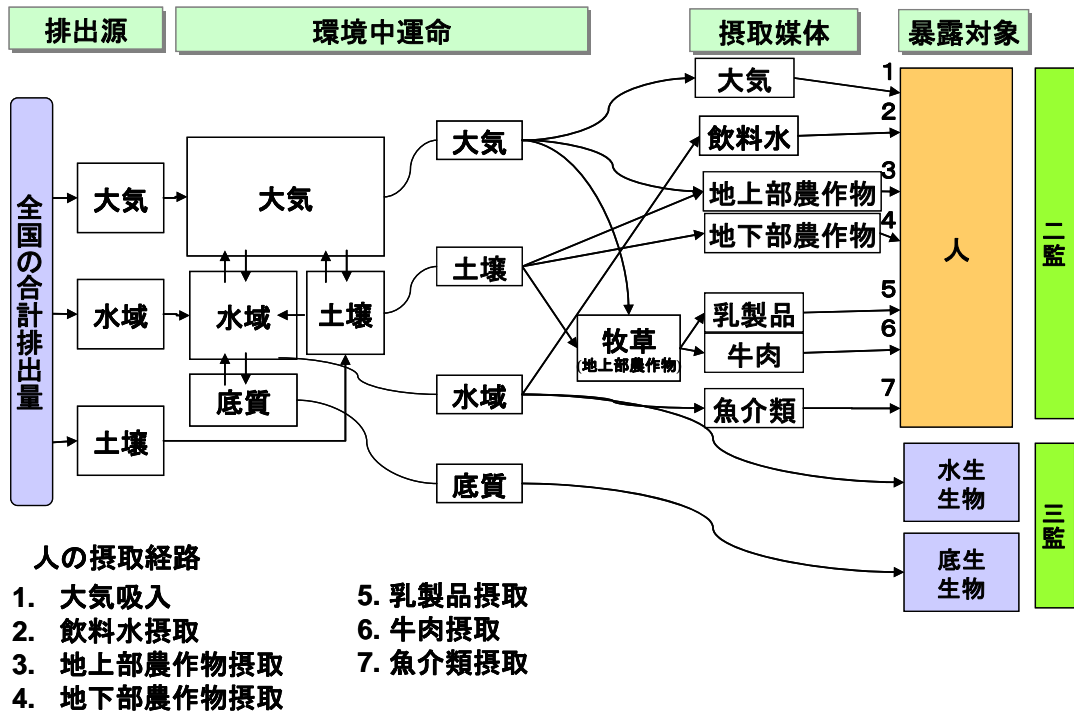
9 IV.4 広域評価における暴露シナリオと推計手法

10 IV.4.1 広域評価における暴露シナリオ

11 広域評価における暴露シナリオを図表 IV-41 に示す。摂取経路は局所評価の場合と基本
12 的には同じである。広域評価と局所評価で異なる点は、広域では大気と水域で物質の移動

- 1 があるため、水域のみ排出があった場合でも大気吸入や農作物摂取等が考えられる点と、
 2 広域では水域は局所と異なり河川と海域を区別せずまとめて扱っている点である。

3



4

5

図表 IV-41 広域評価における暴露シナリオ

6

7 IV.4.2 広域評価に適用する数理モデル

8 IV.4.2.1 マルチメディアモデル

9 化審法の監視化学物質に共通する性状は難分解性¹であり、環境中での残留期間が長いと
 10 想定される。長期間にわたる環境中での残留を評価するには、コンパートメントモデルが
 11 適している。

12 コンパートメントモデルの一つであるマルチメディアモデルは、化学物質の環境中での
 13 移流、拡散、分解、他の環境媒体への移行といった様々なメカニズムを考慮し、環境媒体
 14 (大気、水域、土壌、底質等) 間の分配や残留量を算定する。マルチメディアモデルの多
 15 くはこのような4つの環境媒体(大気、水域、土壌、底質)で構成され、環境に排出され
 16 た後の化学物質の長期的、広域での残留程度や平均濃度等を評価するのに適しており、本
 17 スキームでも適用することとした。

18 マルチメディアモデルは、前提としている条件・複雑さから下表のようにレベルⅠ～Ⅳ
 19 の4段階に分類されている²。

20

¹ 生分解性試験では、親化合物ではなく分解物が難分解性と判定される場合がある

² Trapp, S. and Matthies, M (1988) Chemodynamics and environmental modeling : An Introduction, Springer-Verlag.

1

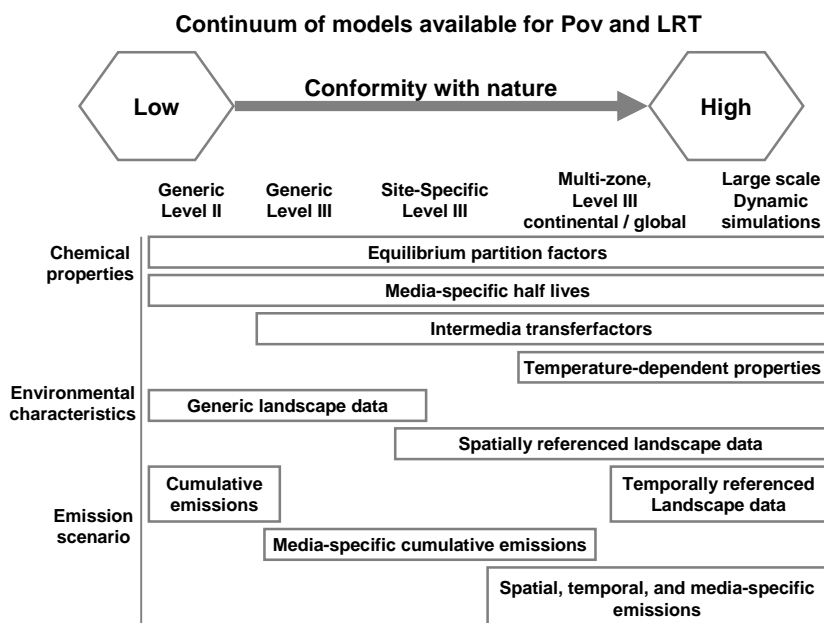
図表 IV-42 マルチメディアモデルのレベルと前提条件の対応

レベル	主な前提条件			
	平衡／非平衡	定常／非定常	反応・消失過程	閉鎖系／開放系
I	平衡	(定常)	なし	閉鎖系
II	平衡	定常	あり	開放系
III	非平衡	定常	あり	開放系
IV	非平衡	非定常	あり	開放系

2

3 OECD の HPV マニュアル¹では、ポスト SIDS²のステージにおいて、各国が初期レベル
4 の環境経路暴露を評価するのに適用できるモデルとして推奨されているモデル群
5 (CHEMCAN、CHEMFRACE、MNSEM 等) はいずれも図表 IV-42 のレベルIIIに相当
6 し、EU のリスク評価で使用されているリスク評価システム EUSES に含まれる広域評価
7 のためのマルチメディアモデル Simple Box もレベルIIIである。

8 また、OECD は環境残留性のある化学物質である POPs や PBT 物質の環境中残留性と
9 長距離移動性を評価するためにもマルチメディアモデルの利用を推奨しており、その際に
10 利用できるモデルを図表 IV-43 のように5種類 (Generic Level II から Large scale
11 dynamic simulations) に分類している。

Figure 3-1. An illustration of the continuum of multimedia fate models available for estimating P_{ov} and LRTP.

12

13

図表 IV-43 環境残留性(Pov)及び長距離移動性(LRTP)を評価するためのモデルタイプ³

¹ OECD Secretariat. (2004) Manual for Investigation of HPV Chemicals.

http://www.oecd.org/document/7/0,2340,en_2649_34379_1947463_1_1_1_1,00.html

² SIDS (Screening Information Data Set) の4段階の最終段階であり、SIAMの結果、さらに詳細な検討が必要とされたため、国(又は地域)の暴露情報を収集する等により、詳細評価を実施する段階

³ OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environment Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45.

1 IV.4.2.2 数理モデルの概要

2 (1) MNSEM3 β NITE 版の経緯

3 本スキームでは、図表 IV-43 の Site-Specific LevelIIIタイプに該当する日本版のマルチ
4 メディアモデルである MNSEM2¹の改良版である MNSEM3 β ²を本スキーム用に変更し、
5 MNSEM3 β NITE 版として用いることとした。

6 MNSEM2 は上述のとおり、国際的にも認められた日本版マルチメディアモデルであり、
7 現行の安全対策小委員会のリスク評価のなかでも利用実績がある³。また、MNSEM2 は、
8 OECD の化学物質のリスク評価のモデルデータベース (OECD's Database on Chemical
9 Risk Assessment Models) にも登録されている⁴。

10

11 (2) MNSEM3 β NITE 版の変更点

12 MNSEM3 β NITE 版において、MNSEM2 から変更した箇所は以下の通りである。

13

14 ①環境条件及び食品摂取量

15 環境条件は図表 IV-2 の値、食品摂取量等は図表 IV-11 の値を用いた。これらは可能
16 な限り局所評価と広域評価で同じ値に設定している。

17 ②大気から土壌への沈着

18 粒子吸着態乾性沈着速度の式は、重力沈降以外の要素も考慮するため、IV.3.2.2 (3) の
19 式 IV-33 から IV.3.2.1 (2)の式 IV-14 に変更した。

20 ③農作物中濃度の推計

21 局所評価と同じく、農作物を地下部農作物、地上部農作物 (Exposed)、地上部農作物
22 (Protected) に分けて、農作物中濃度推計式を「農作物中濃度の推計 IV.3.4」で示した
23 推計式に変更した。この結果、局所評価と同じく地上部農作物 (Exposed) でのガス態
24 の化学物質の取り込み期間は 60 日に制限していることになる。

25 ④分解速度定数

26 分解速度定数は MNSEM2 に組み込まれている推計式を用いるのではなく、物質毎に
27 文献等から収集した値を用いた。

28 ⑤定常到達時間の推計

29 前述したように MNSEM2 はレベル III のマルチメディアモデルであるため、定常状態

¹ (株)三菱化学安全科学研究所により開発された。

株式会社三菱化学安全科学研究所 (1998) Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model version 2.0 ユーザーズマニュアル

Yoshida, K., T. Shigeoka and F. Yamauchi. (1987) Multi-Phase Non-steady State Equilibrium Model for Evaluation of Environmental Fate of Organic Chemicals, Toxicol. Environ. Chem. 15(3) 159-183.

² MNSEM2 の開発者であり、本スキームのレビューアの一人である吉田喜久雄氏より提供を受けた。

³ 化学物質審議会安全対策部会安全対策小委員会第 3 回安全対策小委員会(2003) 参考資料 2 指定化学物質 100 トンを環境中に放出した場合のリスク推計

<http://www.meti.go.jp/kohosys/committee/summary/0001890/0001.html>

⁴ <http://webdomino1.oecd.org/comnet/env/models.nsf>

1 を仮定している。これをレベルIVのマルチメディアモデルのように、非定常における環
2 境中濃度を推計できるように変更した。これにより、IV.4.3(2)に述べるような定常到達
3 時間の推計ができるようになった。

4 ⑥牛肉及び乳製品の生物移動係数

5 牛肉及び乳製品の生物移動係数は $\log K_{ow}$ の関数であるが、EU-TGD を参考に牛肉は
6 「 $1 < \log K_{ow} < 6.5$ 」、乳製品は「 $3 < \log K_{ow} < 6.5$ 」という制限を設けた。制限を越えた場
7 合は上限値または下限値に置き換えた。

8 ⑦飲料水中濃度の推計

9 飲料水濃度の推計に用いる水域中濃度は局所評価と同じく、溶存態濃度とした。

10 ⑧土壌の非意図的摂取

11 土壌の非意図的摂取は本スキームの暴露シナリオに含まないため考慮しないようにし
12 た。

14 IV.4.3 推計方法

15 本編でも述べたように広域評価は、局所評価と異なり、本スキームでは環境中濃度や人
16 の摂取量の絶対値自体は推計対象としていない。

17 本スキームの広域評価で推計するのは以下の3点である。

18 (ア) 媒体間の存在比率

19 (イ) 媒体別の定常到達時間

20 (ウ) 人の摂取経路別の摂取量の割合 (広域・定常状態における)

21 これら3つの結果を利用すれば以下のような判断が可能となる。例えば、(イ)の結果に
22 より大気における定常到達時間が数日程度であれば、すぐ定常に到達するため、環境モニ
23 タリング情報の測定値はその年度の排出量の影響をじかに受けていることがわかる。また、
24 (ウ)の結果、主要な暴露経路が大気吸入であれば、大気中濃度の環境モニタリング情報
25 を収集すべきであることがわかる。

26 (ア)及び(ウ)を推計する際に入力する排出量としては次のケースを想定する。

27 ①大気に100%排出するケース

28 ②水域に100%排出するケース

29 ③大気と水域に50%ずつ排出するケース

30 ④化審法の推計排出量に基づくケース

31 ⑤ (PRTR対象物質の場合) PRTR 排出量に基づくケース

32 ①～③のような仮想的な排出のケースで媒体間の存在比率や摂取経路別の摂取量の割合
33 を求める意義としては以下のようなことが考えられる。④や⑤の排出量は推計部分がある
34 ことから、排出量には不確実性が伴う。しかし、仮に①～③のような極端なケースであ
35 っても、人の摂取量の比率が変動しない場合、例えば、常に大気吸入が99%を占めるので
36 あれば、どのような場合でも主要な暴露経路としては大気吸入であるといえる。

37 以下では(ア)～(ウ)の3つについて MNSEM3β NITE 版を用いた推計手法につい
38 て順に説明する。

1 (1) 媒体間の存在比率

2 MNSEM3 β NITE 版では、大気、水域、土壌及び底質の 4 種類の相で構成される環境
 3 中での化学物質の物質収支は式 IV-86 の 4 元連立微分方程式で表される。上から順に大気
 4 相、水域相、土壌相、底質相の物質収支を表している。

5 係数 A(1,1)~A(4,4)は 1 が大気相、2 が水域相、3 が土壌層、4 が底質相を示すものとし、
 6 A(i,j)は j 相から i 相へ化学物質が移行する際の 1 次速度定数に相当する。

7

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dMSA}{dt} = TEMA + A(1,1) \times MSA + A(1,2) \times MSW + A(1,3) \times MSSO + A(1,4) \times MSSE \\ \frac{dMSW}{dt} = TEMW + A(2,1) \times MSA + A(2,2) \times MSW + A(2,3) \times MSSO + A(2,4) \times MSSE \\ \frac{dMSSO}{dt} = TEMS + A(3,1) \times MSA + A(3,2) \times MSW + A(3,3) \times MSSO + A(3,4) \times MSSE \\ \frac{dMSSE}{dt} = A(4,1) \times MSA + A(4,2) \times MSW + A(4,3) \times MSSO + A(4,4) \times MSSE \end{array} \right.$$

式 IV-86

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>MSA</i>	大気相中の化学物質質量	g		MNSEM,3.5
<i>MSW</i>	表層水相中の化学物質質量	g		MNSEM,3.5
<i>MSSO</i>	土壌相中の化学物質質量	g		MNSEM,3.5
<i>MSSE</i>	底質相中の化学物質質量	g		MNSEM,3.5
<i>TEMA</i>	大気相への化学物質排出量	g/day		III 排出量推計手法
<i>TEMW</i>	水域相への化学物質排出量	g/day		III 排出量推計手法
<i>TEMS</i>	土壌相への化学物質排出量	g/day		III 排出量推計手法

9

10 式 IV-86 の係数 A(1,1)~A(4,4)は 1 が大気相、2 が水域相、3 が土壌層、4 が底質相を
 11 示しており、A(i,j)は j 相から i 相へ化学物質が移行する際の 1 次速度定数に相当する。係
 12 数 A(i,j)が表す媒体内・媒体間の具体的な内容は図表 IV-44 の示すとおりである。

13 なお、内容が「なし」となっているものはその媒体間の移行等を考えていないことを示
 14 す。

15

図表 IV-44 各係数が表す媒体内・媒体間の内容

係数	内容
A(1,1)	大気相ガス態：移流、分解、水域相への拡散、土壌相への拡散、散逸 大気相溶存態：移流、水域相への降雨、土壌相への降雨 大気相粒子吸着態：移流、水域相への降下、土壌相への降雨
A(1,2)	水域相溶存態：大気相への揮発
A(1,3)	土壌相ガス態：大気相への揮発 土壌相溶存態：大気相への揮発

係数	内容
	土壌相粒子吸着態：大気相への巻上げ
A(1,4)	なし
A(2,1)	大気相ガス態：水域相への拡散 大気相溶存態：水域相への降雨 大気相粒子吸着態：水域相への降下
A(2,2)	水域相溶存態：移流、分解、大気相への揮発、底質相への拡散 水域相粒子吸着態：移流、底質相への沈降
A(2,3)	土壌相溶存態：水域相への表面流出 土壌相粒子吸着態：水域相への侵食
A(2,4)	底質相溶存態：水域相への拡散 底質相粒子吸着態：水域相への巻上げ
A(3,1)	大気相ガス態：土壌相への拡散 大気相溶存態：土壌相への降雨 大気相粒子吸着態：土壌相への降下
A(3,2)	なし
A(3,3)	土壌相ガス態：大気相への揮発 土壌相溶存態：大気相への揮発、分解、水域相への表面流出、溶脱 土壌相粒子吸着態：分解、大気相への巻上げ、水域相への侵食
A(3,4)	なし
A(4,1)	なし
A(4,2)	水域相溶存態：底質相への拡散 水域相粒子吸着態：底質相への沈降
A(4,3)	なし
A(4,4)	底質相溶存態：分解、水域相への拡散 底質相粒子吸着態：分解、水域相への巻上げ

1

2 定常状態における化学物質量は、式 IV-86 において $dMSA/dt = dMSW/dt = dMSSO/dt = dMSSE/dt = 0$ とおいた 4 元連立方程式を解くことで求められる。したがって、大気・
3 水域・土壌それぞれの排出量が決めれば、 $MSA : MSW : MSSO : MSSEI$ の比、即ち媒体
4 間の存在比率を求められる。

5
6 なお、 $MSA : MSW : MSSO : MSSEI$ の比は媒体別の排出量の比である $TEMA : TEMW :$
7 $TEMS$ に依存し、排出量の絶対値にはよらないことがいえる。

8

9 (2) 媒体別の定常到達時間

10 化学物質の環境中の残留性を評価するため、MNSEM3 β NITE 版を用い、定常到達時間
11 を推計する。ここでは、定常状態の物質量の 99% に達する時間を定常到達時間と定義した。

12 定常状態における化学物質量は、(1) で説明したように式 IV-86 において $dMSA/dt =$
13 $dMSW/dt = dMSSO/dt = dMSSE/dt = 0$ とおいた 4 元連立方程式を解くことで求めら
14 れる。

15 一方、非定常状態における化学物質量を求めるには、式 IV-86 の微分方程式を解けばよ
16 い。式 IV-86 は 1 階線形連立微分方程式なので、微分方程式の理論によると解を解析的に
17 求めることができる。

1 したがって、i相における定常状態における化学物質量を M_i 、微分方程式を解いて求め
2 た非定常状態における化学物質量を $F_i(t)$ 、(t は時間) とすると、 $0.99 \times M_i = F_i(t)$ を満
3 す時間 t を求めれば、それが i相での定常到達時間になる。

4

5 (3) 人の摂取経路別の摂取量の割合 (広域・定常状態における)

6 (1) で求めた媒体中の存在量を媒体の体積で除することにより、媒体中濃度が求めら
7 れる。あとは、局所評価と同様の手順により暴露経路別に摂取量を求めることができる。

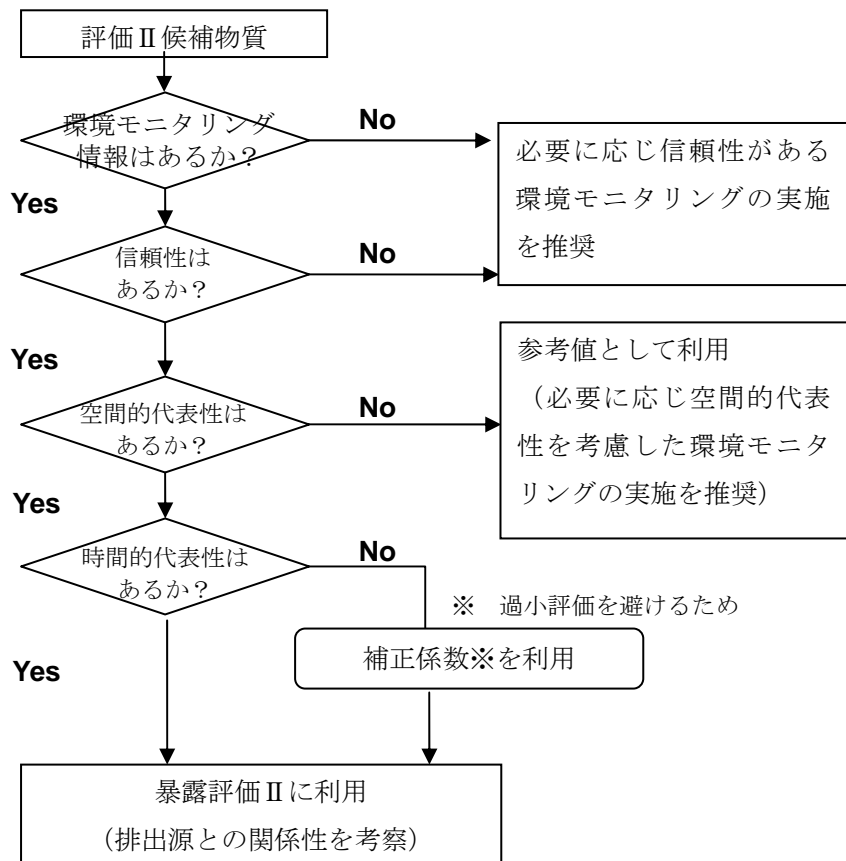
1 V. 暴露評価への環境モニタリング情報の利用

2 本編で説明したとおり、本手法における暴露評価Ⅱでは、対象化学物質の環境モニタ
3 リング情報が得られる場合は、化審法届出情報や PRTR 情報に基づいた推計暴露量との比較
4 等に利用することとしている。

5 これまでわが国の環境モニタリング調査は、必ずしも本手法におけるリスク評価の目的
6 に応じたものとなっているわけではない。しかし、環境モニタリング情報は、化審法届出
7 情報や PRTR 情報を用いた数理モデルによる推計濃度よりも精度・確度が高いため、信頼
8 性・代表性が確保されている場合は有効に利用すべきである。

9 既存の環境モニタリング情報は、ある特定の場所、期間における測定の記録であること
10 から、暴露評価の対象やアプローチ方法¹に応じて、分析方法や分析精度等の情報の信頼性、
11 サンプルング頻度や期間及びサンプルング地点等による時間的・空間的な代表性を判断す
12 る必要がある。環境モニタリング情報の利用フローを図表 V-1 に示す。

13



14

15

図表 V-1 環境モニタリング情報の利用フロー

16

¹ 人の暴露評価、生態、局所暴露、広域暴露によって異なる。

1 V.1 対象となる環境モニタリング情報

2 本スキームにおける暴露評価には、「大気」、「公共用水域の水質」、「公共用水域の底質」、
3 「地下水」、「魚介類」及び「食物」の環境モニタリング情報を用いる¹。二監では「大気」、
4 「公共用水域の水質」、「地下水」、「魚介類」及び「食物」の5媒体の情報を、三監では「公
5 共用水域の水質」、「公共用水域の底質」の2媒体の情報を対象とする。なお、公共用水域
6 とは河川、湖沼、海域等である。

7 また、収集する環境モニタリング情報は、国内の中央省庁・地方自治体等の公的機関が
8 実施している調査結果とする。対象としたモニタリング調査の調査名、実施主体等、調査
9 年度、調査目的、調査環境媒体等をまとめ、図表V-2に示す。なお、各調査はここに掲げ
10 た調査環境媒体以外にも「室内空気²」等を調査している場合があるが、本スキームで対象
11 とする媒体に限定して掲載している。また、各調査において媒体の名称が異なる場合があ
12 るが、本スキームで対象とする媒体の名称に統一した。

13

14 V.1.1 情報の信頼性

15 本スキームでは、図表V-2に示したモニタリング調査の情報は、国内の中央省庁・地方
16 自治体等の公的機関が実施していることから、信頼性が確保されていると考えた。

17

¹ バイオモニタリング（ボランティアから提供される体内組織や血液、尿など体液中の化学物質あるいはその代謝物を測定して、その化学物質の人への暴露を評価する方法（バイオアッセイによる生態への影響を評価する方法の意ではない）情報は、本スキームでは用いない。

² 本編でも示したように室内空気汚染によるヒト健康リスクは、化審法の対象外である。

図表 V-2 対象とする環境モニタリング調査一覧 (1/2)

調査名	実施主体等	調査年度	目的	対象物質の選定基準	対象物質(群)数	調査環境媒体	測定頻度	測定地点数等	測定地点等の選定法	入手可能な最小単位のデータ
地方公共団体等に おける有害大気汚染 物質モニタリング調査	地方公共団体・環境省	H9～	大気汚染防止法に基づき、長期的に暴露された場合に健康影響が懸念される有害大気汚染物質について調査。年平均濃度を算出し、環境基準等と比較評価。	有害大気汚染物質(継続的に採取される場合には人の健康を損なうおそれがある物質で有害性の程度が原因国と異なるもの)のうち、当該物質の有害性の程度が我が国の大気環境の状況等と異なる健康リスクがある程度高いと考えられる(厚生省指図書)。 ①環境基準が設定されている物質(7物質) ②指図書が設定されている物質(7物質) ③その他の有害大気汚染物質(8物質)	19物質	大気	原則として月1回以上の頻度で測定。その際連続2時間間のサンプリングを実施し、日内変動を平均化。	(1)一般環境 (2)固定発生源周辺 (3)沿道 (1)～(3)合計で300～500地点程度	(1)一般環境 固定発生源からの影響を受けやすい地域において人口等で地域を分類し地域ごと地点を選定。経年変化を見るため原則同一地点でモニタリング。 (2)固定発生源周辺 固定発生源からの影響を受けやすい地域を、排出等が予測される物質の濃度が異なる地域を選定。経年変化を見るため原則同一地点でモニタリングするが、年度ごとに地域を変え区域全体の状況把握も有効。 (3)沿道 固定発生源の直接の影響を受けず、自動車からの排出が予想される物質の濃度が異なる地点を選定。	年平均値 (算術平均) H19年度からは検体ごとの測定値
公共用水域(環境調査項目)	環境省	H10～	「要調査項目」は、個別物質ごとの「水環境リスク」は比較的大きくない、又は不明であるが、環境中で検出状況や複合影響等の観点から、「水環境リスク」に関する知見の集積が必要な物質を選定。	以下のいずれかに該当する物質を選定 (1)一定の検出率を超えて水環境中から検出されていること。 (2)国内、諸外国、国際機関が水環境を由来した人への健康被害の防止または水生生物の保護の観点から法規制の対象としている物質、水環境中から検出されている、あるいは一定量以上製造・輸送・使用されている物質。 (3)国内、諸外国、国際機関が人への健康被害または水生生物への影響を指摘している物質で、水環境中から検出されている、あるいは一定量以上製造・輸送・使用されている物質。 (4)我が国で情報収集・分析が行われていない物質等であるが、専門家による知見等により、水環境を由来して人あるいは水生生物に影響を与える可能性のある物質	300物質 (水環境保全に向けた取組のための要調査項目リスト)	公共用水域の水質 公共用水域の底質 地下水	年間1回以上	50～170地点程度	特定の発生源の影響を受けない一般的な環境を対象として地点を選定。	検体ごとの測定値
水質汚濁に係る要調査項目等の調査	環境省・国土交通省・都道府県及び水質汚濁防止法政令市	H5～	人の健康の保護に関連する物質であるが、公共用水域等における検出状況等から見て、直ちに環境基準とはせず、引き続き知見の集積に努めるべき物質として設定。 現在人の健康に係るものとして29物質77物質が健康項目、2物質が生活項目が監視項目として、指針値(水質要調査項目の指針値)が示されており、指針値(水質要調査項目の指針値)が示して長期間の引用)及び水質汚濁に基づき食品経路の影響(長期間の摂取)を考慮して設定。		27物質	公共用水域の水質 地下水	年間1回以上	河川:600～1000地点 湖沼:30～40地点程度 海浜:100～200地点程度 地下水:200～600地点程度	水質調査方法(56.09.30)環水管第30号と水管モニタリング方式効率化指針(H11.04)による	1994～1998年度は検体ごとの測定値 それ以降は地点平均値
公共用水域水質調査(健康項目)(一般項目)	環境省・国土交通省・都道府県及び水質汚濁防止法政令市	H5～	水質汚濁防止法に基づき、都道府県知事は、公共用水域の水質汚濁状況を常時監視することとされており、都道府県ごとに毎年作成される測定計画に従って、国及び地方公共団体が公共用水域の水質の測定を行っている。このため、都道府県が水質汚濁の測定に基き、同一測定地点における年間総検体の測定値の平均値(年間平均値)が環境基準を満たしているかどうかで判断。	水質汚濁法のうち人の健康の保護に関する環境基準の定められている項目を選定。	26物質	公共用水域の水質	各1回について4回程度採水、このうち1回については全項目測定。他回は必要と思われる項目について測定	H16年度 8700地点	次に掲げる水質汚濁の状況の常時監視の観点から必要な地点を選定。 (1)公共用水域の水質汚濁の常時監視の観点から必要な地点を選定。 (2)測定地点の選定にあたっては、著しい重複、変更が生じないよう、国の地方行政機関と協議するほか、市町村とも協議する。 (3)従来の測定により、著しい水質汚濁が認められた地点については引き続き測定を行う。	検体ごとの測定値

図表 V-2 (続き) 対象とする環境モニタリング調査一覧 (2/2)

調査名	実施主体等	調査年度	目的	対象物質の選定基準	対象物質(群)数	調査環境媒体	測定頻度	測定地点数等	測定地点等の選定法	入手可能な最小単位のデータ
食事からの化学物質暴露量調査	環境省(測定は日本食品分析センター)	H9～H14(ただし除外は除く)	食事からの化学物質の存在状況について、随時方式により調査分析。	—	H9:6物質 H10:21物質 H11:28物質 H12:7物質 H13:9物質 H15:7物質 H16:8物質 H17:10物質 H18:3物質	食事	年1回(3日間)	随時方式 H9 9自治体各5世帯 H10 9地区各5世帯 H11 9地区各5世帯 H12 9地区各5世帯 H13 10地区各5世帯 H15 10地区各5世帯 H16 10地区各5世帯 H17 10地区各5世帯 H18 10地区各5世帯	—	食品含量の検体ごとの測定値(3日間の食事量を1検体とする。)
(以下はH17の例)										
初期環境調査	環境省	H14～	化審法の見直し(現行の指定化学物質の直直し)のための調査、及びその他の環境残留物の確認が必要な化学物質を対象とした調査。	[化学物質環境健康調査推進検討会]における有害性知見、PRTRデータ、環境残留性予測結果、分析技術確立の実現性、社会及び行政的な必要性等の観点からの検討を経て選定。(H17)	33物質 13物質 2物質	公共用水域の水質 公共用水域の底質 魚介類	年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点)	36地点(30自治体) 13地点(13自治体) 24地点(22自治体)	—	検体ごとの測定値
詳細環境調査		H17	(1)化審法に基づく第二種特定化学物質の指定の必要性に関する判断を行うため。 (2)化審法第12条に基づく詳細環境調査の実施	同上	3物質 4物質 1物質	公共用水域の水質 公共用水域の底質 魚介類 大気	年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点)	25地点(21自治体) 10地点(9自治体) 25地点(33自治体) 17地点(16自治体)	—	検体ごとの測定値
暴露量調査		H14～	化審法における指定化学物質、化審法における第一種指定化学物質についてその環境リスクの初期評価を実施するために必要に応じて及び生物の化学物質の暴露量把握に用いる環境残留物の把握を行うことを目的とする。	同上	3物質 8物質 2物質	公共用水域の水質 公共用水域の底質 魚介類 食事	年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(150検体)(経路内食事は除く、インフラ、外食は家庭内食事に準じて調査)	56地点(40自治体) 35地点(31自治体) 12地点(12自治体)	特定の発生源の影響を受けにくい一般的な環境を対象として地点を選定。	検体ごとの測定値
モニタリング調査		H14～	[残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約](POPs条約)の対象物質及びその候補となる可能性のある物質並びに化審法の特定化学物質及び指定化学物質のうち、環境基準等が設定されていないもの、環境残留性が高く環境残留性の実態の把握が必要な物質を定期的に調査。 [「生物モニタリング」、「水質・モニタリング」、「指定化学物質等検討調査」、「非意図的生成化学物質汚染実態追跡調査」等の一定の対象物質の経年変化を見る調査(後継調査)]	同上	13物質 14物質 14物質 12物質	公共用水域の水質 公共用水域の底質 魚介類 大気	年1回(1検体/地点) 年1回(3検体/地点) 年1回(5検体/地点) 年1～2回(1検体/地点) 年2回の場合は、温暖期・寒期別に各1回	47地点(41自治体) 63地点(47自治体) 16地点(14自治体) 37地点(35自治体)	—	検体ごとの測定値
化学物質環境調査		S49～H13	一般環境中に残留する化学物質の早期発見及びその濃度レベルの把握。 (第12次化学物質環境安全総点検調査)(S49～S63)、「第22次化学物質環境安全総点検調査」(H1～H13)等を含む)	H13の報告書では以下のとおり。 物質そのものの有害性のほか、生産量、用途など環境への放出、いっしょに残留も考慮し、一般環境中に残留する化学物質の目録を毎年その濃度レベルの把握を目的として、プリアクリライストに掲載された物質を、化学物質の購進(クォータ)ごとに点検している。各年においては、環境中の運子測定手法を用いて、各年においては、環境中の運子測定手法を用いて、各年において点検し、環境調査を行うべき物質として選定、これに加えて必要に応じて、プリアクリライスト掲載以外の物質についても調査。	約700物質	公共用水域の水質 公共用水域の底質 魚介類 大気	年々	多数	以下は「化学物質環境調査」における試料採取にあたっての留意事項(H13)より「環境中に残留する化学物質を点検し、環境中に異常が存在するかどうかの知見を得ることを第一義とする。したがって、調査対象化学物質が抽出されているような地点(例えば当該化学物質の製造または使用事業所等の排水口付近及び交通機関の通過する付近等)及び汚染の直接的影響を受ける地点は試料採取地点とならない。」	検体ごとの測定値

1 V.1.2 情報の空間的・時間的な代表性

2 環境モニタリング調査の環境媒体別に、暴露評価に利用する際の時間的・空間的な代表
 3 性について整理し、図表 V-3 に示した。なお、時間的・空間的な代表性が高くなければ、
 4 リスク評価に利用する場合の不確実性が高いといえる。

5

6 図表 V-3 環境モニタリング調査の調査環境媒体別の時間的・空間的な代表性

調査環境媒体	空間的な代表性		時間的な代表性	
		コメント		サンプリング 頻度
大気	○	—	△	3回/年
			△	12回/年
公共用水域の水質	○	—	△	1回/年
公共用水域の底質	○	—	○	1回/年
地下水	△	測定地点が特定不能	○	1回/年
魚介類	△	魚介類は移動している	○	1回/年
食物 (陰膳方式)	×	産地が不明	○	1回/年

7

○：代表性が高い

8

△：代表性が高くない

9

×：代表性がない

10

11 V.1.2.1 時間的な代表性

12 一般に排出源からの排出は時間に対して均一でないため、環境モニタリング情報には時
 13 間による変動がある。図表 V-3 に示したように、大気、公共用水域の水質は、時間変動が
 14 大きい速度（風速、流速）により希釈の程度が変わるので時間的な代表性が高くない、各々
 15 の測定濃度はある一定の短いサンプリング期間内での濃度を表しているに過ぎない。一方、
 16 公共用水域の底質、魚介類及び食物中濃度は、定常状態か分配平衡時の濃度であり、測定
 17 されるまでの期間の蓄積状況を表している。また、地下水濃度は地下水の流速等により時
 18 間的に変化するが、その変化のスケールは非常に長い時間であると考えられ、サンプリン
 19 グ時の時間的な代表性はあるものとみなした。

20 本スキームにおいて行う監視化学物質のリスク評価では、人及び生態系への慢性影響を
 21 みるため、暴露評価に用いる濃度は長期（＝対象生物の寿命）平均値が望ましい。ヒト健
 22 康リスク評価（二監のリスク評価）は、評価年度の暴露状況で人が一生涯暴露することを
 23 想定しているため、評価年度を通じた連続測定による年平均値が正確に得られれば、時間
 24 的な代表性を満たすと考えられる。そのため、連続測定によって年間を通して行われてい
 25 る環境モニタリング情報での評価が必要であるが、図表 V-2 で示した環境モニタリング情
 26 報は、連続測定で行われておらず、時間的な代表性を満たしていない。このようなサンプ
 27 リング頻度が数回/年程度しかない場合、得られた測定値が小さい値に偏ってしまう可能性
 28 がある。一方、生態リスク評価（三監のリスク評価）の場合、水生生物等の寿命が短いこ
 29 とから、サンプリング期間が短くても、時間的な代表性を満たすと考えた。

30

1 V.1.2.2 空間的な代表性

2 空間的な代表性について、大気、公共用水域の水質及び底質等の環境媒体中濃度や魚介
 3 類中濃度には、サンプリング地点が情報として付記されている。ただし、魚介類のような
 4 生物は水域中を移動しているため、そのサンプリング地点が代表性を持つとは言い難いと
 5 ころがある。一方、食物中濃度は陰膳方式で測定されており、この場合、様々な食物が含
 6 まれ、調理された状況での人の暴露量の把握を目的としているため、食物それぞれはサン
 7 プリング地点（産地）との関係が明確になっていない。

8

9 (1) 局所と広域の区別

10 本スキームの暴露評価では、局所（特定の排出源の影響を受ける地域）と広域（特定の
 11 排出源の影響を受けない一般環境地域）という異なる空間スケールのシナリオを設定して
 12 いる。そのため、環境モニタリング情報の空間的な代表性をみる際は、どちらの空間スケ
 13 ールの代表性を有するのかを分類する必要がある。

14 本スキームでは PRTR 届出事業所の緯度経度情報と環境モニタリング地点の緯度経度
 15 情報から、簡易的に二点間距離を計算し、PRTR 届出事業所とモニタリング地点間の二点
 16 間距離が 10[km]以内の場合は局所評価に、10[km]超の場合は広域評価に使用することと
 17 した。なお、監視化学物質が PRTR 制度対象化学物質でない場合、排出源が特定出来ず、
 18 局所と広域の区別がつけられないため、空間的な代表性は判断できないとし、暴露評価に
 19 おいて参考値として紹介するに留める。

20 二点間距離は、地球を完全な球体とみなしてその中心から2地点へ直線を結び、東西の
 21 変位と南北の変位を三角関数で求めて、三平方の定理を適用する簡易な方法で計算する

22 地点1 (Lat1, Lon1) と地点2 (Lat2, Lon2) の二点間距離の具体的な計算式は次のと
 23 おり。

24

$$d = \sqrt{(\Delta x)^2 + (\Delta y)^2} \quad \text{式 V-1}$$

25

記号	説明	単位	値	出典・参照先
d	二点間距離	[m]		
Δx_i	東西の変位	[ラジアン]		式 V-2
Δy	南北の変位	[ラジアン]		式 V-3

26

$$\Delta x = 6378137 \times (Lon2 - Lon1) \times \frac{\pi}{180} \times \cos(Lat1 \times \frac{\pi}{180}) \quad \text{式 V-2}$$

27

¹ 本スキームでは、マーケットバスケット方式で調査された食物中濃度の情報を用いていないが、この方式においてもサンプリング地点との関係は明確になっていない。

$$\Delta y = 6378137 \times (Lat2 - Lat1) \times \frac{\pi}{180} \quad \text{式 V-3}$$

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
Δx_i	東西の差	[ラジアン]		
Δy	南北の差	[ラジアン]		
$Lat1$	地点 1 の緯度(※)	[度]		
$Lon1$	地点 1 の経度(※)	[度]		
$Lat2$	地点 2 の緯度(※)	[度]		
$Lon2$	地点 2 の経度(※)	[度]		
6378137	地球の半径	[m]		

2 ※ 緯度、経度は小数点以下を 10 進数で表す。

3

4 (2) 排出源との関係性

5 (1)に記載したように局所評価における環境モニタリング情報を考える際には、環境モニ
 6 タリングの測定地点と PRTR 届出事業所との空間的な近接性が重要な要素である。そのた
 7 め、もし一つの環境モニタリング地点に対し 10[km]以内に複数の排出源が存在する場合
 8 には、式 V-4 の E_i が最大となる排出源 i が最も大きな影響を及ぼしているものと仮定し、
 9 モニタリング情報と推計値との関係について考察することにした。

10

$$E_i = \frac{Q_i}{r_i^2} \quad \text{式 V-4}$$

11

記号	説明	単位	値	出典・参照先
E_i	排出源 i が環境モニタリング地点の測定値に及ぼす影響の強さ	[kg/year/m ²]		
Q_i	排出源 i の排出量	[kg/year]		
r_i	排出源 i と環境モニタリング地点の二点間距離	[m]		

12

13 V.1.2.3 留意点

14 大気、公共用水域の水質及び底質と異なり、魚介類、食物の環境モニタリング情報にお
 15 ける時間的・空間的な代表性の中には、魚介類の種類や、陰膳とした食事の種類といった
 16 違いが含まれることに留意する必要がある。

17

1 V.1.3 環境モニタリング情報の収集及び整理方法

2 V.1.3.1 環境モニタリング情報の収集

3 (1) 化学物質環境実態調査（報告書は「化学物質と環境」（黒本））

4 環境省¹から該当年度データの検体毎の測定値、当該物質に対する検出限界値及び測定
5 地点名を収集する。

6

7 (2) 地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査

8 環境省²から該当年度データの測定地点名、検体数、測定値(算術平均値)及び濃度範囲
9 を収集する。

10

11 (3) 公共用水域水質測定（要調査項目）

12 環境省³から該当年度データの水域区分、水域名、測定地点名、採取日、測定値及び定
13 量下限値を収集する。

14

15 (4) 水質汚濁に係る要監視項目等の調査

16 環境省から詳細データを入手し、該当年度データの絶対番号（独立行政法人国立環境
17 研究所指定の地点番号）、水域名、測定地点名、最大値、平均値（算術平均値）及び検体
18 数を収集する。

19

20 (5) 食事からの化学物質暴露量に関する調査

21 (4)と同様に環境省から詳細データを入手し、測定地点名（都市名）、測定値及び採取
22 年月日を収集する。

23

24 (6) 公共用水域水質測定（健康項目）検体毎の測定値データ

25 独立行政法人 国立環境研究所⁴から該当年度データをのレコード ID (unique)、絶対
26 番号、水域名、採取年月日、検体毎の測定値を収集する。

27

28 V.1.3.2 環境モニタリング情報の整理方法

29 本スキームで環境モニタリング情報を利用するために、V.1.3.1 で収集した環境モニ
30 タリング情報（(1)、(2)、(3)、(4)及び(6)）に対して、緯度経度情報の付与を行う。付与

¹ <http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/index.html>

² <http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/index.html>

³ <http://www.env.go.jp/water/chosa/index.html>

⁴ http://www.nies.go.jp/igreen/tm_down.html

1 する緯度経度情報は独立行政法人国立環境研究所 環境数値データベース¹をベースに
2 自治体の報告書等の公文書、国土交通省公表の街区レベル位置参照情報、国土地理院の
3 基準点検索、地図で直読の順で調査し付与を行う。

4 なお、(5)食事からの化学物質暴露量に関する調査については、測定地点として都市名
5 のみの記載のため、緯度経度情報の付与は行わない。

7 V.2 環境モニタリング情報の不確実性とその補正

8 ここでは、大気中濃度と河川水中濃度での、サンプリング頻度による不確実性を定量化
9 し、過小評価を避けるために「補正係数」を設定した。

10 年間を通して連続測定が行なわれた場合の年平均値があれば良いが、前述したように本
11 スキームで対象とする環境モニタリング調査に連続測定はなく、サンプリング頻度が年 1
12 回～12 回である。限られたサンプリング頻度から年平均値を求めると、値が小さいものば
13 かりサンプリングする可能性があり、リスクを過小評価してしまう可能性がある。そこで
14 年間のサンプリング頻度に応じた補正係数を測定値に乗じることにより、過小評価を避け
15 ることとした。

17 V.2.1 大気中濃度の不確実性とその補正

18 V.2.1.1 サンプリング頻度に対応する補正係数

19 大気中濃度の年間のサンプリング頻度に応じて設定した年平均値を推定する際に用いる
20 補正係数を図表 V-4 に示した。

22 図表 V-4 サンプリング頻度における補正係数と該当する環境モニタリング調査の例

サンプリング頻度 [回/年]	年平均値を推定する際の 補正係数	環境モニタリング調査の例
1	7.0	
2	6.0	
3	5.0	黒本(※2)
4	4.0	
5	3.5	
6	3.0	
7	2.8	
8	2.7	
9	2.6	
10	2.5	
11	2.4	

¹ 水域は「公共用水域水質測定局データ」、大気は「大気環境測定局データ」を用いた。(参照：
<http://www.nies.go.jp/igreen/index.html>)

サンプリング頻度 [回/年]	年平均値を推定する際の 補正係数	環境モニタリング調査の例
12	2.3	有害大気(※1)

※1 地方公共団体等における有害大気汚染物質

※2 環境省 化学物質環境実態調

V.2.1.2 補正係数の算出と検証

(1) 補正係数の算出

補正係数を算出するため、1年を通して風向や流速が一定で幾何標準偏差（GSD）が1.1～3.0の仮想的な対数正規分布を母集団とする大気中濃度連続測定データを想定した。次にこの母集団から年に1～12回モニタリングするとして、この母集団からランダムに1～12個の値を抽出し、その平均値を求めるシミュレーションを10万回繰り返し、サンプリング平均値（すなわち年平均値）の分布を作り、サンプリング平均値分布の2.5%ileと、母集団の算術平均値（＝連続測定が行なわれた場合の年平均値）の比を理論値の補正係数とした。これによりGSDごとの補正係数を決定した（図表V-4）。

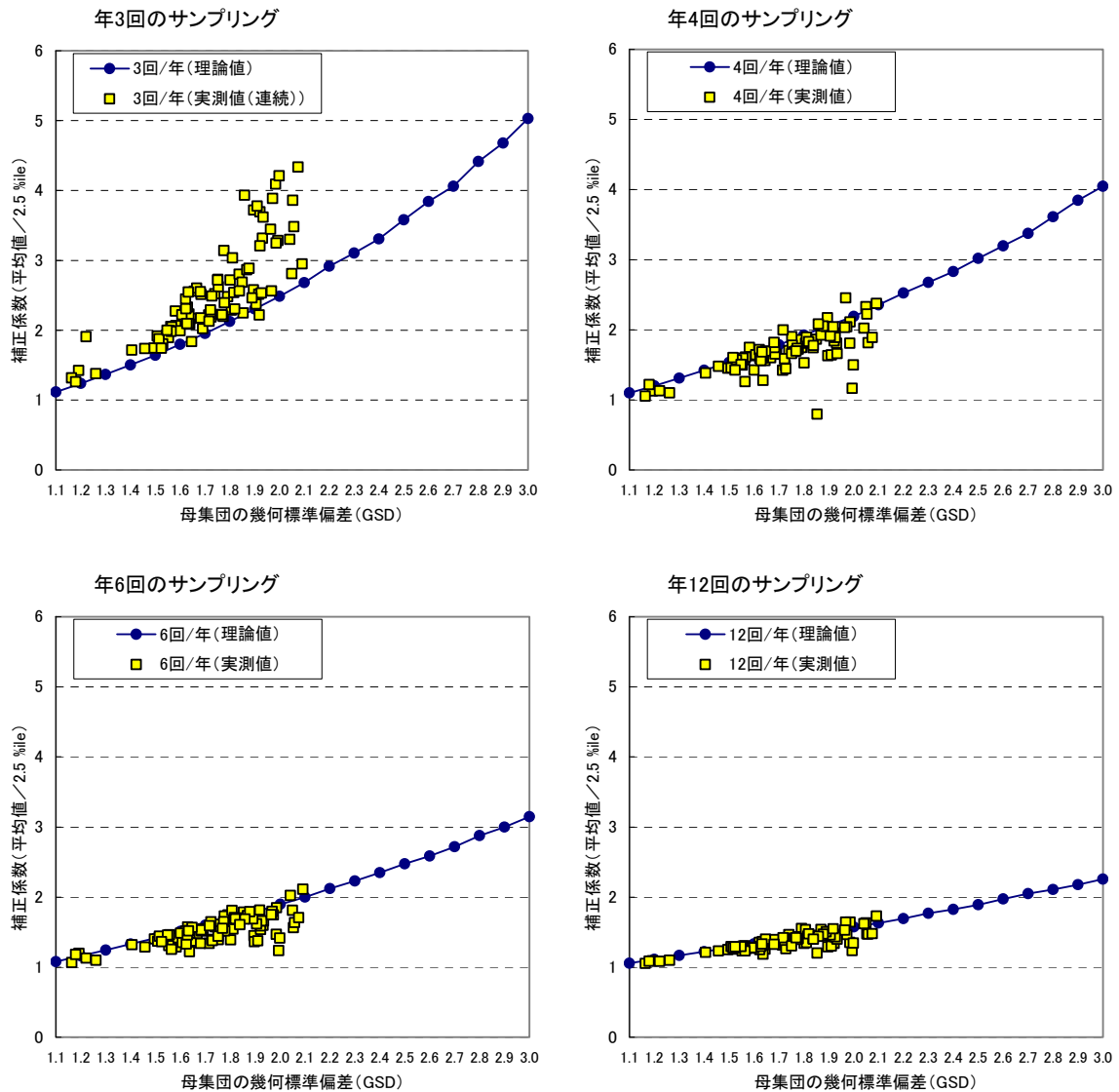
(2) 補正係数の検証

シミュレーション結果の検証として東京都の有害大気汚染物質の連続測定データ（一時間値）¹を利用し、物質ごと、地点ごと、年ごとに一つの分布として、理論値の時と同様に10万回のシミュレーションを行い、測定値の補正係数も求めた。なお、測定値での年3回のサンプリングシミュレーションでは、黒本の3日連続測定を仮定して連続サンプリングとした。

シミュレーションの分布結果例を、図表V-5に示す。横軸に母集団のGSD、縦軸に補正係数（算術平均値/2.5%ile）をとり、GSDを設定した対数正規分布を母集団とした理論値の補正係数（●）と、東京都における有害大気汚染物質の連続測定データを利用した測定値の補正係数（□）をプロットした。

その結果、理論値と測定値のシミュレーション結果は概ね一致しており、年間の大気中濃度のばらつきが大きくても（GSD=3の場合）、年3回のサンプリングで補正係数5（年12回サンプリングなら2.3）をとれば過小評価することがないことが示された。

¹ 連続測定データには東京都環境局の有害大気汚染物質モニタリング調査（平成11年から平成15年）の連続測定元データを用いた。元データは、東京都環境局環境改善部有害化学物質対策課よりご提供いただいた。



図表 V-5 サンプリング頻度による理論値と測定値の補正係数の違い

- 1
- 2
- 3
- 4
- 5
- 6
- 7
- 8
- 9
- 10
- 11
- 12
- 13

V.2.2 河川水中濃度の不確実性とその補正

V.2.2.1 サンプリング頻度に対応する補正係数

河川水中濃度においては、年間のサンプリング頻度に対応する補正係数を設定しない。つまり、年1回であればその測定値を、年数回であればその算術平均値を年間平均値として利用する（補正係数を1に設定したことと同じ。）。

V.2.2.2 補正係数設定の根拠

補正係数を求めるため、「V.2.1 大気中濃度の不確実性とその補正」で行った場合と同様、ある地点の年間の河川水中濃度連続測定データを利用することを考えた。しかし、実際の河川水中濃度連続データが得られなかったため、化学物質が連続的に一定速度で排出されると仮定し、河川流量をベースにして河川水中濃度について検証を行った（式 V-5）。

$$\text{河川水中濃度} = \frac{\text{排出量}}{\text{河川流量}}$$

式 V-5

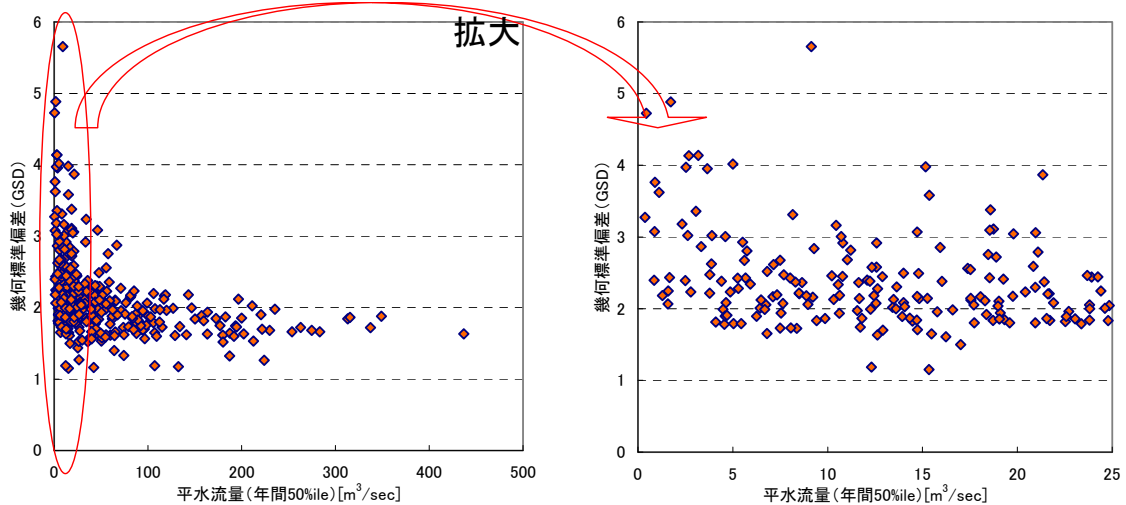
(1) 母集団となる対数正規分布の幾何標準偏差 (GSD) の設定

河川水中濃度のベースとなる河川流量の分布は対数正規分布するものと仮定した。その上で、河川流量は雨等の影響を受けるため、河川流量の分布がどの程度の GSD を持つ対数正規分布になるかということについて、以下のとおり検討を行った。

2005 年 流量年表の全国約 380 地点の地点毎の日流量データを用い、流量測定地点ごとに GSD を算出した。なお、実際の河川水中濃度の測定では大雨後等の非定常な状態は避けることから、年間の日流量データの 75%ile 以下のデータのみを用いた。その結果を図表 V-6 に示す (横軸: 平水流量の 50%ile、縦軸: GSD)。

その結果、流量の大きな河川 (平水流量が大きい) ほど、流量のばらつきが小さく (GSD ≤ 2)、流量の少ない河川 (平水流量が小さい) では、GSD が大きい傾向を示した。

以上の解析結果に基づき、サンプリング頻度による補正係数を算出するために必要な地点ごとの年間平水流量の母集団は、GSD1.6~3.1 の対数正規分布であるとして、これを用いて(2)の補正係数に関する検討を行った。



図表 V-6 平水流量(年間 50%ile)と幾何標準偏差(GSD)

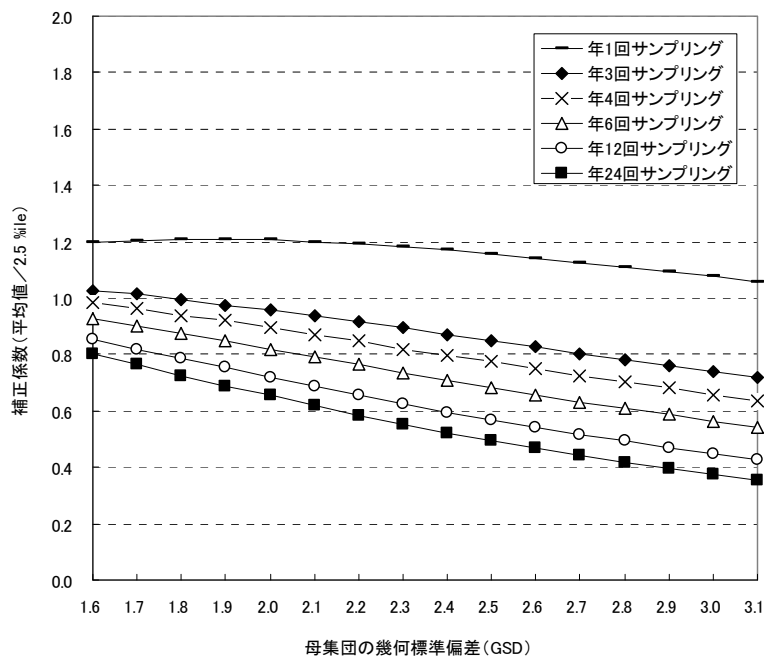
(2) サンプリング頻度に対応する補正係数

(1)で設定した年間平水流量についての GSD1.6~3.1 の対数正規分布を母集団とし、年に 1~24 回のサンプリングをするとしてシミュレーションを行い、サンプリング平均値 (年平均値に相当) の分布を作成して、サンプリング平均値と、母集団の算術平均値 (=連続測定が行なわれた場合の年平均値) の比をサンプリング頻度に対する補正係数とした。これにより GSD ごとの補正係数を決定した。シミュレーションの分布結果を、図表 V-7 に示す。横軸に母集団の GSD、縦軸に補正係数 (算術平均値/2.5%ile) をとった。なお、実

1 際のサンプリングでは豊水流量（1年を通じて95日はこれを下らない流量）時を除いて行
 2 われるため、このシミュレーションでもそれに従った。そのため GSD が増加すると補正
 3 係数が小さくなる傾向がみられた。

4 流量分布が GSD2~3 の場合、つまり流量の変動が大きい河川の場合、豊水時も含めた
 5 年間濃度平均値は高くなり、サンプリングの平均値は、過小評価をしにくいことがわかっ
 6 た。つまり、年1回のサンプリングでも、年間平均値をほとんど過少評価しないことから、
 7 年1回ならその測定値、年数回ならその算術平均値を補正せずに年間平均値とすることと
 8 した。

9



10

図表 V-7 サンプリング頻度による補正係数の違い

11

12

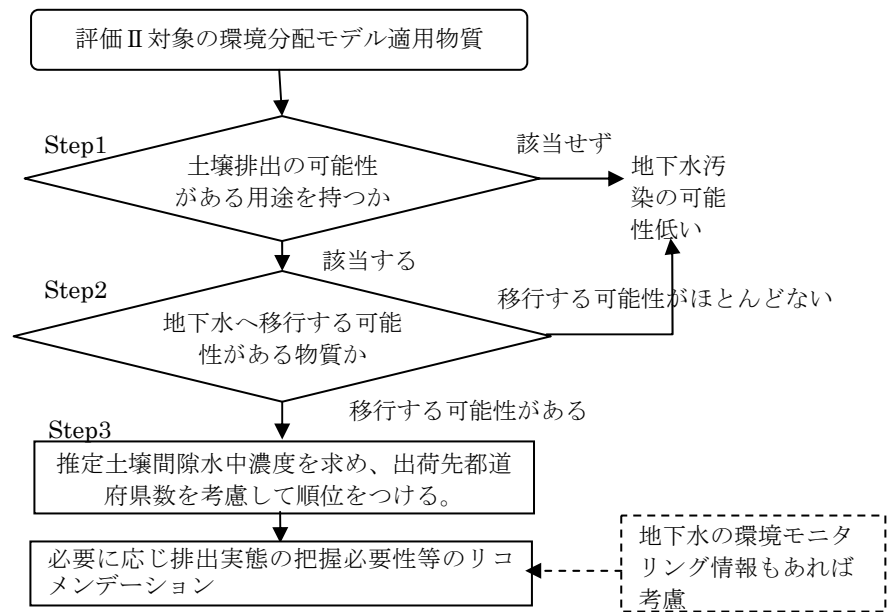
1 VI. 地下水汚染の可能性の評価

2 土壌排出・地下水経由暴露の扱いについては概略を本編で説明したが、この章では手順
3 等について詳述する。図表 VI-1 は、土壌及び地下水汚染の可能性のある物質を評価する
4 手順である。各手順を Step1、Step2 及び Step3 と名付けた。

5 なお、この手順を適用するのは評価Ⅱ対象化学物質のうち、環境分配モデル適用物質に
6 対してである。

7 まず、土壌排出の可能性のある用途を持つ物質を抽出する (Step1)。次に、土壌排出後、
8 地下水へ移行する可能性のある物質を抽出する (Step2)。最後に地下水中濃度と土壌間隙
9 水中濃度には相関があるとみなして推定土壌間隙水中濃度を求め、推定土壌間隙水中濃度
10 と出荷先都道府県数により物質間で相対比較して順位をつける (Step3)。その結果、順位
11 が高くなった物質に対しては地下水汚染が起こり得る可能性が高いとみなし、必要に応じ
12 排出実態の把握の必要性等のリコメンデーションを行うこととした。以下では各 Step に
13 ついて説明する。

14



15 図表 VI-1 土壌及び地下水汚染の可能性のある物質の評価手順

16

17 VI.1 土壌排出の可能性のある用途の設定

18 この VI.1 では、Step1 に関連する事項について述べる。

19

20 VI.1.1 土壌排出を考慮するに当たっての前提

21 土壌排出の可能性のある用途を設定するに当たり以下の前提を置いた。

- 22 ・ 事故、誤操作による排出は本スキームの対象外とする。

- 1 ・ PRTR 排出量推算マニュアルにおいては、土壌排出はないとしているが、環境省、
- 2 国土交通省のモニタリング調査でかなりの種類の物質が地下水中に検出されている。
- 3 このことから、工程内では、事故等ではなく土壌排出の対象となる日常的な漏れ、
- 4 こぼれ等があるとする。
- 5 ・ ガソリンスタンドからの漏洩は事故によるものと考え、対象外とする。

7 VI.1.2 土壌排出の可能性のある用途分類の設定

8 土壌排出の可能性のある用途分類を「日本版用途分類表」に従って図表 VI-2 にまとめ
 9 た。この 11 用途分類及び詳細用途分類に評価対象物質がこれに該当するか否かを Step1
 10 で調べる。

11

12 図表 VI-2 土壌排出の可能性のある用途 —日本版用途分類表による分類—

コード 番号	用途分類	詳細用途分類*	土壌排出のある用途として指摘した根拠
12	洗浄用溶剤	a)非水系（脱脂洗浄等）、準水系（フラックス洗浄等）	工程内使用 （有機塩素系溶剤、エチルベンゼン等の検出）
13	クリーニング洗浄剤 （主に洗濯業で使用）	All a)ドライクリーニング溶剤 b)しみ抜き剤	塩素系溶剤、エチルベンゼン等の検出
19	水系洗浄剤・ワックス I （工業用途） （繊維処理剤、紙・パルプ薬品用を除く）	All a)石鹼、洗剤（界面活性剤） b)無機・有機アルカリ、無機・有機酸、漂白剤 c)再付着防止剤、キレート剤（ビルダー、添加剤） d)無機酸、有機酸（金属表面の錆、スケールの洗浄剤） e)防錆剤 f)ワックス（自動車用、皮革用等）	工程内使用 （界面活性剤、EDTA 等の検出）
25	殺生物剤 2（農薬、医薬部外品を除く） （工業用途/工程内使用で成型品に含まれないもの）	c)殺菌剤・消毒剤・防腐剤・防かび剤 d)展着剤、乳化剤	工程内使用
26	殺生物剤 3（農薬、医薬部外品を除く） （家庭用等の用途）	a)不快害虫用殺虫剤（殺虫剤、害虫駆除剤、昆虫誘因剤、共力剤） c)殺菌剤・消毒剤・防腐剤・防かび剤 d)非農耕地用除草剤 e)シロアリ防除剤、防蟻剤 f)展着剤、乳化剤	しろあり防除剤、非農耕地用除草剤等の屋外土壌施用
42	作動油（油圧用、AT フルード等）、絶縁油	All a)作動油の基油 b)絶縁油の基油 c)極圧剤、摩擦低減剤 d)乳化剤、清浄分散剤 e)粘度指数調整剤 f)酸化防止剤、防錆剤	工程内使用

コード番号	用途分類	詳細用途分類※	土壌排出のある用途として指摘した根拠
43	研削油（切削油）、潤滑油	All a) 切削油の基油 b) 潤滑油の基油 c) 極圧剤、摩擦低減剤 d) 乳化剤、清浄分散剤 e) 粘度指数調整剤 f) 酸化防止剤、防錆剤	工程内使用
46	水処理剤	All a) 腐食防止剤、防錆・防食剤（精缶剤） b) 硬水軟化剤 c) 凝集剤、PH 調節剤（中和剤） d) 金属イオン封鎖剤（キレート剤等）	工程内使用（ヒドラジン等の検出）
48	熱媒体	All a) 冷媒・冷却剤 b) 熱媒・加熱剤	工程内使用
50	建築資材添加物（コンクリート混和剤、木材補強含浸剤等）	b) 強化剤・減水剤 d) 補強含浸剤	コンクリート混和剤、木材補強含浸剤使用製品（酢酸ビニル等の検出）
51	散布剤（土壌改良材、消火剤、融雪剤等）	All a) 凍結防止剤（融雪剤等） b) 土壌改良材 c) 消火剤 d) 人工降雨剤 e) 粉塵結合材	エチレングリコール、（ポリ）アクリルアミド等の土壌施用

※詳細用途分類欄で All と表示されているところは、詳細分類全てが該当していることを意味する。

VI.1.3 土壌排出の可能性のある用途を設定した経緯等

この VI.1.3 では、図表 VI-2 で示した用途が土壌排出の可能性があると用途であると考えた経緯等について説明する。

VI.1.3.1 公的機関の報告のまとめ

公的機関の報告をまとめ、土壌排出あるいはそれに続く地下水汚染の可能性のある用途について考察した。

(1) PRTR データ¹

5 年間（平成 13～17 年度）の PRTR 届出データのうち、土壌排出及び敷地内埋め立て処分の件数を抽出した。その結果、土壌排出は 118～132 件、敷地内埋め立て処分は 364～462 件で、全届出件数に対してそれぞれ 0.05～0.10%、0.16～0.25%と非常に小さな割合であった。

化審法では元素は対象外であることを考慮して、有機化合物のみに注目すると、平成 17 年度では土壌排出が届け出られた物質は 25 物質であった。そのうち土壌排出量が 100kg 以上の物質はエチレングリコール、スチレン、ビスフェノール A 型エポキシ樹脂（液状）

¹ 「PRTR 制度 PRTR 個別事業所データ」（NITE） <http://www.prtr.nite.go.jp/prtr/prtr-kaizi.html>

1 の3物質であった。後述のモニタリングデータを合わせ考えて、エチレングリコールの用
2 途である凍結防止剤が土壌排出の可能性があると考えた。

3 4 (2) 環境省「平成16年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例な 5 どに関する調査結果」¹

6 この調査は土壌汚染対策法に基づくもので、調査対象物質は同法の第1種特定有害物質
7 (VOC類11物質：有機塩素系10物質及びベンゼン)、第2種特定有害物質(重金属10
8 物質)及び第3種特定有害物質(農薬類5物質)である。この調査ではアンケート調査に
9 基づく土壌汚染原因行為が示されており、「不適切な取り扱い」、「施設の破損等」、「汚水の
10 地下浸透」の順となっている。

11 また、上記調査報告書から、製造工程内で使用されるVOC類が土壌排出されているこ
12 とが判った。土壌汚染の原因については、アンケート調査では操作ミスや事故ともとれる
13 回答になっているが、モニタリングでも検出されていることを考慮して、通常の作業の中
14 でも製造工程内で使用されるVOC類が土壌排出されていると考えた。

15 16 (3) 環境省「平成17年度 地下水質測定結果」²

17 この報告書は水質汚濁防止法に基づく地下水質の測定結果をまとめたものである。環境
18 基準が定められている26項目(物質)のうちVOC類11物質(有機塩素系10物質及びベ
19 ンゼン)についての汚染原因と汚染原因者の業種が示されている。この報告書の結果から、
20 土壌排出の可能性のある用途として次のように考えた。

- 21 ・ VOC類11物質中、ベンゼン以外の有機塩素系10物質の用途は洗浄溶剤と推定され、
22 洗濯業及び広範囲な業種にわたる工程内の機械洗浄などの用途がある。

23 24 (4) 国土交通省「土壌・地下水汚染が水域に及ぼす影響に関する研究」³

25 この報告書は、東京都多摩川中流部4地点及び茨城県谷田川流域で行われた河川水と地
26 下水4地点の調査結果である。対象物質は環境基本法に基づく人の健康の保護に関する環
27 境基準物質(地下水の水質汚濁に係る環境基準物質と同じ26物質)、土壌汚染対策法にお
28 ける溶出量基準物質(25物質)、水生生物保全に関する環境基準として平成15年に指定さ
29 れた全亜鉛、13年度のPRTR届出データにおいて土壌への排出及び敷地内での埋め立て
30 処分の届出排出量が上位のエチレングリコール、その他にペルフルオロオクタンスルホン
31 酸(以下、「PFOS」という。)、ヒドラジン、ポリ(オキシエチレン)アルキルエーテル(C=12
32 -15)及び硝化による硝酸性窒素へ変化する人畜廃水に含まれるアンモニア性窒素であった。

¹ 「平成16年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例などに関する調査結果」(平成18年11月 環境省 水・大気環境局) <http://www.env.go.jp/water/report/h18-06/index.html>

² 「平成17年度 地下水質測定結果」(平成18年12月 環境省 水・大気環境局)
<http://www.env.go.jp/water/trport/h18-08/index.html>

³ 国総研プロジェクト研究報告12号「土壌・地下水汚染が水域に及ぼす影響に関する研究」(平成18年12月 国土交通省 国土技術政策総合研究所)

1 平成 16 年度の中間報告時には農薬の 1,3-ジクロロプロペンも加えられた。全ての箇所
2 定量された物質はエチレングリコール、全亜鉛、硝酸性窒素、ヒドラジン及び PFOS であ
3 った。

4 以上の調査結果から、全ての箇所で定量された物質のうち、有機化合物であるエチレン
5 グリコール、ヒドラジン及び PFOS について、土壌排出の可能性のある用途として以下の
6 ように考えた。

- 7 ・ エチレングリコールは主に凍結防止剤、ポリエステル繊維やポリエチレンフタレー
8 ト、農薬、塗料の原料として使用されている。これらの内、土壌排出が考えられる
9 用途は凍結防止剤である。
- 10 ・ ヒドラジンは無水物がロケット燃料、水和物として合成樹脂発泡剤の原料や脱酸素
11 剤（清缶剤）、除草剤や医薬品の原料などとして使用されている。これらの内、土壌
12 排出が考えられる用途は、脱酸素剤として用いられる清缶剤である。
- 13 ・ PFOS は主に界面活性剤として用いられており、微量ながら広範囲での使用実績が
14 あると推定されるが、土壌排出との関連については不明である。

15

16 (5) 環境省 要調査項目の存在状況調査結果¹

17 この調査は、環境省の平成 11 年度から 16 年度までの「要調査項目」の地下水モニタリ
18 ング結果である。「要調査項目」は、環境中の検出状況や複合影響の観点から見て、「水環
19 境リスク」に関する知見の集積が必要な物質として選定された 300 の物質群である。

20 このモニタリング調査で定量下限値を超えた物質は 21 物質で、その内 2 地点以上で超
21 えた物質について整理した。化審法対象外の金属及び農薬と、前項までで既に土壌排出の
22 可能性がある有機塩素系化合物及び洗浄溶剤用途の物質を除くと、エチルベンゼン、酢酸
23 ビニル、二硫化炭素及びエチレンジアミン四酢酸（以下、「EDTA」という。）が土壌排出
24 を経て地下水に移行した可能性があると考えた。これらの物質について土壌排出の可能性
25 のある用途について以下のように考えた。

- 26 ・ エチルベンゼンは溶剤としての用途の他に燃料添加剤の用途があり、ガソリンスタ
27 ンドのガソリンタンクから土壌への漏洩がある。
- 28 ・ 酢酸ビニルはポリマーの原料として用いられており、屋外で使用される建築資材で
29 あるポリマーコンクリート（コンクリートに接着剤としてエチレン酢酸ビニル共重
30 合体を混合）中に存在する未反応モノマーが土壌に浸出する可能性がある。
- 31 ・ EDTA はキレート化剤として洗浄剤に用いられており、排水として土壌排出がある。
- 32 ・ 二硫化炭素はセルロースの溶剤として使用されるが、他にジチオカーバメート系の

¹ 環境省 要調査項目 存在状況調査結果

平成 11 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h11.pdf>

平成 12 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h12.pdf>

平成 13 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h13.pdf>

平成 14 年度（水質） <http://www.env.go.jp/water/chousa/h14.pdf>

平成 15 年度（水質） <http://www.env.go.jp/water/chousa/h15.pdf>

平成 16 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h16.pdf>

1 農薬(殺菌剤)や焼却炉の飛灰処理用のキレート化剤の分解生成物の可能性もあり¹、
 2 土壌汚染と用途の関連性については更に調査が必要である。

3

4 VI.1.3.2 土壌排出の可能性のある使用場面

5 前項の調査結果を踏まえて、土壌排出の可能性のある使用場面として以下の二つのケー
 6 スを考えた。

- 7 ・ 屋外で使用されるもの：建築・土木現場で使用する接着剤、農薬、凍結防止剤など
- 8 ・ 製造工程内で使用されるもの：洗浄溶剤、作動油、清缶剤、殺生物剤など

9 ここで、屋外での使用は広域に排出される場合であり、製造工程内での使用は局所に排
 10 出される場合に相当する。

11

12 VI.1.3.3 製造工程内で使用される用途の抽出

13 製造工程内で使用される用途を以下のようにして抽出した。

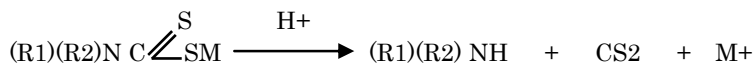
14 PRTR 排出量算出マニュアルである業種別・工程別 化学物質排出量、移動量算出マ
 15 ニュアル(平成14年3月改訂)の記載を踏まえて PRTR 対象化学物質が使用されている主
 16 な用途について調べた結果を、以下にまとめた。

17

18 図表 VI-3 PRTR 排出量推算マニュアルから抽出した工程内用途と対象化合物

工程内用途	化学物質例(参考:マニュアル記載業種)
1. 洗浄溶剤	ジクロロメタン(製紙、軽金属製品、金属熱処理、電気めっき、ダイカスト、バルブ製造、産業洗浄、強化プラスチック製造、鍛造品製造); トリクロロエチレン(軽金属製品、金属熱処理、電気めっき、ダイカスト、産業洗浄、航空機整備、鍛造品製造); テトラクロロエチレン(金属熱処理、電気めっき、クリーニング、産業洗浄、鍛造品製造); 1,1,1-トリクロロエタン(クリーニング); エチルベンゼン(クリーニング)
2. 洗浄剤	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩(電気めっき、産業洗浄); 界面活性剤類(クリーニング、産業洗剤、航空機整備); エチレングリコール、エチレンジアミン四酢酸、ニトリロ三酢酸、種々の添加剤(産業洗浄)
3. 酸洗液	5-15%の塩酸または硫酸(溶融亜鉛めっき)
4. 凝集剤	アクリルアミド(セメントファイバーボード)
5. 防錆剤	2-アミノエタノール(製紙、ダンボール); ポリ(オキシエチレン)アルキルエーテル(産業洗浄); ヒドラジン(ダンボール)
6. 脱酸素剤	ヒドラジン(製紙、軽金属、電気めっき)
7. 殺生物剤	ホルムアルデヒド[防腐剤](製紙); [スライムコントロール剤](製紙);
8. 冷却剤	エチレングリコール(自動車整備);

¹ 廃棄物焼却炉から発生する飛灰中に重金属が含まれているため、埋め立て処分する際は飛灰にキレート剤を添加・混連し、重金属が溶出しないように処理することがある。この目的にジチオカルバミン酸系化合物が用いられる。この化合物は不安定で、加熱または酸の添加により二硫化炭素を発生する可能性があることが知られている。



なお、「廃棄物焼却施設における飛灰処理剤による二硫化炭素の発生について」(厚生労働省 平成14年2月18日付け、基安化発第0218001号の2)という通達でキレート化剤から二硫化炭素が発生するという実験結果を付して、作業者の二硫化炭素暴露防止を要請している。

工程内用途	化学物質例 (参考：マニュアル記載業種)
9. 不凍液	エチレングリコール (自動車用ケミカル製品製造)
10. 作動油・潤滑油・離型剤	アルキルベンゼンスルホン酸・塩、エチレンオキシド、エチレングリコール、1,2-エポキシプロパン、2-(ジエチルアミノ)エタノールアミン、トルエン、ノニルフェノール、界面活性剤 (ダイカスト)；リン酸トリ-n-ブチル[作動油] (航空機整備)；潤滑油添加剤 (鍛造品製造)

1

2 VI.2 地下水へ移行する可能性のある物質の抽出と物質間の 3 順位付け

4 この VI.2 では、Step2 及び Step3 に関連する事項について述べる。

5 本スキームにおいては、地下水中濃度を推定したリスク評価を行わない。代わりに、数
6 理モデルを用いた考え方を利用し、地下水へ移行する可能性があるかどうかで対象物質を
7 ふるい分けし、地下水の濃度と相関性があると考えられる推定土壌間隙水中濃度を指標と
8 して対象物質を順位付けし、土壌・地下水汚染の起こりやすさを物質間で相対評価するこ
9 ととした。

10

11 VI.2.1 地下水へ移行する可能性のある物質の抽出

12 VI.2.1.1 E-FAST の地下水中濃度推計式

13 土壌排出の可能性のある用途をもつ物質を対象に、地下水へ移行する可能性のある物質
14 の抽出 (言い換えると地下水へ移行する可能性がほとんどない物質の除外) を行なう。こ
15 れには、TSCA の新規化学物質の事前審査のスクリーニング評価で用いられているリスク
16 評価システム E-FAST の地下水中濃度推計式の migration factor (移行係数) を利用する。

17 E-FAST で使われている地下水濃度推計式は、式 VI-1 に示すように 1 サイトあたりの
18 排出量に、logKoc によって決まる 4 つに区分された移行係数の値を乗じることにより地下
19 水中濃度を推計するものである。

20 式 VI-1 から明らかなように地下水推計濃度は log Koc によって決まる migration factor
21 (移行係数) と排出量の積によって表される。これは排出量が同じ場合には地下水推計濃
22 度は log Koc が大きいほど地下水への移行が遅く、地下水推計濃度はより低くなることを
23 示している。

24

25

$$GWC = \frac{Q \times (\text{migration factor})}{N} \quad \text{式 VI-1}$$

26

27

28

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>GWC</i>	70年間平均地下水推計濃度	[mg/L]		E-FAST BeteVersion ¹ , (Eqn. 2-12)
<i>Q</i>	化学物質の埋め立て排出量	[kg/y]		
<i>N</i>	サイト数	—		
<i>migration factor</i>	移行係数	[mg/L/kg]	*	

- 1 ※ *migration factor* の値を4段階に分類している。E-FAST Version 2.0 (Eqn. 3-12)
2 3.21×10⁻⁶ (log Koc ≥ 4.5) : 「negligible to slow(地下水への移行が無視できるほど遅い)」
3 2.67×10⁻⁵ (log Koc ≥ 3.5 and < 4.5) : 「slow (地下水への移行が遅い)」
4 5.95×10⁻⁵ (log Koc ≥ 2.5 and < 3.5) : 「moderate (地下水への移行が普通の早さ)」
5 7.55×10⁻⁵ (log Koc < 2.5) : 「rapid (地下水への移行が早い)」
6

7 VI.2.1.2 logKoc を用いた地下水へ移行する可能性がある物質の抽出

8 上記(1)に示したとおり、logKoc が小さい物質は土壌粒子に吸着せずに地下水へ移行す
9 る可能性が高いと考えられる。そこで、Step2において、対象物質をlogKocの値でふり
10 分けることとし、logKoc ≥ 4.5 となる物質は地下水へ移行する可能性がほとんどないとみ
11 なして、それ以外の物質 (logKoc < 4.5 となる物質) について、Step3に進むものとした。

12 なお、地下水汚染が有名なトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンはNITE初期リ
13 スク評価書によると、トリクロロエチレンのlogKocは1.8 (Kocは68)、テトラクロロエ
14 チレンのlogKocは2.2~2.5 (Kocは177~350) である。
15

16 VI.2.2 推定土壌間隙水中濃度を指標とした相対比較による物質間の順位付け

17 VI.2.2.1 推定土壌間隙水中濃度による相対的な指標

18 Step3において、相対比較による物質間の順位付けを行うため、土壌中化学物質濃度の
19 指標 *Index_Cporewater* を以下の通り、設定した。

20 *Index_Cporewater* を求めるために「IV.3.3 土壌中濃度及び土壌間隙水中濃度の推計」を基
21 本にして、土壌中に含まれる化学物質が大気沈着由来でなく土壌への排出由来となる様に、
22 該当する部分を変更した。変更した計算式を式 VI-2、式 VI-3 及び式 VI-4 に示す。

23 なお、下記の計算式で記号に「*Index*」と付いているものは実際の濃度や物質質量ではな
24 く、物質間で相対比較を行なうための指標であることを示している。
25

$$Index_C_{porewater} = \frac{Index_C_{soil} \times \frac{BD_{soil}}{1000}}{K_{soil_water}} \quad \text{式 VI-2}$$

26

27

¹ Versar Inc. (2005) Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST) Version 2.0 Documentation Manual. Prepared for U.S. EPA OPPT. (1999年のBete VersionのManualの方が数式は通りやすい。) <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/efast.htm>

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$Index_C_{porewater}$	土壌間隙水中化学物質濃度の指標	—		IV.3.3.1(3) 式 IV-50
$Index_C_{soil}$	土壌中化学物質濃度の指標	—		IV.3.3.1(1) 式 IV-34
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]	1050	MNSEM デフォルト
K_{soil_water}	土壌—水分配係数	—		IV.3.3.1(3) 式 IV-51

1

$$Index_C_{soil} = \frac{Index_D_{soil}}{k} [1 - e^{-k \cdot t}] \quad \text{式 VI-3}$$

2

記号	説明	単位	値	備考
$Index_C_{soil}$	土壌中化学物質濃度の指標	—		IV.3.3.1(1) 式 IV-34
$Index_D_{soil}$	土壌への単位面積・単位時間あたりの排出量の指標	—		IV.3.3.1(1) 式 IV-35
k	総消失速度定数	[1/day]		IV.3.3.1(1) 式 IV-36
t	時間	[year]	10	デフォルト設定

3

$$Index_D_{soil} = \frac{Index_M_{soil}}{\frac{BD_{soil}}{DEP_{so} \times 1 [m^2]}} \quad \text{式 VI-4}$$

記号	説明	単位	値	備考
$Index_D_{soil}$	土壌への単位面積・単位時間あたりの排出量の指標	—		IV.3.3.1(1) 式 IV-35
$Index_M_{soil}$	土壌への排出量に係る指標	—		下記の説明参照
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]	1050	MNSEM デフォルト
DEP_{so}	土壌深さ	[m]	0.2	MNSEM デフォルト

4

5 式 VI-4 の土壌への排出量に係る指標 $Index_M_{soil}$ とは、土壌への排出量の大小を相対
6 比較するための指標である。この指標は、化学物質の用途別の出荷量に「環境への出やす
7 さを相対的に表す係数」を乗じることにより求める。「環境への出やすさを相対的に表す係
8 数」として、用途分類別の大気への排出係数と水域への排出係数の和を用いる。これは、
9 大気や水域へ排出されやすいものは土壌へも排出されやすいであろうという仮定を置いた
10 ためである。

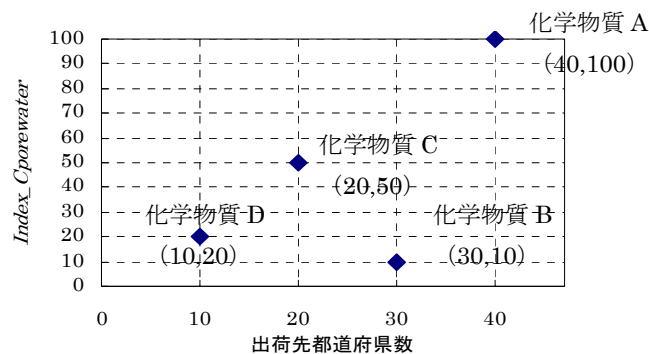
11 また、大気及び水域の排出係数は用途分類に応じた家庭用途等での使用 (**private use**)
12 または工業的使用 (**industrial use**) の値を用いる。これは VI.1 で述べたように、土壌排
13 出の可能性のある場面は、屋外で使用されるものと製造工程内で使用されるものの 2 つの
14 ケースがあり、前者が **private use**、後者が **industrial use** に相当すると考えたためであ
15 る。なお、1 つの物質が複数の用途で出荷している場合は、それぞれの用途について土壌
16 への排出量を表す指標 $Index_M_{soil}$ を求め、 $Index_M_{soil}$ を全用途で合計し、式 VI-4 の

1 右辺分子に代入する。

2

3 VI.2.2.2 相対比較による物質間の順位付け

4 各物質について土壌中化学物質濃度の指標 $Index_C_{porewater}$ と出荷先の都道府県数の積
5 を求め、物質間で比較し、大きいものほど順位が高く、土壌及び地下水汚染が生じる可能
6 性が高いとみなすこととする。そのイメージを図表 VI-4 に示す。図表 VI-4 の場合、化
7 学物質 A~D の間の順位は[]内に上述の積の値を表すと、化学物質 A[4000] > 化学物質
8 C[1000] > 化学物質 B[300] > 化学物質 D[200] という順位になる。



9

10 ※ () 内の数値は出荷先都道府県数と $Index_C_{porewater}$ の値をこの順で示す。

11 図表 VI-4 出荷先都道府県数と $Index_C_{porewater}$ のイメージ

12

VII. 不確実性解析

ここでは、評価Ⅱ及び評価Ⅲにおいて行う不確実性解析について、ステップ毎に不確実性ランクの付与等の考え方、方法を詳述する。対応する本編は 11.4.5 である。

VII.1 評価対象物質の不確実性(物質の特定における適切さ)

評価対象物質の不確実性は、リスクキャラクタリゼーションの要素の本編 11.4.3(1)に係る部分である。

プロフィールで示す内容のうち、分解生成物が生じる対象物質の場合には、理想的にはリスク評価の対象とするべき化学物質のうち、いずれを対象物質にしているのかをチェックする。チェックの結果、ギャップがなければ不確実性ランクは「低」とし、ギャップがある場合については、「高」とする。ギャップがあるとは図表 VII-1 に示す「高」のような場合である。

判断の理由はリスク評価に記載する。

図表 VII-1 評価対象物質の特定に係る不確実性ランクと判断基準

低	高
<ul style="list-style-type: none">リスク評価対象物質の構造式、判定データとも明白	<p>【左記以外の場合（下に例示）】</p> <ul style="list-style-type: none">混合物等であるが主成分で構造を代表させて評価させている構造式が不定本来のリスク評価対象物質以外の物質で評価（例：分解生成物が生じ、環境放出後は分解生成物が主に存在すると想定されるが親物質の毒性データしか得られず親物質で評価）リスク評価対象物質とデータの不一致がある（例：有害性データは分解生成物 1、BCF データは親物質で分解生成物 1 は類推）

VII.2 物理化学的性状データの不確実性（データの信頼性）

物理化学的性状 3 項目のデータの信頼性について、質的な不確実性ランクを付与する。

これら 3 項目は、環境中濃度推計に使用している数理モデルの感度解析を行うことによって、感度の大きい項目として選定した。

項目毎に下表のいずれに該当するかで、不確実性のランクを付与する。

なお、本ガイダンスにおける物理化学的性状データの選定方法は前述した通り暫定的なものである（本編 10.2.1 参照）。リスク評価結果全体を大きく左右する物理化学的性状データをスキームのどの時点でどこまでの精査をするかについては検討の余地があり、それに応じてここで示す内容も見直しの必要がある。

1

図表 VII-2 物理化学的性状データの不確実性ランクと判断基準

項目	低	中	高
蒸気圧	【環境分配モデル適用物質】 ・測定値で 1×10^{-10} [Pa] より大きく 1×10^5 [Pa] 未満	【環境分配モデル適用物質】 ・測定値だが 1×10^{-10} [Pa] 以下、あるいは 1×10^5 [Pa] 以上の値を下限値あるいは上限値に置き換え ・推定値で 1×10^{-5} [Pa] より大きく 1×10^5 [Pa] 未満	【環境分配モデル適用物質】 ・推定値で 1×10^{-5} [Pa] 以下、あるいは 1×10^5 [Pa] 以上の値を下限値あるいは上限値に置き換え 【構造不定物質】 ・デフォルト値
水溶解度	【環境分配モデル適用物質】 ・測定値	/	【環境分配モデル適用物質】 ・logKow から回帰式で算出した推定値 【構造不定物質】 ・デフォルト値
logKow	【環境分配モデル適用物質】 ・蓄積性試験の代替とされた測定値（既存点検あるいは3省DB）で、-2 より大きく、6 未満 ・測定値で -2 より大きく、6 未満	【環境分配モデル適用物質】 ・測定値であるが、-2 以下あるいは6 以上の値を下限値あるいは上限値に置き換え ・推定値で-2 より大きく 6 未満	【環境分配モデル適用物質】 ・推定値で -2 以下あるいは6 以上の値を下限値あるいは上限値に置き換え 【構造不定物質】 ・デフォルト値である。

2

3 VII.3 排出源毎の局所評価の不確実性

4 本スキームのリスク推計の主軸である排出源毎の局所評価結果に対する不確実性総合ラ
 5 ンクの導き方を解説する。全体のフローを VII.3.1 で示し、VII.3.2 では PRTR 届出情報
 6 に基づく場合のランク付け、VII.3.3 では化審法届出情報に基づく場合のランク付けを説明
 7 する。

8

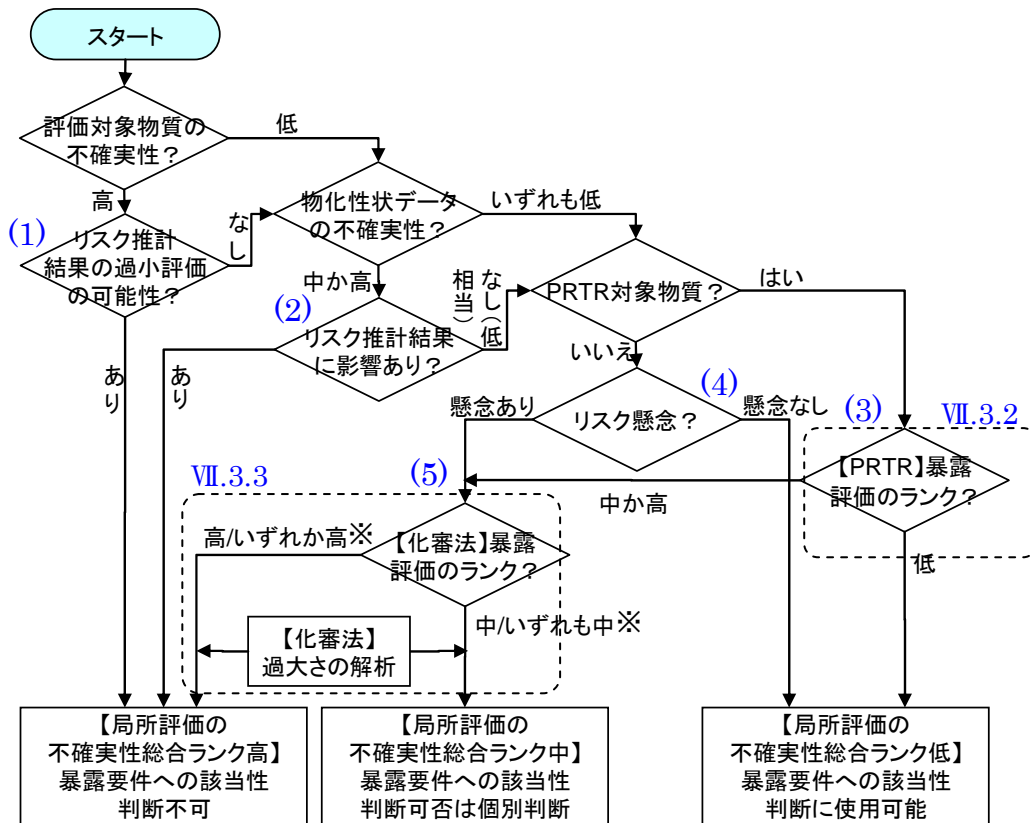
9 VII.3.1 全体フロー

10 排出源毎の局所評価結果に対する不確実性解析の全体フローを図表 VII-3 に示す。

11 点線で囲った部分 VII.3.2、VII.3.3 は次節以降でそれぞれ詳述する。ここでは、それ以
 12 外の部分について左上から(1)~(5)のポイントについて順に説明する。

13

14



※化審法届出情報のみ／化審法届出情報と PRTR 情報

図表 VII-3 排出源毎の局所評価の不確実性解析全体フロー

評価対象物質の不確実性と物理化学的性状データの不確実性はそれぞれ VII.1 と VII.2 で付与したランクを使用する。

(1) 評価対象物質の不確実性

評価対象物質の不確実性が高い場合であっても、そのことがリスク推計結果の過小評価をもたらすおそれがないければ不確実性解析を先に進める。その判断の理由はリスク評価書に記載する。

例えば炭素数の異なる混合物の中で、最も有害性評価値の低いデータを有する物質を代表として評価する場合等である。すなわち、評価対象物質の選定においてデータギャップがあったとしても、最も厳しい条件で評価をしてその結果が懸念なしであれば、評価結果の信頼性は担保できていると考える。

逆に、環境中では明らかに分解生成物で存在すると想定されるのに親化合物の有害性情報しか得られない等の場合は、その評価結果をもって暴露要件への該当性に係る判断には至らないため、解析を進めることよりも情報収集を優先する。

1 (2) 物理化学的性状データの不確実性

2 物理化学的性状データの不確実性が低い場合も、それがリスク推計結果を左右しな
3 ければ不確実性解析を先に進める。ここでは、物理化学的性状による数理モデルの応答を
4 必要に応じて確認する。もしここで、モデル推計全体を左右するこれらのデータ（本編 第
5 5章の図 5-5 参照）が推計値で、推計方法によって幅をもつ等の場合、その中の数値の選
6 択によってリスク懸念の影響面積や箇所数変動するような場合には、PRTR 対象物質で
7 あっても推計暴露量は信頼できないため、原則としてここで不確実性解析を打ち切る。

8

9 (3) PRTR 対象物質の場合

10 PRTR 対象物質でその暴露評価の不確実性が低ければ、それに基づく局所評価は不確実
11 性総合ランク「低」とし、原則としてそれにより暴露要件への該当性の判断の根拠としう
12 ると考える。低い場合、PRTR 情報単独では過小評価の可能性が考えられるため
13 (VII.3.2(1)で後出)、化審法届出情報に基づく評価とも併せて総合的に判断する。

14

15 (4) PRTR 対象物質ではなくリスク懸念なしの場合

16 化審法届出情報に基づく評価でリスク懸念がなければ、これも不確実性総合ランクは
17 「低」と考える。

18

19 (5) リスク懸念ありの場合

20 PRTR 対象物質ではなく化審法届出情報に基づく評価でリスク懸念である場合、もしく
21 は PRTR 対象物質でもその不確実性が「中～高」である場合について、化審法届出情報に
22 基づく暴露評価の不確実性解析を行う。この不確実性解析には、定性的なランク付けのほ
23 か過大評価の程度に係る定量的な解析を含む。

24 なお、この「リスク懸念」とは「暴露要件に抵触する程度のリスク懸念」という意味で
25 あるが、その数量的な指標が明らかではないうちは、安全側をとって行うことになると思
26 定される。

27 局所評価の不確実性総合ランクが「高」ということは、「情報を新たに追加しない限り暴
28 露要件への該当性の判断の根拠に足る評価結果が得られない」ことを意味する。

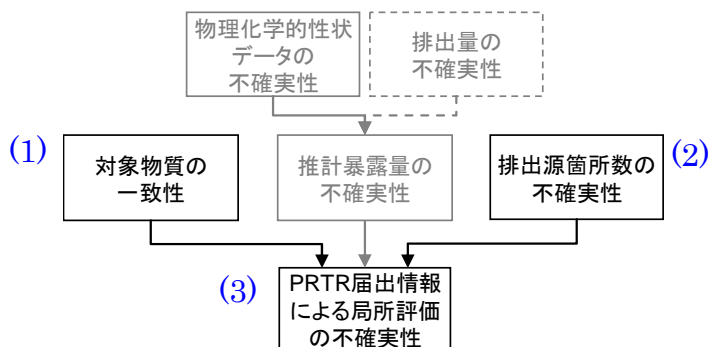
29

30 VII.3.2 PRTR 情報に基づく排出源毎の局所評価の不確実性

31 全体フロー図表 VII-3 の中の PRTR 届出情報に基づく局所評価の不確実性ランクの導
32 き方を説明する。

33 この部分の不確実性の構成を図表 VII-4 に示す。局所評価はリスク推計結果をリスク懸
34 念の影響面積と箇所数で表すため、その不確実性は基本的には推計暴露量と排出源の数に
35 左右される。PRTR 情報を用いる場合は、評価対象物質と PRTR 対象物質の一致性の観点
36 も必要なため、図表 VII-4 に示す 3つの項目(対象物質の一致性、推計暴露量の不確実性、

1 排出源箇所数の不確実性) を考える。このうち、推計暴露量に関しては、PRTR 届出排出
 2 量の不確実性は問わず、また、物理化学的性状データについては暴露量への影響を先に考
 3 慮しており、全体フロー (図表 VII-3) におけるこの時点ではこの部分の不確実性は「低」
 4 相当とみなす。以上より、ここでは対象物質の一致性と排出源の数について検討対象とす
 5 る。図中の(1)~(3)について順に説明する。



6
 7 図表 VII-4 PRTR 届出情報に基づく局所評価の不確実性の構成要素

8
 9 (1) 対象物質の一致性

10 PRTR 対象物質と評価対象物質の一致性は、リスクキャラクター化の要素の「本
 11 編 11.4.3 (1) 対象物質のプロファイル」に係る部分である。プロファイルで示す内容のう
 12 ち、化審法の製造数量等の届出に含まれる物質群と PRTR 対象物質が一致しない可能性
 13 があるため、その可能性があるかを判断する。ギャップの有無と過小評価の可能性から、
 14 図表 VII-5 のように不確実性のランクを付与する。

15 過小評価の可能性とは、例えば監視化学物質名、PRTR 対象物質名とも「A」であるが、
 16 化審法上は運用通知¹により「A」を含む水和物や塩等が化審法の届出には含まれ、PRTR
 17 の届出情報には含まれないと想定される場合である。ただし、そのように過小評価の可
 18 能性があっても暴露要件に抵触するほどのリスクが懸念される場合には、その結果自体は信
 19 頼性があると考え不確実性ランクを「低」とする。逆の包含関係の場合は、過小評価の可
 20 能性はないため、ランクを「中」とする。

21 図表 VII-5 対象物質の一致性に係る不確実性ランクと判断基準

低	中	高
【いずれかに該当】 ・ 化審法届出情報に含まれる物質と PRTR 対象物質が一致 ・ 一致せず、PRTR 届出情報を用いると過小評価をするが「リスク懸念」	・ 化審法届出情報に含まれる物質と PRTR 対象物質が一致しないが、PRTR 届出情報を用いても過小評価の可能性なし(リスク懸念の場合は内訳の精査必要)	・ 化審法届出情報に含まれる物質と PRTR 対象物質が一致せず、PRTR 届出情報を用いると過小評価の可能性があり「リスク懸念なし」

¹ 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について (薬食発第 0325001 号、平成 16・3・19 製局第 3 号、環保企発第 040325001 号) の「3 第一種特定化学物質、第二種特定化学物質及び監視化学物質の製造等の取扱い」に基づき、構造の一部に監視化学物質が含まれていたり (例: 分子間化合物、ブロック重合物等)、構成部分となっていたりするもの (例: 付加塩、オニウム塩等) については、監視化学物質を含む混合物として取り扱い、製造数量等の届出の義務がある。

1 (2) 排出源の数の不確実性

2 局所評価を行う排出源の数については暴露要件への該当性の判断に関わるため、不確実
 3 性解析の対象とする。PRTR 届出情報を用いる局所評価では、図表 VII-6 のような観点か
 4 ら不確実性のランクを付与する。PRTR の届出制度では取扱量と従業員数による届け出要
 5 件があり、届出情報が固定排出源をどの程度捕捉しているか、さらにそれが過小評価をも
 6 たらしていないか、という観点で不確実性ランクを分ける。

7 図表 VII-6 PRTR 届出情報に基づく排出源の数の不確実性ランクと判断基準

低	ランクを個別に判断
【妥当】 届出排出量とすそ切り推計排出量の合計に占める届出排出量の割合が90%以上	【過小評価の可能性等の例】 ・届出排出量とすそ切り推計排出量の合計に占める届出排出量の割合が90%未満。 ・すそ切り推計が検討されていない。

8

9 (3) PRTR 届出情報に基づく排出源毎の局所評価の不確実性

10 標記の不確実性ランクは、(1)評価対象物質の一致性と(2)排出源の数の二つの項目の不確
 11 実性ランクの組合せにより、図表 VII-7 のマトリックスに当てはめることにより付与する。

12 PRTR 届出情報に基づく局所評価の不確実性が「高」とは基本的に、過小評価の可能性
 13 がある等によってその結果をもとに暴露要件への該当性の判断の根拠とはできない場合と
 14 いえる。そのような場合は、図表 VII-3 の全体フローに示すように化審法の届出情報に基
 15 づく評価とも併せて評価を行うフローとなっている。

16

17 図表 VII-7 PRTR 届出情報に基づく排出源毎の局所評価の不確実性ランク

		対象物質の一致性に係る不確実性ランク		
		低	中	高
排出源の数の不確実性ランク	低	低	低※	高
	中	中	中	高
	高	高	高	高

18 ※ リスク懸念なしであれば暴露要件への判断に使用可能。リスク懸念ありの場合は排出源の内訳の
 19 精査が必要。

20

21 VII.3.3 化審法届出情報に基づく仮想的排出源毎の局所評価の不確実性

22 全体フロー図表 VII-3 の中の化審法届出情報に基づく局所評価の不確実性ランクの導
 23 き方を説明する。

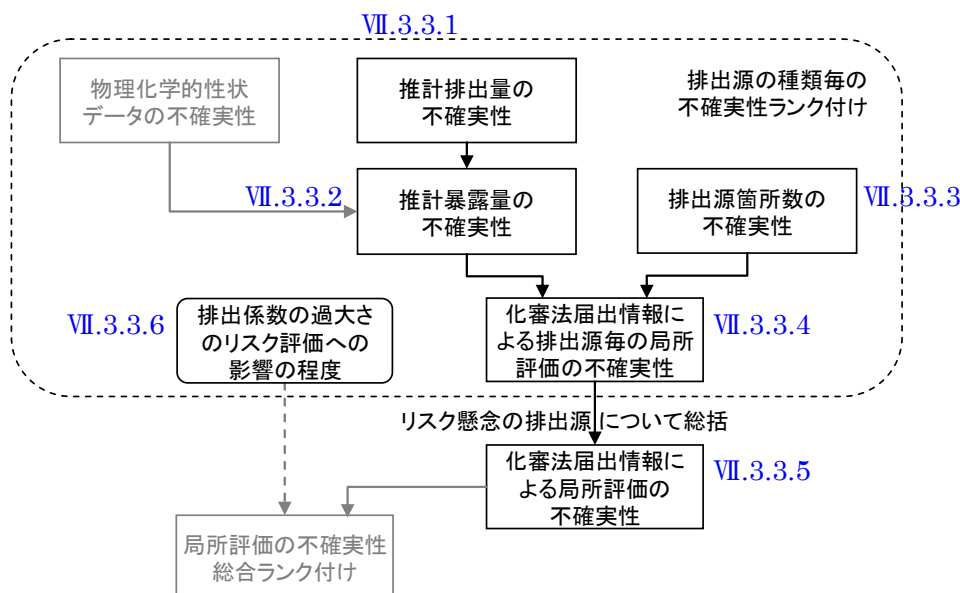
24 この不確実性解析は、リスク推計Ⅱでリスク懸念となった仮想的排出源を対象に行う。
 25 この部分の不確実性の構成を図表 VII-8 に示す。局所評価はリスク推計結果をリスク懸

1 念の影響面積と箇所数で表すため、その不確実性は推計暴露量と排出源の数の不確実性に
 2 左右される。化審法届出情報を用いる場合は排出量推計を行うため、推計排出量の不確実
 3 性が推計暴露量のそれを左右する。推計暴露量への物理化学的性状データの影響について
 4 は先に考慮しており、全体フロー（図表 VII-3）に示すとおり、この段階に至る前に不確
 5 実性は「低」相当と判断している。

6 以上の解析をリスクが懸念される排出源の種類毎（例：用途「A 剤」の調合段階の仮想
 7 的排出源）に行い、最後にこれを総括して一つのランクに統合する。

8 さらに、化審法届出情報を用いた局所評価の不確実性ランクは「 Worstケースとして
 9 の不確実性」であるため（後出の VII.3.3.6 で説明）、ここではさらに、 Worstケースに
 10 係る「排出係数の過大さ」に関して解析を行う。これは化審法届出情報を用いた局所評価
 11 の不確実性のランクに関わるものではなく、「局所評価の不確実性総合ランク」の付与の際
 12 に考慮する。

13 図中の VII.3.3.1 ～VII.3.3.6 について順に説明する。



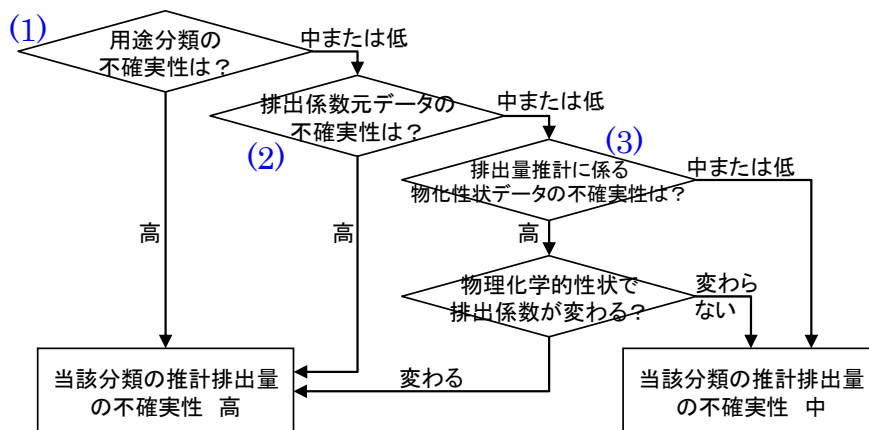
14
 15 図表 VII-8 化審法届出情報に基づく局所評価の不確実性の構成要素

16
 17 VII.3.3.1 推計排出量の不確実性

18 本スキームでは、製造量又は用途別出荷量に、ライフステージ・用途・物理化学的性状
 19 区分に応じた排出係数を割り当て、下式で排出量を算出している。排出係数は排出先媒体
 20 として大気と水域の別に設定している。

21
 22 排出量 = 届出数量 × [ライフステージ・用途 (出荷の場合) ・
 物理化学的性状区分に応じた排出係数] 式 VII-1

1 以上より、排出量を求める際に、以下の3つのステップで不確実性が入り込む。
 2 (1) 届出の機能別分類と用途別排出係数一覧表の用途分類との関連付け
 3 (2) デフォルトで設定している排出係数の妥当性
 4 (3) 排出係数の選択根拠となっている物理化学的性状データ
 5
 6 これら3点について排出源の種類毎に不確実性のランクを付け、さらにこの3項目のラ
 7 ンクを統合して (図表 VII-9 参照)、推計排出量の不確実性を排出源の種類・媒体別に導
 8 く (イメージは図表 VII-10 参照)。
 9 図表 VII-9 に示すとおり、化審法届出情報に基づく推計排出量の不確実性は、PRTR 届
 10 出情報との対比で、「低」のランクはなく「中」又は「高」のランクを付与する。これは、
 11 PRTR 届出情報は実態を反映しているとしてその不確実性を「低」相当であるとすれば、
 12 推計値である化審法届出情報に基づく排出量がそれに並ぶことはない、という考え方であ
 13 る。以下、(1)~(3)のステップについて説明する。



14
15 図表 VII-9 推計排出量の不確実性ランクの導出フロー

16
17 図表 VII-10 排出源の種類毎の推計排出量の不確実性ランク付けのイメージ

ライフステージ	機能別分類名等	媒体	中	高
			右記以外 (すべての項目が不確実性中または低)	用途分類、排出係数元データ、物理化学的性状データのいずれかで「不確実性高」
調合段階	A 原料	大気		○
		水域		○
工業的 使用段階	A 原料	大気	○	
		水域		○
	C 溶剤	大気	○	
		水域		○
製造段階	—	大気	○	
		水域	○	

1 (1) 用途分類の関連付けにおける不確実性

2 リスク懸念箇所に関連する機能別分類名を抽出し、それと用途分類別排出係数一覧表の
3 詳細用途分類と関連付け（本編 7.2.3 (1) 参照）が適切に行われているかという観点から
4 不確実性のランクを付与する。

5 用途によって排出係数が変わるため、これが結果的には暴露評価結果、その後のリスク
6 推計結果に伝播する。

7 なお、このステップについては、製造数量等の届出制度における用途の届出方式が変わ
8 れば、それに応じて変わることになる。

9 図表 VII-11 用途分類の関連付けにおける不確実性ランクと判断基準

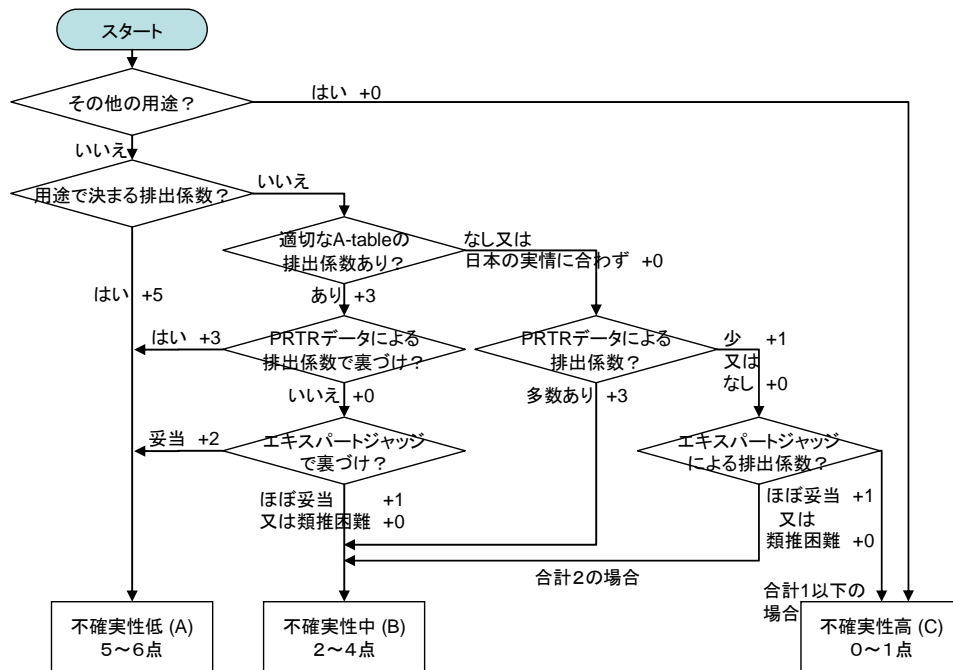
低	中	高
【適切】 機能別分類と(新)用途分類の関連付け作業に際する注釈がない	【概ね適切】 注釈はあるが、関連付けはできている	【検討の余地がある】 何れかに該当 ・用途分類で「54 その他」 ・機能名が「不明」

10 注) 現状では一つ一つ関連付けを行い、紛れなく関連付けが行えれば注釈がなく、様々な選択肢がある等
11 により疑わしさが残る場合に注釈が付けられているため、このような判断基準としている。

12
13 (2) 排出係数デフォルト値の妥当性

14 「本編 7.2.3 (2) 排出係数の整備」で説明したように、本スキームの排出係数は EU-TGD
15 の A-table という排出係数一覧表をベースにし、日本の排出係数で裏付けや置き換えをし
16 て設定している。

17 ライフステージ・用途・排出先媒体別の排出係数毎に不確実性ランクを図表 VII-12 に
18 示すフローで導出する。



19 図表 VII-12 排出係数デフォルト値の不確実性ランクの導出フロー

1 (3) 排出係数の選択根拠としての物理化学的性状データの不確実性

2 物理化学的性状データについては先に不確実性ランク付けをしているが、ここでは、排
3 出係数の選択基準となっている蒸気圧と水溶解度に関し、図表 VII-13 に示す観点からそ
4 れぞれ改めてランク付けをする。

5 排出係数の選択は蒸気圧又は水溶解度の概ねオーダーで区切られた区分毎に選択するた
6 め、その区分をまたがるかという観点である。また、ここで不確実性ランクが「高」にな
7 っても、結果として選択する排出係数が変わらなければ不確実性ランクを「高」とはしな
8 い（図表 VII-9 参照）。

9

10 図表 VII-13 物理化学的性状に係る推計排出量の不確実性のランクと判断基準

低	中	高
<p>【妥当】 以下いずれも該当</p> <ul style="list-style-type: none"> ・当該データの不確実性が低 ・データが複数ある場合は候補値間で排出係数の選定基準の数値をまたがらない 	<p>【概ね妥当】 以下いずれも該当</p> <ul style="list-style-type: none"> ・当該データの不確実性が中 ・データが複数ある場合は候補値間で排出係数の選定基準の数値をまたがらない 	<p>【検討の余地がある】 以下いずれも該当</p> <ul style="list-style-type: none"> ・データが複数ある場合、候補値間で排出係数の選定基準の数値をまたがる（例：蒸気圧で 80Pa と 300Pa 等） ・選択基準で排出係数が変わる

11

12 VII.3.3.2 推計暴露量の不確実性

13 図表 VII-8 に示すとおり、推計暴露量の不確実性は物理化学的性状データと排出量のそ
14 れに依存し、このステップでは前者に係る不確実性は「低」相当としているため、前項
15 VII.3.3.1 の推計排出量の不確実性ランクがそのまま推計暴露量の不確実性ランクとなる。
16 図表 VII-10 のように、排出源の種類毎、排出先媒体毎にランクを付与する。

17

18 VII.3.3.3 排出源の数の不確実性

19 局所評価を行う仮想的排出源の数については暴露要件への該当性の判断に関わるため、
20 不確実性解析の項目としている。

21 化審法届出情報に基づく場合、ライフステージと用途によって図表 VII-14 に示すよう
22 な観点で排出源の数の不確実性のランク付けをする。

23

24 製造段階の排出源の数については、製造事業所の住所を国に届け出ることから、製造事
25 業所数と排出源の数は一致するものとして不確実性ランクは「低」とした。

26 調合段階のライフステージにおける仮想的排出源の数については、国に届け出られ出荷
27 先都道府県の数と調合事業所の数は概ね一致すると判断し、不確実性ランクは「低」とし
28 た。

29 工業的使用段階のライフステージにおける仮想的排出源の数に関しては、以下のような
30 二つの状況に当てはまる場合には、仮想的排出源の数と実在する排出源の数との乖離が大

1 きいと考え、不確実性ランクを「高」とした。一つ目は、出荷先都道府県の数
 2 の場合である。二つ目は、出荷先都道府県の数
 3 が 40 未満であっても、その用途が「中間
 4 物」以外であり、かつ製造・輸入量が 1,000 トン以上の場合である。これらに当てはまる
 5 場合は、PRTR 情報をみると、さらに都道府県内において複数の排出源が存在する場合が
 6 多く、実在する排出源の数の把握は化審法届出情報からでは困難であると判断した。

7 以上の場合を除いては、不確実性が「低」とも「高」とも判断できないため、「中」とし
 8 た。

9 このような判断基準は、用途とサプライチェーンの長さや広がりとの関係に係る知見の
 10 集積に応じて、改良されていくと想定される。

11

12 **図表 VII-14 化審法届出情報に基づく仮想的排出源の数の不確実性ランクと判断基準**

低	中	高
【妥当】 ・ 製造段階の排出源 ・ 調合段階の排出源	【概ね妥当】 ・ 「低」又は「高」に非該当	【実態把握困難】 工業的使用段階の排出源で、以下の何れかに該当 ・ 出荷先都道府県数が 40 以上 ・ 出荷先都道府県数が 40 未満で、機能別分類名と関連付けられた用途分類が 01「中間物」でなく、製造・輸入量が 1,000 トン以上

13

14 **VII.3.3.4 化審法届出情報に基づく仮想的排出源毎の局所評価の不確実性**

15 標記の不確実性ランクは、上記の VII.3.3.2 推計暴露量と VII.3.3.3 排出源の数の二つ
 16 の項目の不確実性ランクの組合せにより、図表 VII-15 のマトリックスに当てはめること
 17 により付与する。つまり、VII.3.3.1 ~VII.3.3.4 の結果として、排出源の種類毎（ライフ
 18 ステージ・用途別）に、「中」か「高」のいずれかのランクが付与される。

19 推計暴露量の不確実性は、大気排出に係る分と水域排出に係る分でそれぞれにランクが
 20 付与されるため、いずれかが「高」であれば、その用途に係る仮想的排出源の推計暴露量
 21 は「高」としている。

22

23 **図表 VII-15 化審法届出情報に基づく仮想的排出源毎の局所評価の不確実性ランク**

		推計暴露量の 不確実性ランク	
		いずれも 中	いずれか 高
仮想的排出源の 不確実性 ランク	低	中	高
	中	中	高
	高	高	高

24

1 VII.3.3.5 化審法届出情報に基づく局所評価の不確実性

2 上記 VII.3.3.1 ~VII.3.3.4 に示した不確実性のランク付けをリスクが懸念される排出
3 源毎に行い、ここではそれを統合する。そのため、対象物質のリスク総合指標に占める排
4 出源の種類毎の寄与率を求める（本編 11 章 11.4.5 の表 11-4 参照）。それをさらに、図表
5 VII-15 によって付与したランク「中」と「高」の別に集計し、割合の多いランクを標記の
6 ランクとする。

7

8 VII.3.3.6 排出係数の過大さのリスク推計への影響の程度

9 前項までの解析では、「ワーストケース」としての信頼性があるかないかという不確実性
10 ランクであった。つまり、不確実性が「高」でなくとも推計値自体は基本的には「過大」
11 と想定される。過小評価の回避のために排出シナリオをそのように設定しているためであ
12 る¹。

13 本項では、排出係数の過大さがリスク評価結果を左右する影響度を解析する。これによ
14 り、評価Ⅱを終えた時点で有害性の情報を収集する（有害性調査指示を出す）のか、評価
15 Ⅲで暴露の情報を収集するのかといった判断のための目安を提供する。また、この解析結
16 果により、専門家判断で暴露要件への該当性の判断が可能な結果と解釈しうることも想定
17 される。

18

19 ここでは、仮想的排出源の種類毎に、排出量がどれほど低減したらリスク懸念箇所がな
20 くなるか、言い換えればリスク懸念の分かれ目となる排出量の閾値を試算する。さらに、
21 閾値の排出量となる排出係数はリスク評価に実際に適用している排出係数の何分の 1 なの
22 かを試算する。ここでは、この排出係数が何分の 1 になったらリスク懸念でなくなるかを
23 「排出係数の過大さの程度」と呼ぶ。この値は 1 未満の正数で、小さいほど過大さの程度
24 が著しいといえる。

25 一方、本評価で使用している排出係数の元データに関して、日本の実データの裏付けが
26 ある排出係数であるか否かを調査する。日本の実データの裏付けがある場合は、元になっ
27 た排出係数の母集団の統計量（幾何平均値、中央値等）、採用した排出係数の位置付け（パ
28 ーセンタイル順位）もしくは個別データ（データ数が少ない場合）を整理する。

29 以上から、採用している排出係数と日本の実データにおける位置付け、排出係数の過大
30 さの程度、日本の実データの統計量もしくは個別データを並べて示す。本スキームでは用
31 途別の排出シナリオ（排出源の数、排出先媒体、排出係数等）をデフォルト設定している
32 が、本来は個別物質毎に使われ方は様々である。リスク推計に使用している排出係数に関
33 して、個別物質ベースで上記のような比較対象と並べてみると、例えば以下のように解釈
34 に役立つことができる。

35

¹ このように過小評価を回避するシナリオの設定をすることで、「リスク懸念なし」の評価結果の場合は、不確実性解析を経ずにそれをもって暴露要件への判断が可能とすることができる（「本編 第 11 章 11.4.5 (3) ④ 不確実性解析の段階的進め方」参照）。

- 1 ✓ リスク懸念となっている排出源の排出係数について、いずれの「排出係数の過大さの
2 程度」についても例えば 1/1000 等であれば、過大さをかなり低減してもリスク推計
3 結果は動かないことを意味する。このような場合、有害性評価値が非常に低いこと
4 が考えられ、それがスクリーニング毒性試験による LO(A)EL による¹等であれば、
5 より長期の有害性情報を取得するという選択肢が有効と考えられる。
- 6 ✓ リスク懸念となっている仮想的排出源の排出係数に関する「排出係数の過大さの程
7 度」が例えば数分の 1 程度であり、一方で「出荷先都道府県で工業的使用段階の排出
8 源は一つ」というデフォルトのシナリオについて、対象化学物質と用途から判断し
9 て実態とかけ離れていると専門家が判断ができる場合には、実態はより多数の排出
10 源に分散しており、排出源毎にはリスク懸念のレベルにはないと考えられる。その
11 際は、評価Ⅲに進む必要性は小さくなることが考えられる。
- 12 ✓ 排出係数の実データからの幾何平均値や中央値が得られる場合であれば、リスク懸
13 念の分かれ目となる排出係数が幾何平均値等よりも相当大きい場合などは、対象化
14 学物質と用途から判断して、当該仮想的排出源のほとんどはリスク懸念なしに振り
15 分けられる可能性もある。
- 16 ✓ リスク懸念となっている仮想的排出源のうち、どの排出係数の変化が全国のリスク
17 懸念の影響面積・箇所数を左右するかをみて、情報収集の優先順位を決めることが
18 できると考えられる。

19

20 以上のような考察を行うことにより、リスクが懸念され局所評価の不確実性総合ランク
21 が「高」や「中」なら評価Ⅲに進むということを機械的に行うのではなく、対象化学物質
22 の個別ケースに応じてデフォルトの排出シナリオを見直し、評価Ⅲの必要性と必要な場合
23 の収集情報の精査をすることを意図している。

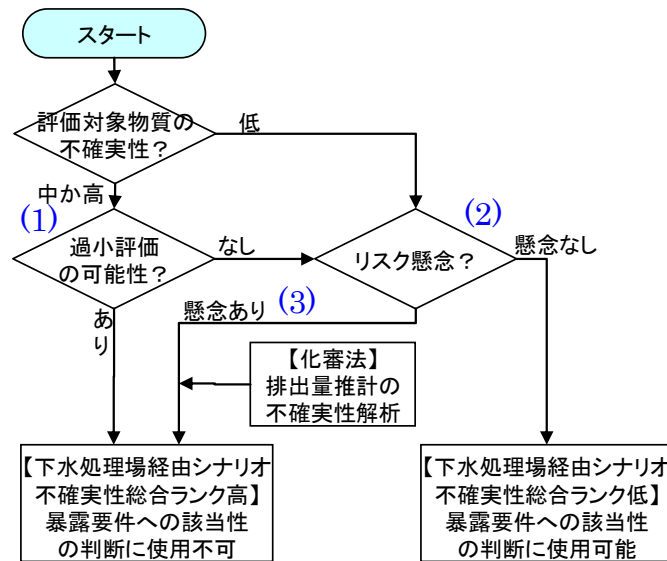
24

25 VII.4 下水処理場シナリオの局所評価の不確実性

26 下水処理場経由シナリオの局所評価結果に対する不確実性解析のフローを図表 VII-16
27 に示す。図中の(1)~(3)について順に説明する。

28

¹ 28 日間反復投与毒性試験で LOEL が得られている場合の不確実係数積は 10,000 である（「本編 第 6 章 6.2.2 (1)不確実係数の設定」参照）。



図表 VII-16 下水道処理場経由シナリオの局所評価の不確実性解析のフロー

(1) 評価対象物質の不確実性

評価対象物質の不確実性が高い場合であっても、そのことがリスク推計結果の過小評価をもたらすおそれがないければ不確実性解析を先に進める。その判断の理由はリスク評価書に記載する。

この部分は排出源毎の局所評価の不確実性の考え方と同様である（「VII.3.1(1)評価対象物質の不確実性」参照）。

(2) リスク懸念なしの場合

このシナリオでは、基本的に下水道処理率をゼロとしており、それでリスク懸念なしであれば、不確実性のランクは「低」とする。

(3) リスク懸念ありの場合

このシナリオによる暴露量は、日本全国で使用された当該化学物質に起因する平均化された代表値であり、これを用いたリスク推計でリスクの懸念があるということは、下水道処理場からの流入のある河川に関連する暴露で全国的にリスクが懸念されるということの意味する。そのため、排出源一つがリスク懸念ありとなった場合とは影響の規模が異なるということになる。

リスク懸念ありであれば、推計排出量の不確実性解析を行ったうえで、基本的には評価Ⅲにおいて情報収集の上、評価しなおすことに繋がると想定される。

推計排出量の不確実性のランク付けは、基本的に「VII.3.3.1 推計排出量の不確実性」と同様に行う。当該シナリオに係る用途分類毎に水域排出に係る排出量に関して、用途分類の関連付け、排出係数デフォルト値、排出係数選択基準の物理化学的性状の3つの観点

1 からランク付けをする。これは、評価Ⅲで収集すべき情報の検討の参考にする。

2

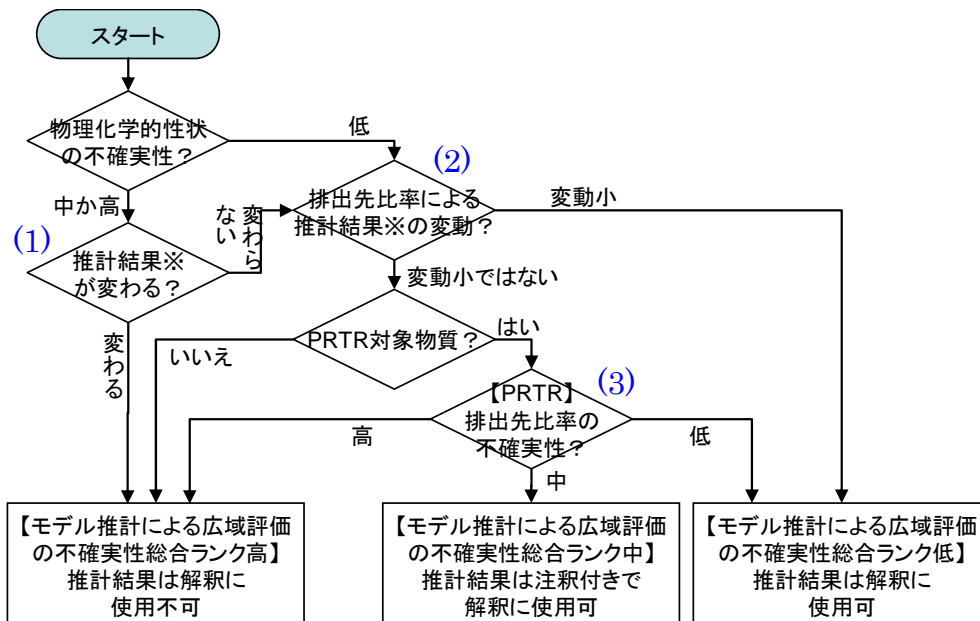
3 VII.5 モデル推計による広域評価の不確実性

4 モデル推計による広域評価結果に対する不確実性総合ランクの導き方を解説する。この
5 部分の不確実性のランクによって、この結果が本編 11.4.1 (2) ②示したような暴露状況
6 の解釈に使用できるかの判断と、次節 VII.6 の広域におけるリスク推計を行う意味がある
7 かの判断に関係する。

8 不確実性解析のフローを図表 VII-17 に示す。

9 広域モデル推計では、物理化学的性状と排出量の排出先媒体比率（全排出量に占める大
10 気、水域、土壌への排出比率）が推計結果（環境中分配比率、人の摂取量の経路別比率、
11 定常到達時間）を左右する。そのため、この二つの項目から不確実性のランクを振り分け
12 る。なお、評価対象物質の不確実性が高い（物質の特定が不適切な）場合は、このモデル
13 推計を行うこと自体に意味がないため、フローからは省いている。

14 (1)～(3)のポイントについて順に説明する。



※環境中分配比率、人の摂取量の経路別比率及び定常到達時間の3項目

15

16 図表 VII-17 モデル推計による広域評価の不確実性解析のフロー

17

18 (1) 物理化学的性状データの不確実性

19 物理化学的性状データの不確実性が低くない場合であっても、その推計結果への感度
20 が低ければ、不確実性解析を先に進める。ここでは、物理化学的性状による数理モデルの
21 応答を必要に応じて確認する。例えば、摂取量の経路別比率を大きく左右する物理化学的
22 性状の項目のデータの不確実性が高ければ、その結果は解釈に使用できないため、不確実

1 性ランクは「高」とし、原則としてここで不確実性解析を打ち切る。

2

3 (2) 排出先媒体比率による推計結果の変動

4 排出量の排出先媒体比率については、多くの場合、環境中分配比率やその結果として人
5 の摂取量の経路別比率を左右するが、物理化学的性状の組み合わせによってはこれらの比
6 率があまり変動しないこともある。そのような物質の場合は、排出先媒体比率の不確実性
7 に左右されないとして、不確実性ランクを「低」とする。

8 排出先媒体比率による推計結果の変化が大きい場合で、化審法の届出情報に基づく排出
9 量しか得られない場合、不確実性は高いとする。これは、独立に設定された大気への排出
10 係数と水域への排出係数により算出される推計排出量の排出先媒体比率について、何の確
11 度も与えられないためである。

12

13 (3) PRTR 対象物質である場合の排出先媒体比率の不確実性

14 PRTR 対象物質であれば、PRTR データにおける総排出量に占める届出データの割合等
15 により、図表 VII-18 のように標記の不確実性のランクを付与する。個別に判断した場合
16 はリスク評価書に理由を記載する。

17 この判断基準については、広域評価モデルの感度解析等を進めて例示を追加するなど、
18 検討の余地がある。

19

20 図表 VII-18 PRTR 情報による排出先媒体比率の値の不確実性ランクと判断基準（例）

低	個別に判断
・ 総排出量に占める届出分の割合が大きい ・ 自然発生源・他の物質からの生成等は知られていない	【左記以外の場合】

21

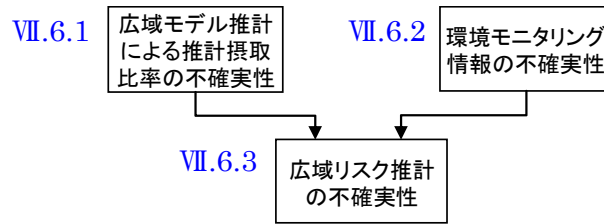
22 VII.6 環境モニタリング情報を用いた広域評価（リスク推 23 計）の不確実性

24

25 この不確実性解析は、広域評価のシナリオに適合する環境モニタリング情報が得られ、
26 それを用いたリスク推計を行った場合に実施する。

27 この部分の不確実性の構成を図表 VII-19 に示す。図中の VII.6.1～VII.6.3 について順
28 に説明する。

29



1
2 **図表 VII-19 環境モニタリング情報を用いた広域評価（リスク推計）の**
3 **不確実性の構成要素**

4
5 **VII.6.1 広域モデル推計による摂取量の経路別比率の不確実性**

6 広域評価のシナリオにおけるリスク推計は、モデル推計による人の摂取量の経路別比率
7 をみて、その主要暴露経路に係る環境モニタリング情報が得られた場合に可能となる。例
8 えば、モデル推計によって広域環境では人の主要暴露経路は大気と推計され、適切な大気
9 中濃度のモニタリング情報が得られた場合、摂取量に換算し、有害性評価値と比較してリ
10 スク推計を行うことができる。そのため、摂取量の経路別比率の推計値の不確実性が高い
11 場合は、たとえ環境モニタリング情報が得られたとしてもその部分の摂取経路の寄与が不
12 明なため、リスク推計には至らない¹。

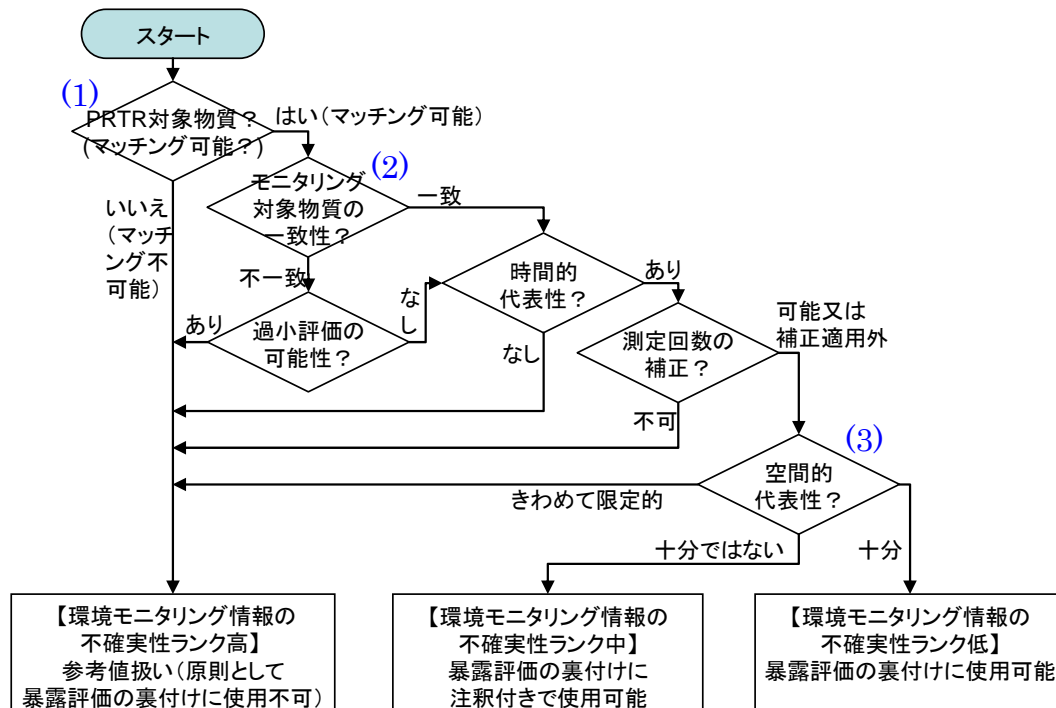
13 以上より、広域評価でリスク推計を行うのは、前節 VII.5 の広域モデル推計による不確
14 実性ランクが「低」または「中」であることが前提となる¹。

15
16 **VII.6.2 環境モニタリング情報の不確実性**

17 環境モニタリング情報については、「本編 10.6.2 (1) 暴露評価の裏付けに使用可能な条
18 件」で説明したように、暴露シナリオに対する代表性（時間的、空間的）と統計的な代表
19 性を満たす場合に暴露評価の裏付けに使用可能とした。リスク推計に用いる環境モニタリ
20 ング情報はこれら条件を満たすものを不確実性ランク「低」とする。

21 これらの考慮事項を含め、環境モニタリング情報の不確実性解析のフローを図表 VII-20
22 に示す。図中の(1)～(3) について順に説明する。

¹ このとき、有害性が局所影響であるとして経路別にリスク推計を行う場合は別である。例えば吸入経路で局所影響がみられ、その影響に関するリスク推計を行う場合は、摂取経路比率の数値やその不確実性とは関係なく、適切な環境モニタリング情報が得られればリスク推計が可能となる。



図表 VII-20 環境モニタリング情報の不確実性解析のフロー

(1) PRTR 対象物質

固定排出源と環境モニタリング測定地点の近接性によって局所評価と広域評価に用いる環境モニタリング情報を区分けするため、PRTR 対象物質であることが前提条件となる。

(2) 環境モニタリング対象物質と評価対象物質の一致性

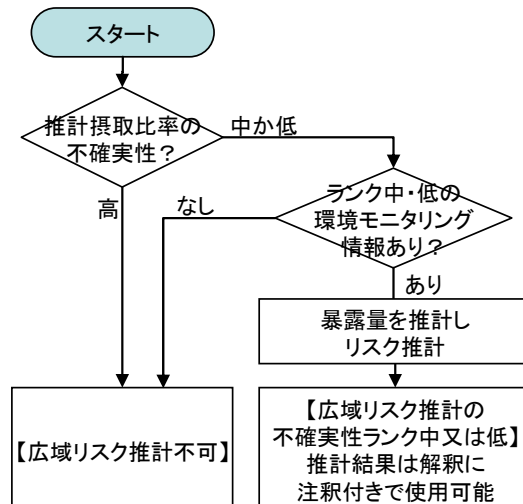
リスクキャラクターゼーションの要素の「本編 11.4.3 (1) 対象物質のプロファイル」に係る部分である。プロファイルで示す内容のうち、評価対象物質と環境モニタリング対象物質の一致性を確認し、ギャップの有無と過小評価の可能性からフローが分かれる。過小評価の可能性がなければ不確実性解析を進める。例えば、環境モニタリング情報ではオルト、メタ、パラ体の混合物として測定されているが、評価対象物質はパラ体である場合等である。

(3) 空間的 代表性

広域評価の測定地点として、数箇所である場合と数百地点である場合で不確実性のランクが分かれるという考え方である。

1 VII.6.3 広域評価のリスク推計の不確実性

- 2 広域評価のリスク推計の不確実性は、前記 VII.6.1 と VII.6.2 の結果より、図表 VII-21
3 に示すように導出する。不確実性「高」以外の場合は、環境モニタリング情報が得られれ
4 ば、リスク推計に利用する。
5 その際は、有害性評価値と測定値の定量下限値との関係にも留意する。



6

7

図表 VII-21 広域評価（リスク推計）の不確実性解析のフロー

8