

化審法における優先評価化学物質に関する
リスク評価の技術ガイダンス（NITE 案）

VIII. 環境モニタリング情報を用いた
暴露評価

Ver.1.0

平成 26 年 5 月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

はじめに

本技術ガイダンス（NITE 案）は、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下、「化審法」という。）における優先評価化学物質の標準的なリスク評価の手法に関し、独立行政法人製品評価技術基盤機構（NITE）が化審法を所管する厚生労働省、経済産業省、環境省（以下、「3 省」という。）に提案している文書である。

化審法では、リスクが十分に低いとは判断できない物質を、3 省が優先評価化学物質に指定し、そのリスク評価を行う。このリスク評価の手法は、平成 23 年度に 3 省の合同審議会において審議され、意見募集を経て公開された。この手法に関する資料の 1 つである「化審法に基づく優先評価化学物質のリスク評価の基本的な考え方」では、「科学的根拠や国際的動向を踏まえて構築し、透明性を担保するために技術ガイダンスとして公開することとする。」と記載されている。

NITE は、経済産業省からの「独立行政法人製品評価技術基盤機構に対する第三期中期目標」に対し、それを達成するための第三期中期計画及び年度計画の中で、化審法のリスク評価手法に関する技術ガイダンスの作成を支援することになっている。そのため、独自に技術ガイダンス案を順次作成（ただし、手法の中には NITE が技術ガイダンス案を作成しない部分も含まれる）し、3 省に提案している。これは過去に以下の経済産業省の委託調査を NITE が受託し、リスク評価手法を検討してきた経験がベースになっている。

- ・ 平成 18 年度環境対応技術開発等（化学物質の有害性評価・リスク評価のための基盤情報の整備及び評価スキームの確立）
- ・ 平成 19 年度環境対応技術開発等（化審法における監視化学物質のリスク評価スキームに関する調査）
- ・ 平成 20 年度環境対応技術開発等（化審法における監視化学物質のリスク評価スキームに関する調査）
- ・ 平成 21 年度環境対応技術開発等（改正化審法における化学物質のリスク評価スキームに関する調査）

なお、本技術ガイダンス（NITE 案）は、上記のような状況で作成しており、まだ未作成部分があるほか、更なる検討等により変更される可能性がある。また、今後の 3 省における運用上の扱いに関する検討や技術的な知見の蓄積等により、順次、修正が行われる予定である。

平成 26 年 3 月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

改訂履歴

Version	日付	改訂内容
Ver .1.0	平成 26 年 5 月	初版

目 次

VIII. 環境モニタリング情報を用いた暴露評価	1
VIII.1 はじめに.....	1
VIII.1.1 本章の位置づけ.....	1
VIII.1.2 他の章との関係.....	2
VIII.2 環境モニタリング情報の利用目的と役割	4
VIII.2.1 環境モニタリング情報を利用する目的	4
VIII.2.2 環境モニタリング情報の役割.....	4
VIII.2.3 環境モニタリング情報と数理モデルによる推計結果との関係.....	6
VIII.3 環境モニタリング情報の特徴と利用において考慮する点.....	7
VIII.3.1 環境モニタリング情報の特徴.....	7
VIII.3.2 環境モニタリング情報を暴露評価に利用する場合に考慮する点	10
VIII.4 環境モニタリング情報の利用方法.....	14
VIII.4.1 環境中の検出状況の経年変化の概観.....	15
VIII.4.2 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握	15
VIII.5 追加モニタリング調査	23
VIII.5.1 追加モニタリング	23
VIII.5.2 事業者が自主的に行う環境モニタリング調査等.....	24
VIII.6 付属資料.....	25
VIII.6.1 収集する環境モニタリング情報と整理方法	25
VIII.6.2 排出源との近接性の判断方法.....	30
VIII.6.3 測定頻度に応じた補正係数の導出方法	32
VIII.6.4 数理モデルによる推計値との比較における留意点.....	39

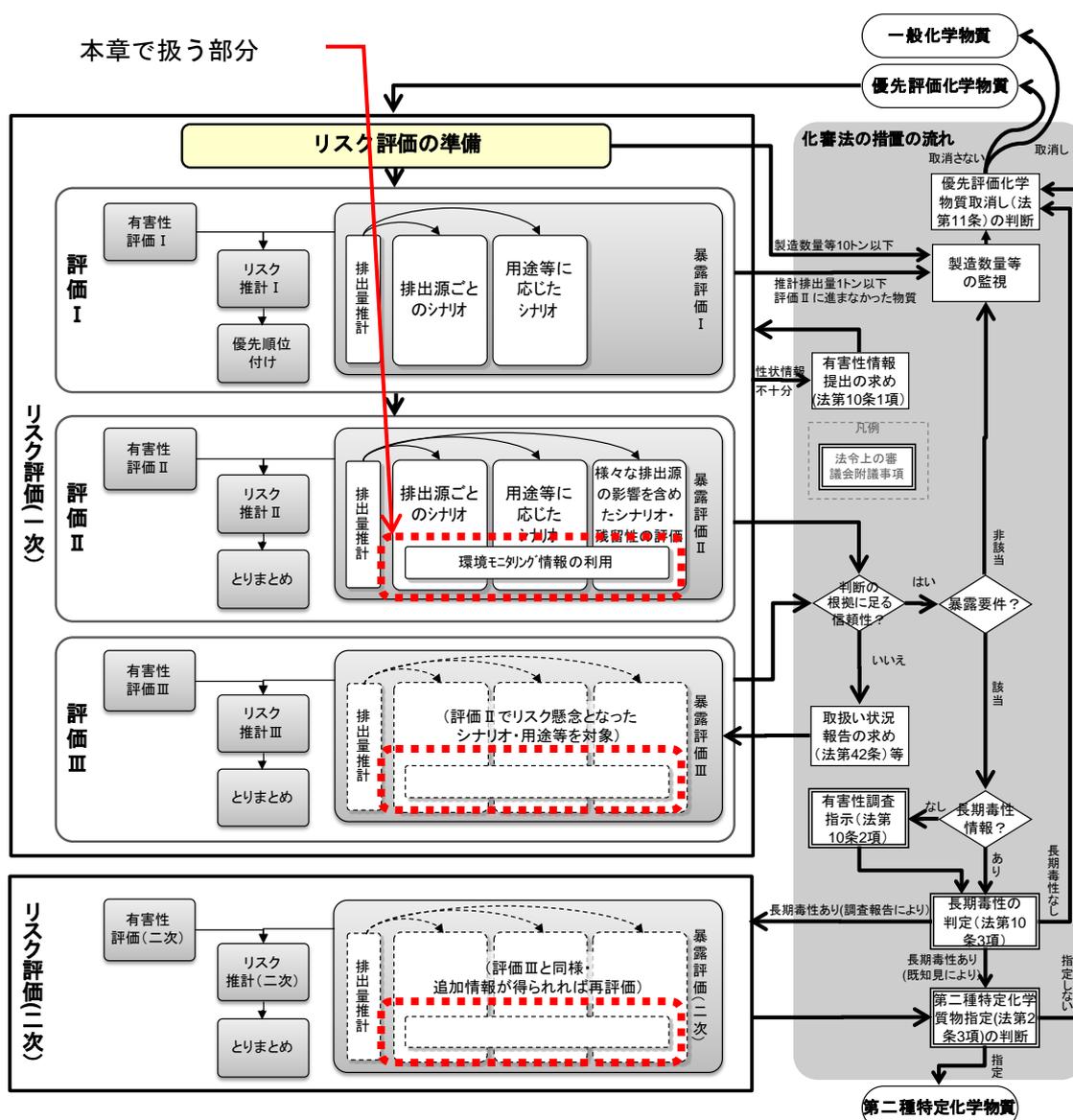
1 VIII. 環境モニタリング情報を用いた暴露評価

2 VIII.1 はじめに

3 VIII.1.1 本章の位置づけ

4 本章では、優先評価化学物質のリスク評価における暴露評価のうち、環境モニタリング
5 情報を用いた暴露評価について記載する。リスク評価スキーム全体における本章で扱う部
6 分を図表 VIII-1 に示す。

7 環境モニタリング情報は評価Ⅱ以降で利用する。



図表 VIII-1 リスク評価スキームにおける本章で扱う部分

8
9
10

1

2 なお、本章全体にわたって、「環境モニタリングデータ」と記載するときは測定値もしくは
3 は測定値の集合を指し、「環境モニタリング情報」と記載するときは測定値も含め、より広
4 義に測定地点等の関連情報も包含するというように概ね区別している。

5 また、本章では「長期平均値」や「年平均値」という用語を使用するが、これらは算術
6 平均をさすものとする。

7

8 VIII.1.2 他の章との関係

9 本リスク評価スキームでは、以下に挙げる複数の暴露シナリオが設定されている。

10

- 11 ・ 排出源ごとの暴露シナリオ
- 12 ・ 用途等に応じた暴露シナリオ
 - 13 ➤ 大気系の非点源シナリオ
 - 14 ➤ 水系の非点源シナリオ
 - 15 ➤ 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ
 - 16 ➤ 地下水汚染の可能性シナリオ
- 17 ・ 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ

18 それぞれのシナリオの中で暴露評価に利用する情報源としては以下の 3 つがある。

- 19 ・ 化審法の製造数量等の届出情報
- 20 ・ PRTR 情報
- 21 ・ 環境モニタリング情報

22

23 前節で述べた通り、各シナリオの環境モニタリング情報を用いる部分は本章に記述し、
24 数理モデルを用いる部分は排出源ごとの暴露シナリオについては技術ガイダンスV章、用
25 途等に応じた暴露シナリオについては同VI章、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ
26 については同VII章に記述している。

27 以上の関係を図表 VIII-2 に示す。

28

29

組合せ シナリオ	化審法情報	化審法情報 PRTR情報	化審法情報 モニタリング情報	化審法情報 PRTR情報 モニタリング情報	
排出源ごとの 暴露シナリオ (V章)	【化審法】必ず推計	【PRTR】届出情報を用いて推計		【PRTR】届出情報を用いて推計 【モニタリング】当該シナリオに対応する モニタリング情報が得られれば利用	VIII.4.2.2
様々な排出 源の影響を 含めた 暴露シナリオ (VII章)	【化審法】必ず推計	【PRTR】PRTR情報を用いて推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】PRTR情報を用いて推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用	VIII.4.2.4
用途等 に応じた シナリオ (VI章)	【化審法】該当する用途があった場合に非点源の寄与分を推計	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用	VIII.4.2.3 (1)
		【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用	VIII.4.2.3 (2)
		【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】シナリオに対応するモニタリング情報が得られれば利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	VIII.4.2.3 (3)

1

2

図表 VIII-2 暴露シナリオの種類と他の章との関係及び本章で記述する部分¹

¹ 「優先評価化学物質のリスク評価手法について」 (平成 24 年 1 月) の「図表 28 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い」を抜粋し、加筆。
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskassess.pdf

1

2 VIII.2 環境モニタリング情報の利用目的と役割

3 本節では、環境モニタリング情報の利用の位置づけとして、VIII.2.1 で目的、VIII.2.2 で
4 役割、VIII.2.3 で数理モデルの推計結果との関係について述べる。

5

6 VIII.2.1 環境モニタリング情報を利用する目的

7 本スキームでは環境モニタリング情報を以下の 3 つの目的で利用する。

8

9 (ア) 環境中での検出状況の経年的な概観

10 (イ) 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握

11 (ウ) 暴露評価に適用している環境中濃度を推計する数理モデルの推計精度の確認

12

13 このうち、(ア)、(イ)については対象物質ごとに検討し評価Ⅱ以降のリスク評価書に整理
14 する内容であり、本章では主にこれらについて解説する。

15 (ウ)については、個別の物質ごとというより複数の物質を併せて比較することにより、推
16 計手法の精度や限界、推計精度と物質の特徴との関係等を知るためのものである¹。(ウ)に
17 ついての留意点は、付属資料VIII.6.4 に記載した。

18 (ア)と(イ)の利用方法は VIII.4 で後述する。

19

20 VIII.2.2 環境モニタリング情報の役割

21 暴露評価における環境モニタリング情報の重要な役割には以下の 2 つがある。いずれも
22 環境モニタリング情報にしか担えない側面である。

23

24 (ア) 数理モデルによる推計値に対して実測値のファクトとしての裏付けを与える。

25 (イ) 排出量が把握できない又は未知の排出源からの寄与も含めた暴露状況の手がかりと
26 なり得る。

27

28 (ア)については以下のとおりである。評価Ⅱにおいて暴露評価に利用する 3 つの情報源(製
29 造数量等の届出情報、PRTR 情報、環境モニタリング情報)のうち、環境モニタリング情
30 報だけが環境中濃度の実測値である。本スキームでは、暴露評価に利用する場合に考慮す
31 る点 (VIII.3.2 で後述) を満たしている環境モニタリング情報を暴露濃度として利用する。

32 (イ)については以下のとおりである。数理モデルによる暴露評価では入力した排出量に係
33 る結果のみが出力される。逆に言えば、排出量が把握できない排出源に関しては評価を行
34 うことができない。以下に、製造数量等の届出情報と PRTR 情報で捕捉している排出源の

¹ 評価に用いる数理モデルの推計精度等の確認は、推計結果の解釈をする評価者の知見の
一つとなり得る。

1 範囲と、環境モニタリング情報との関係を図表 VIII-3 を使って説明する。

2

3 図表 VIII-3 暴露評価に用いる情報源別の対象とし得る排出源の違い

		排出源の種類				
		化審法対象用途	化審法対象除外用途	その他の排出源 (例)		
				移動体	自然発生源	国外の汚染
ライフサイクル ステージ	製造段階	○				
	調合・工業的使用段階	○				
	家庭等使用段階	○				
	長期使用製品の 使用段階	○				
	廃棄処理段階					
PRTR情報を用いる場合に対象とする排出源						
ライフサイクル ステージ	製造段階	○	○			
	調合・工業的使用段階	○	○			
	家庭等使用段階	○	○	○		
	長期使用製品の 使用段階					
	廃棄処理段階					
環境モニタリング情報を用いる場合に含まれる排出源						
ライフサイクル ステージ	製造段階					
	調合・工業的使用段階					
	家庭等使用段階	○		○		
	長期使用製品の 使用段階					
	廃棄処理段階					

4

5 図表 VIII-3 には、横方向に排出源の種類、縦方向に化学物質のライフサイクルステージ
6 を示し、一つ目の表で製造数量等の届出情報を用いる場合に対象となる排出源を示し、二
7 つ目の表でPRTR情報を用いる場合に対象とする（届出排出量と推計排出量を含む）排出
8 源を示している。三つ目の表で環境モニタリング情報を用いる場合に含まれる排出源を
9 示しており、自然発生源、国外の汚染等については、製造数量等の届出情報、PRTR情報¹の
10 いずれでも排出量が把握できない部分である。このような、量を把握していない又は未知
11 の排出源からの寄与も含めた暴露状況を知るには、環境モニタリング情報は唯一の手立て
12 となる。

13 例えば、以下のような例が挙げられる。PRTR 届出事業所のいずれからも寄与がないと
14 想定される環境モニタリングデータで、リスクが懸念されるような環境中濃度が検出され
15 るような場合、PRTR 届出外排出量で推計対象の排出源もしくはそれ以外の排出源の寄与
16 が考えられる。暴露要件に抵触するような汚染が見込まれる際には、その排出源を類推し
17 化審法の製造、輸入、使用等によるものなのかの解析が必要となる。環境モニタリング情

¹ PRTR 届出外データには一部、他の物質からの生成が含まれる。

1 報はそのような次のステップへのきっかけとなりうる。
2 したがって、環境モニタリング情報が利用できる場合には、そのような手がかりを見逃
3 さない姿勢が重要となる。

5 VIII.2.3 環境モニタリング情報と数理モデルによる推計結果との関係

6 前節で述べたように、環境モニタリング情報は、数理モデルによる推計値に対して実測
7 値のファクトとしての裏付けを与える。しかし環境モニタリング情報単独ではリスク評価
8 の結論を導くことは通常困難である。

9 理由は以下の 2 つである。

10

11 (ア) すべての優先評価化学物質について環境モニタリング情報は利用できない。

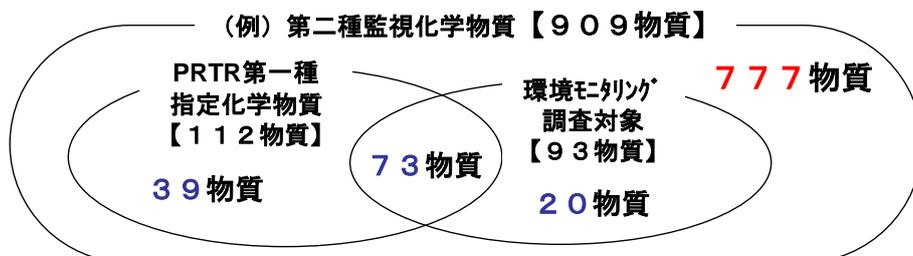
12 (イ) 環境モニタリング情報単独では測定濃度と排出源との関連付けや解釈が困難である。

13

14 (ア)については、リスク評価が必要な優先評価化学物質のすべてに対しては環境モニタリ
15 ング調査を行うことができないためである。行うことができない理由は、財政上の制約の
16 みならず技術的にも測定手法が確立していない場合や、測定が不可能な物質（構造不定物
17 質等）があるためである。また、対象物質の想定される暴露経路（大気、飲料水、食物等）
18 を網羅する実測データを得ることも通常は困難である。

19 旧第二種監視化学物質で例示すると、図表 VIII-4 に示すように、環境モニタリング調査
20 対象となっているのは物質数にして全体の約 1 割であった。

21



22

23 平成 20 年 6 月時点。環境モニタリング調査は過去 10 年間に大気・水域・魚介類・食事等のい
24 ずれかの測定がなされた物質の数。

25 図表 VIII-4 旧第二種監視化学物質の暴露関連情報の多寡に関する内訳

26

27 (イ)については、仮に環境汚染が示唆されても、その原因が化審法に係る化学物質の製造、
28 輸入、使用等に関連があり、それを規制することによる環境汚染の低減の効果が予見され
29 ることが伴わなければ、第二種特定化学物質への指定等の行政上の判断は困難であること
30 に関連する。例えば、化審法の規制対象外の排出源（化審法の適用除外用途に係る排出、
31 自然発生源等）が環境汚染の主要因であるような場合に、それを認識せずに化審法で規制
32 をすることは過剰規制のみならず本来の原因を見逃すことにも繋がりうる。

1 環境汚染の状況を認定する際の考え方として、逐条解説に以下のような記述がある。こ
2 こでは化学物質の製造、輸入、使用等の状況と環境汚染との因果関係が科学的に裏付けら
3 れることの重要性が述べられている。

4 例えば、ある地域でその化学物質が検出されたことのみをもって第二種特定化学物質とし
5 て指定することはできず、その検出されたという事実が偶然の結果ではなく、当該化学物
6 質の製造、輸入、使用等の状況から総合的に判断して、検出されることが当然であると認
7 められるものでなければならない。また、このことは、逆に、たとえ当該化学物質の環境
8 モニタリングデータがなくても、当該化学物質の製造、輸入、使用等の状況から判断して、
9 相当程度、環境を汚染していると推定されるときには、第二種特定化学物質として指定し
10 うることを意味している。

11 したがって、環境モニタリング情報が利用でき、それにより環境汚染が示唆されても、
12 その原因を解釈するために製造数量等の届出情報や PRTR 情報に基づく数理モデルによる
13 推計結果と補足し合って総合的に評価をすることが必然的に求められる。

14 以上より、本スキームにおいて環境モニタリング情報は、数理モデルによる推計結果と
15 相補的に用いる。

18 VIII.3 環境モニタリング情報の特徴と利用において考慮す 19 る点

20 本節では、環境モニタリング情報の特徴を整理するとともに（VIII.3.1）、それを踏まえ、
21 暴露評価に利用する場合に考慮する点（VIII.3.2）について述べる。

23 VIII.3.1 環境モニタリング情報の特徴

24 VIII.3.1.1 全般的な特徴

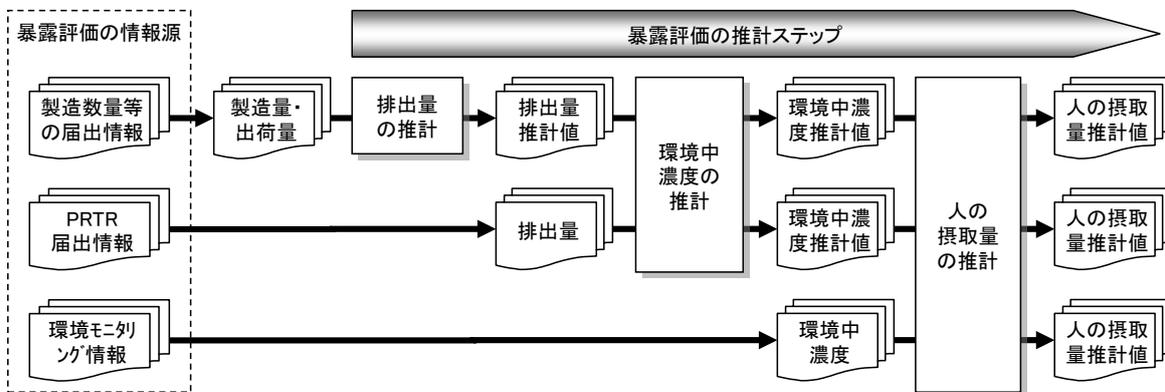
25 評価Ⅱにおいて暴露評価の基となる情報源には図表 VIII-5 及び図表 VIII-6 に示す 3 種
26 類がある。情報源別の概要と特徴を図表 VIII-5 に、暴露評価における推計ステップの違い
27 を図表 VIII-6 に示す。

1
2

図表 VIII-5 暴露評価に用いる情報源と特徴等

情報源	概要	主な特徴	
		長所	短所／留意点
製造数量等の届出情報	化審法に基づく製造・輸入事業者ごとの ・ 都道府県別製造数量 ・ 輸入数量 ・ 都道府県別・詳細用途別出荷数量	すべての優先評価化学物質が有する	<ul style="list-style-type: none"> この情報を用いた推計結果は多段階の推計ステップを重ねるため、相対的な量 第二種特定化学物質指定等の最終判断の前には個別の取扱い状況等の追加情報が必要
PRTR 情報	化管法に基づく ・ 取扱い事業者による届出排出量 ・ 国による推計排出量	届出排出量データは個別排出源別・媒体別で具体的	<ul style="list-style-type: none"> 一部の優先評価化学物質のみ有する 化学物質の範囲が優先評価化学物質とは一致しない場合がある
環境モニタリング情報	環境媒体 (大気、河川水、海水、底質、魚介類等) や食物中の化学物質の実測濃度	<ul style="list-style-type: none"> 人又は生物が暴露される実環境の濃度レベルを把握できる 数理モデルによる推計濃度の裏付けとなりうる 	<ul style="list-style-type: none"> 排出源の範囲が化審法の規制対象とは必ずしも一致しない 推計排出量は都道府県別であり、必ずしも媒体別ではない 単独では、化審法の規制対象由来の排出か等の解釈が困難 複数の暴露経路からの人の暴露量の把握は困難 測定回数によっては、暴露シナリオで想定している濃度 (長期間平均値等) を代表しない

3



4

図表 VIII-6 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い

5
6

環境モニタリング情報が暴露評価に利用できる場合、図表 VIII-6 に示すように排出量や環境中濃度の推計を行う必要はないので、数理モデルによる環境中濃度の推計値よりも精度・確度が高いという考え方がある。

その一方で、環境モニタリング情報は図表 VIII-5 の短所／留意点に記載した内容や、以下に挙げるような特徴があるため、暴露評価への適用に当たっては、暴露評価 (リスク評価) の目的への適合性¹の観点から、情報の信頼性、時間的・空間的な代表性を吟味する必

¹ 例えば、事故時等の急性毒性のリスク評価をするには短期間のピーク濃度の測定が必要

- 1 要がある。
2
3 (ア) ある場所、ある時間のスナップショット的な記録
4 (イ) 以下のような要因による大きなばらつきと不確実性を内包
5 ・ 分析方法・分析精度 例：公定法？サンプルの取扱いが適切？
6 ・ サンプルングの場所 例：ホットスポット（局地的に濃度が高い地点）？
7 バックグラウンド？
8 ・ 時間的な変動 例：工場稼働時？平日？休日？無風時？干潮時？季節？
9 ・ 空間的な変動 例：排出源近傍？風下？風上？上流？河口？
10 ・ サンプルングの頻度 例：単発？毎月？連続？
11

12 VIII.3.1.2 環境媒体ごとの特徴

13 環境モニタリング調査は、環境中の様々な媒体を対象に行われている。環境モニタリン
14 グデータの調査環境媒体ごとの特徴について整理し、図表 VIII-7 に示した。以下順に説明
15 する。

16 一般的に化学物質の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
17 グデータには時間による変動がある。図表 VIII-7 に示したように、大気、公共用水域の水
18 質は、時間変動が大きい風速、流速により希釈の程度が変わるので、各々の測定濃度はあ
19 る一定の短いサンプルング期間内での濃度を表している。一方、公共用水域の底質、魚介
20 類及び食物中濃度は、測定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
21 は地下水の流速等により時間的に変化するが、その変化のスケールは非常に長い時間であ
22 ると推測され、測定されるまでの期間の蓄積状況を表していると考えられる。

23

24 図表 VIII-7 環境モニタリングデータの調査環境媒体ごとの特徴

調査環境媒体	測定値の特徴	測定地点とのつながり	サンプルング頻度例
大気	特定の瞬間値もしくは サンプルング値	測定地点が明確である	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	特定期間の蓄積状況	測定地点が明確でない	1 回/年
魚介類			1 回/年
食物（陰膳方式）		産地が不明	1 回/年

25

26 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類中濃度には、測定地点が
27 情報として付記されている。ただし、魚介類のような生物は水域中を移動しているため、

であり、長期毒性のリスク評価をするには長期間の平均濃度を把握するための継続的な測定が必要であるなど。

1 その測定地点には不確実性が伴う。また、地下水の測定地点に関しては、近年、個人情報
2 保護の観点から詳細情報がないため、測定地点を特定することは困難である。一方、陰膳
3 方式で測定された食物中濃度は、様々な食物が含まれ、調理された状況での人の暴露量の
4 把握を目的としているため、食物それぞれはサンプリング地点（産地）との関係が明確に
5 なっていない¹。

6 以上の特徴を踏まえてデータ使用の際に考慮する点は、次節 VIII.3.2 で述べる。

8 VIII.3.2 環境モニタリング情報を暴露評価に利用する場合に考慮する点

9 前節で記載した環境モニタリング情報の特徴を踏まえ、環境モニタリング情報の利用に
10 当たっては本スキームの暴露評価の目的との適合性を考慮するものとする。具体的には、
11 REACH-TGD等における「暴露評価の裏付けに使用可能な環境モニタリング情報の品質基
12 準²」を参考にして、以下(ア)～(ウ)の3点を考慮する。

13 原則として、これらを満たす環境モニタリング情報であれば「暴露評価の裏付けに使用
14 可能」とし、暴露シナリオごとの環境中濃度として利用する (VIII.4.2 参照)。いずれかを
15 満たさない場合は、暴露濃度等としてリスク評価には直接使用せず、参考値扱いとする³。

16 (ア) 分析精度等の信頼性

17 (イ) 暴露シナリオに対する代表性⁴

18 (ウ) 統計的な代表性

19 (ア)については、国が主体である調査結果を利用することにより担保されているものとみ
20 なし、具体的に利用する環境モニタリング情報を次節 VIII.3.2.1 で示す。その他の調査結
21 果を利用する場合は個別に判断する。また、環境モニタリングの測定対象物質と、評価II
22
23

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。

2 ECHA (2012) Guidance on information requirements and chemical safety assessment.
Chapter R.16.4 Measured Data における Quality criteria for use of existing measured
data.

これは以下の OECD の文書を引用している。

OECD (2000) Report of the OECD Workshop on Improving the Use of Monitoring
Data in the Exposure Assessment of Industrial Chemicals. Series on Testing and
Assessment No. 18.

<http://192.168.11.103:1812/servlet/com.trend.iwss.user.servlet.sendFile?downloadfile=IRES-1835731524-1364824544-1491395696-21190.com>

この OECD の文書は以下の改訂版が出されている。

OECD (2013) Guidance document for exposure for exposure assessment based on
environmental monitoring. Series on Testing and Assessment No. 185.

<http://192.168.11.103:1812/servlet/com.trend.iwss.user.servlet.sendFile?downloadfile=IRES-2127378353-387243048-1208935808-20489>

3 環境モニタリングデータの媒体の種類によって、3つの項目についての要件を満たす必
要があるかどうかは分かれる。次項(2)で説明。

4 ここでいう代表性は、英語では“representativeness”である。

1 の評価対象物質 (技術ガイダンス I 章参照) の一致性に留意が必要である。優先評価化学
2 物質のリスク評価では、指定されている優先評価化学物質以外に評価対象物質を設定する
3 ことがある。両者の包含関係を確認し、環境モニタリングの測定対象物質が評価対象物質
4 の一部である場合や、その逆である場合は、その扱いについて個別に判断する。

5 (イ)については、暴露評価で想定しているシナリオを時間的・空間的に代表しているかど
6 うかという観点である。VIII.3.2.2 で説明する。

7 (ウ)については、統計的な代表値を得るのに十分な測定頻度であるかどうかという観点で
8 ある。本スキームでは長期毒性のリスク評価を行うため暴露濃度は長期平均値 (基本的
9 は年平均値) を用いることと関連し、このことについては VIII.3.2.3 で後述する。

11 VIII.3.2.1 分析精度等の信頼性を担保しているとみなす環境モニタリング情報

12 暴露評価Ⅱに利用する環境モニタリング情報は、原則として図表 VIII-8 に示したものを
13 利用する。暴露評価Ⅱの段階では、分析精度等に関する一定の信頼性を確保するため、国
14 が実施した既往の環境モニタリング情報を基本とし、過去 10 年以内の実測データを収集す
15 る。

16 各環境モニタリング情報の概要等 (目的、対象物質の選定基準、測定頻度や測定地点数
17 等) については付属資料 VIII.6.1 に記載している。

18 なお、事業者から提供を受けた環境モニタリング情報に関しては、測定手法や試験報告
19 書等を精査した上で利用の可否を検討するものとする。

21 図表 VIII-8 評価Ⅱで基本的に利用する国が実施した環境モニタリング情報

情報源 (調査名等)	実施主体等	測定媒体				
		大気	水質	底質	魚介類	食事
化学物質環境実態調査 (化学物質と環境) (エコ調査)	環境省	○	○	○	○	○
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	環境省、地方公共団体、国土交通省	○				
水環境保全に係る調査 (人健康) 要調査項目	環境省		○			
水質汚濁に係る要監視項目等の調査	環境省、国土交通省、地方公共団体		○			
公共用水域水質測定 (健康項目)	環境省、国土交通省、地方公共団体		○			
食事からの化学物質暴露量調査	環境省					○
全国一級河川における微量化学物質に関する実態調査 (ダイオキシン類、内分泌かく乱化学物質)	地方公共団体、国土交通省、環境省		○	○		

1 VIII.3.2.2 暴露シナリオに対する代表性

2 暴露シナリオに対する代表性には、時間的な代表性と空間的な代表性がある。

3

4 (1) 時間的な代表性

5 環境モニタリング情報の暴露シナリオに対する時間的な代表性については、「本スキーム
6 の暴露評価における暴露濃度は評価対象年度の排出量から推計された濃度であり、これと
7 対応する環境中濃度が得られているか」という観点で判断する。以下のような例が挙げら
8 れる。

9

10 例 1 : 対象物質の排出量はここ数年増加傾向にあり、一方環境モニタリング情報は 5
11 年前のものしか得られない。この場合、この環境モニタリング情報では現状の
12 環境中濃度を反映しておらず、想定している暴露シナリオに対する時間的な代
13 表性は乏しいと考えられる。

14 例 2 : 対象物質の排出量は過去 10 年間横ばいで、環境モニタリング情報は 5 年前の
15 ものがある。この場合、現状の環境中濃度は過去と大きな変化はないと考えら
16 れるため、現状の排出量の下での環境中濃度とみなせると考えられる。

17

18 以上のように、製造・輸入数量、排出量の経年変化と環境モニタリング調査の実施年度
19 とを付き合わせ、現状の排出量の下での環境中濃度として代表性があるかを確認して利用
20 する。代表性が乏しい場合は暴露濃度等としてリスク評価には直接使用せず、参考値扱い
21 とする。

22

23 (2) 空間的な代表性

24 空間的な代表性に関しては、排出源との近接性に関連する。環境モニタリング情報の利
25 用では、特定の排出源の影響を受けたデータか否かを区別することが解釈の上で重要であ
26 る。ここでは、固定排出源である PRTR 届出事業所と環境モニタリング調査の測定地点と
27 の位置関係から、環境モニタリングデータが特定の排出源の影響を受けると想定される範
28 囲（排出源ごとの暴露評価のエリアの範囲）のものか否かを判別する。

29 なお、この排出源との近接性の識別には排出源の緯度経度情報（水域の場合はさらに排
30 出先水域名）が必要であるため、評価Ⅱの段階では評価対象物質が PRTR 対象物質である
31 場合にのみ、この判別が可能となる。逆に言うと、PRTR 対象物質ではなく製造数量等の
32 届出情報と環境モニタリング情報を有する対象物質の場合、環境モニタリングデータの空
33 間的な代表性（排出源周辺か一般環境か）は判別不可能となる。このような環境モニタ
34 リングデータはリスク評価には直接使用せず、参考値扱いとする。なぜなら、その環境モニ
35 タリングデータから環境汚染が示唆されても、化審法に係る製造、輸入、使用等との因果
36 関係あるいはその寄与を裏付けることができないためである（VIII.2.2 参照）。

37 環境媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴を踏まえ（VIII.3.1.2 参照）、大気、公共

1 用水域の水質・底質、魚介類の測定地点と排出源の近接性を考慮する。一方、地下水の測
2 定地点は排出源との近接性を考慮できず、食事データは特定の排出源の影響を受けたもの
3 ではないと想定する。

4 また、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
5 報には、魚介類の種類や、陰膳とした食事の種類といった違いが含まれることに留意する
6 必要がある。

7

8 VIII.3.2.3 統計的な代表性

9 環境モニタリングデータの統計的な代表性は、暴露シナリオで想定する暴露量の統計量¹
10 を得るのに十分な測定頻度があるかどうかで判断する。本スキームの暴露シナリオで想定
11 する暴露量は「長期毒性のリスク評価の暴露濃度であるため長期平均値（基本的には年平均
12 平均値）」である（「技術ガイダンスV章参照）。これが年平均値であるとして、それを代表す
13 る統計量は測定年の測定値の算術平均である²。しかし測定値の平均は標本平均であって母
14 集団の平均ではない。例えば、年間の大気中濃度の変動を連続測定で捉え、その平均が母
15 集団の平均（仮に「理想的な年平均値」と呼ぶ。）とみなすとすれば、年に数回測定された
16 データの平均（ここでは「測定値の平均値」と呼ぶ。）は理想的な年平均値と乖離しうる。
17 過大にも過小にもなりうるが、リスク評価に使う暴露量としては特に過小になる場合は問
18 題となる³。

19 暴露評価には「理想的な年平均値」を使うのが望ましいが、実際に得られるのは年に数
20 回測定された値の平均値である。後者は測定頻度が少ないほど、理想的な年平均値から離
21 れる可能性が大きくなる。

22 本スキームでは、環境媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴を踏まえ (VIII.3.1.2 参
23 照)、時間変動の大きいと考えられる大気中濃度と河川水中濃度に関して、環境モニタリン
24 グデータから得られる測定値の平均値が、測定頻度に応じて理想的な年平均値からどの程
25 度乖離しうるかを定量化した⁴。それを補正係数として測定値の平均値に加味する（乗じる）

¹ 統計量：標本の平均、メディアン、最小値、最大値、パーセンタイル値等、標本を要約し、母集団の母数のいろいろな推測に使われるもの。

² US.EPA. (1992) Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. PB92-963373.

³ U.S. EPA のスーパーファンドサイトのリスク評価ガイダンスでは、単なる測定値の平均ではなく、真の平均の推計における不確実性を考慮して算術平均の 95% 上側信頼限界を暴露評価に用いることを推奨している。

U.S. EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002.

US.EPA (2003) Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10.

⁴ 標本平均から母集団平均を推定しその信頼区間はどの程度か、という統計的な話であるが、母集団の正規性は仮定できず標本数も大きくはないため、t 分布や中心極限定理の適用は不適切である。U.S. EPA がスーパーファンドサイトのリスク評価で推奨する算術平均の 95% 上側信頼限界は、標本数が少ないと非現実的な数値になる。このため、本

1 ことで過小評価を回避し、測定頻度の少ない環境モニタリングデータでも統計的な代表性
2 を有するデータとみなすものとする。したがって、環境モニタリング情報で年間の測定頻
3 度や公表データの属性（測定値か平均値か等）が不明な場合は暴露濃度等としてリスク評
4 価には直接使用せず、参考値扱いとする。

5 公共用水域の底質、地下水、魚介類、食事（陰膳）の測定値については、測定されるま
6 での期間の蓄積状況を表していると捉えられるため、測定頻度に係る補正は行わない。

7 大気中濃度と河川水中濃度の測定頻度に応じた補正係数の導出方法の概略と導出した数
8 値は付属資料 VIII.6.3 に記載している。

9
10

11 VIII.4 環境モニタリング情報の利用方法

12 VIII.2.1 で述べたとおり、本スキームでは環境モニタリング情報を以下の 3 つの目的で使
13 用する。ここでは、(ア)と(イ)の利用方法について記載する((ウ)については付属資料 VIII.6.4
14 を参照。)

15 (ア) 環境中での検出状況の経年的な概観

16 (イ) 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握

17 (ウ) 暴露評価に適用している環境中濃度を推計する数理モデルの推計精度の確認

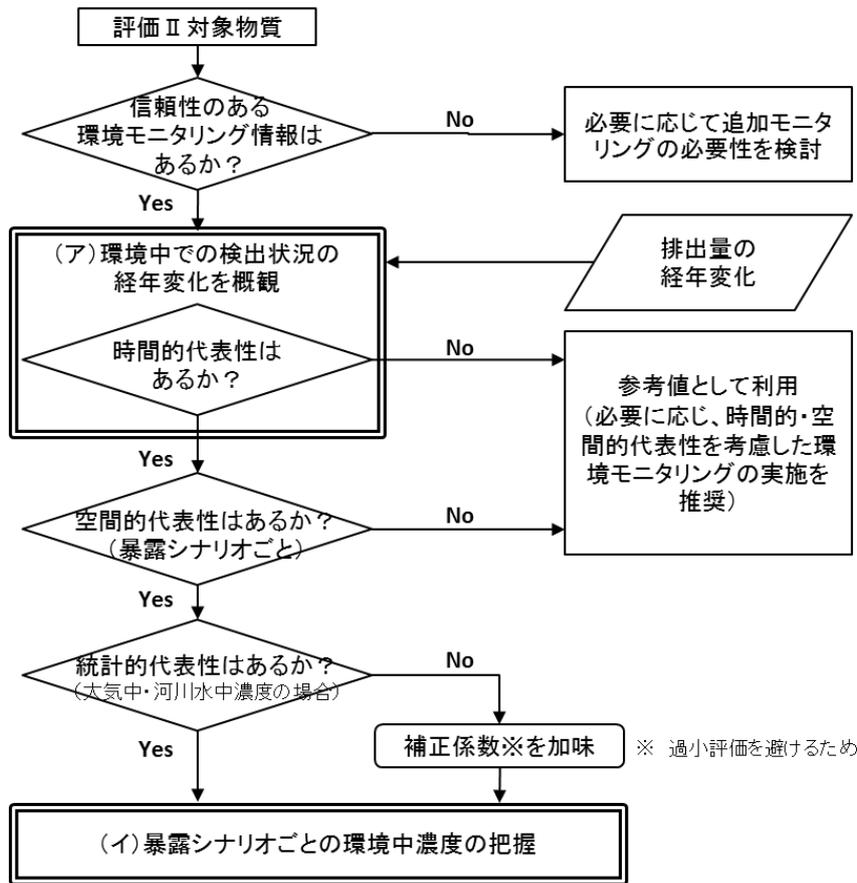
18 VIII.2.3 で説明したとおり、本スキームにおける暴露評価Ⅱでは、対象化学物質の環境モ
19 ニタリング情報が得られる場合は、化審法届出情報や PRTR 情報に基づいた数理モデルによ
20 る推計結果と併用することとしている。

21 わが国の環境モニタリング調査は、本スキームにおけるリスク評価の目的に応じたもの
22 となっているわけではない。しかし、信頼性・代表性が確保されている環境モニタリング
23 情報は、化審法届出情報や PRTR 情報を用いた数理モデルによる推計濃度を補足するもの
24 として有効に利用すべきである。

25 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
26 から、暴露評価の対象や目的に応じて、VIII.3.2 で説明したように分析方法や分析精度等の
27 信頼性、サンプリング頻度や期間及びサンプリング地点等による時間的・空間的な代表性
28 を判断する必要がある。以上のことを踏まえた環境モニタリング情報の利用フローを図表

スキームでは経験則によって入手できる統計量（測定値の平均）を評価用の数値（理想的な年平均値）に換算するアプローチをとった。このアプローチは「産業公害総合事前調査における環境濃度予測手法マニュアル」（1985 年、通商産業省立地公害局編）において、環境アセスメントのモデル推計による予測年平均値を、環境基準と比較するための年間日平均値の 2%除外値に換算する手法を参考にした。その手法では、過去の累積データから両者の回帰式を求めて前者から後者への換算に用いている。本スキームでは過去の累積データをシミュレーションで代替させて解析した。換算するための数値を補正係数と呼び、付属資料 VIII.6.3 にその導出方法を示している。

1 VIII-9 に示す。
2



3
4 図表 VIII-9 環境モニタリング情報の利用フロー
5

6 VIII.4.1 環境中の検出状況の経年変化の概観

7 本スキームでは、VIII.3.2.1 に示した国による環境モニタリング調査結果を利用する。
8 複数年の環境モニタリング情報が得られる場合には、環境媒体ごとの経年的な検出状況
9 を排出量等の経年変化と比較する。複数年の情報得られない場合にも、排出量等の経年
10 変化と比較する。これにより「暴露評価に利用する場合に考慮する点」のうち時間的な代
11 表性 (VIII.3.2.2 (1)参照) を有するかを媒体ごとに個別に判断する。これが満たされた環境
12 モニタリング情報を、暴露シナリオごとの暴露濃度の把握に使用する。

13 また、暴露評価Ⅱでは環境中での残留性をみるための指標として多媒体モデルを用い、
14 環境中の定常到達時間等を推計している (残留性の評価については VIII.4.2.5 参照。)。こ
15 の推計結果も参考にしながら検出状況を概観する。

16

17 VIII.4.2 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握

18 暴露評価Ⅱでは、複数の暴露シナリオについて数理モデルを利用して環境中濃度等の推

1 計を行う。暴露シナリオごとに想定している排出源、環境媒体、環境スケール等が異なる。
2 ここでは、暴露シナリオごとの環境中濃度の把握に環境モニタリング情報を用いるための
3 考え方と当てはめ方等について説明する。

4

5 VIII.4.2.1 各暴露シナリオに共通する考え方

6 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、地下水、
7 魚介類及び食事の環境モニタリング情報を用いる。人に対する暴露を考える場合には大気、
8 公共用水域の水質、地下水、魚介類及び食事の 5 媒体の情報を、生態（水生生物・底生生
9 物）に対する暴露を考える場合には公共用水域の水質、公共用水域の底質の 2 媒体の情報
10 を利用する。なお、公共用水域とは河川、湖沼、海域等である。

11

12 (1) 暴露シナリオに対する代表性

13 ① 時間的な代表性

14 いずれの環境媒体についても排出量の経年変化との対応を確かめる。また、製造・輸入
15 量、排出量の経年変化と環境モニタリング調査の実施年度とを付き合わせ、現状の排出量
16 の下での環境中濃度として代表性があるかを確認して利用する。代表性が乏しい場合は暴
17 露濃度等としてリスク評価には利用せず参考値扱いとする（図表 VIII-9 参照）。

18

19 ② 空間的な代表性

20 媒体中濃度は場所ごと、時間ごとの状況を表すもので、食事データ以外は測定地点の情
21 報が付随する。食事データは、例えば陰膳の場合、様々な食物が渾然となって産地との関
22 係は不明であり、サンプルの都道府県名は付されていても属地的な意味はあまり持たない
23 と考えられる。

24 以上より、食事データ以外は原則として排出源との近接性から排出源周辺と一般環境の
25 振り分けを行う。近接性の判断には、排出源と環境モニタリング測定地点双方の緯度・経
26 度情報や住所、地名等を利用する（緯度・経度情報を用いた近接性の判断方法は付属資料
27 VIII.6.2 参照）。

28 一般環境とは、ここでは、特定の排出源の影響を受けない地域と定義する。食事データ
29 の場合は基本的に特定の排出源の影響を受けたものではないと想定し、一般環境のもの
30 とみなして使用する。

31

32 (2) 統計的な代表性

33 大気中濃度と河川水中濃度は、流束の中で希釈された値を表し、流れ（風速、流速）が
34 大きく時間変動し排出速度の変化もそれに加わる。底質中濃度と生物中濃度（食物含む）
35 は、流速のような分・時間もしくは日単位の時間変動ではなく、測定されるまでの期間の
36 蓄積状況を表すと考えられる（VIII.3.1.2 参照）。

1 以上より、大気中濃度と河川水中濃度については、同一地点での測定値のばらつきは時
2 間変動と捉え、1 地点につき年間の測定値が複数ある場合には算術平均し、地点ごとの年
3 平均値にする。さらに、大気中濃度については図表 VIII-10 に示した測定頻度に応じた補
4 正係数を乗じて使用する。なお、河川水中濃度の場合の補正係数は、測定頻度にかかわら
5 ず「1」である¹ (補正係数の導出方法は付属資料VIII.6.3 参照)。

6 底質、魚介類、食事については、1 つの測定値をある期間の蓄積の結果とみなす。測定値
7 のばらつきは、ある場所の時間変動というより底泥の性質、魚介の種類、食事の種類とい
8 った属性のばらつきと捉える²。このため、測定頻度に応じた補正は行わない。

9 河川水中濃度について、人の暴露量推計に利用する場合は場所ごとの測定値の平均を「理
10 想的な年平均値」に外挿するため補正係数³を加味するが、水生生物のリスク推計では年平均
11 平均値で評価をするのではなく測定値ごとに評価を行うため、補正は行わない。

12

13 図表 VIII-10 大気中濃度の測定頻度に応じた補正係数と該当する環境モニタリング調査
14 の例

サンプリング頻度 [回/年]	理想的な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	エコ調査(※1)
4	4.0	
5	3.5	
6	3.0	
7	2.8	
8	2.7	
9	2.6	
10	2.5	
11	2.4	
12	2.3	有害大気(※2)

15

※1 環境省 化学物質環境実態調査

16

※2 地方公共団体等における有害大気汚染物質

17

18 以上の媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴と暴露シナリオごとの暴露評価に利用
19 可能な条件との対応を図表 VIII-11 に整理した。

20

21

¹ 河川水中濃度については、解析の結果、過小評価をしにくいということが判明した (詳細は付属資料 VIII.6.3.3 参照)。

² それぞれ化学物質濃度は以下のような属性でばらつくと考えられる。

底質：ここでは有機炭素含有率、砂か泥か等の性状等

魚介類：種類 (食性や生息範囲、食物連鎖の位置)、脂肪含有率、大きさ (齢) 等

食 事：献立、国産品の比率、脂肪含有率等

³ 河川水中濃度に係るこの補正係数は「1」であるため数値としては変わらないのだが、データの捉え方が異なるということである。

1 図表 VIII-11 媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴と暴露シナリオごとの
2 暴露評価に利用可能な条件との対応

媒体	環境モニタリングデータの特徴			暴露シナリオに対する代表性		③ 統計的な代表性	暴露シナリオごとの暴露評価への利用
	測定場所とのつながり	測定値の捉え方	測定値のばらつきの要因	① 時間的	②空間的 (排出源との近接性)		
大気	あり	ある時間の瞬間値もしくはサンプリング期間の期間平均値	時間変動	○	○	○	①②を満たし③に関して補正をすれば暴露シナリオごとの環境中濃度として利用
水質 (河川)	あり	ある期間の蓄積の結果	時間変動	○	○	○	①②を満たし③に関して補正(人の評価の場合)をすれば暴露シナリオごとの環境中濃度として利用
底質	あり	ある期間の蓄積の結果	底泥の性質等	○	○		①②を満たしていれば暴露シナリオごとの環境中濃度として利用
魚介類	関連性は低いとみなす		魚介の種類等	○	○		①②を満たしていれば暴露シナリオごとの環境中濃度として利用
食事	関連性は低いもしくはないとみなす		食事の種類等	○	(近接していないとみなす)		①を満たしていれば一般環境の濃度として利用

3 注：○は暴露評価シナリオごとの暴露評価に利用するために考慮すべき項目。

4

5 次項以降では、暴露シナリオごとに環境モニタリングデータを環境中濃度の把握に用い
6 るための暴露シナリオに対する代表性の担保方法について説明する。統計的な代表性につ
7 いては、各暴露シナリオに共通である。

8

9 VIII.4.2.2 排出源ごとの暴露シナリオにおける環境中濃度の把握

10 排出源ごとの暴露シナリオは、製造、調合、工業的使用段階の事業所等の周辺に居住も
11 しくは生息する暴露集団の暴露量を推計する。人に関しては排出源を中心とした半径 1～
12 10km (1km 刻み) のエリア (ただし半径 100m 内は除く) を設定し、エリアごとの暴露量
13 を推計する。生態 (水生生物、底生生物) に関しては、上述した事業所等から排出のある
14 河川水中濃度を推計する (詳細は技術ガイダンス V 章参照)。

15

16 ① 暴露シナリオに対する代表性

17 時間的代表性を満たすモニタリング情報について、以下のように空間的代表性を担保す
18 る。

19 大気中濃度に関しては、PRTR届出事業所の緯度経度と環境モニタリング測定地点の緯度
20 経度から、両者の二地点間距離を求め、距離が 10km以内であれば、排出源ごとの暴露シ
21 ナリオに対応した環境モニタリングデータとみなす。いずれの排出源からも 10kmを超えて離

1 れている測定地点のものは一般環境の環境モニタリングデータとみなす。この 10km という
2 距離は排出源ごとの暴露評価のエリア設定と合わせたものである（「技術ガイダンス V 章参
3 照）。この際、複数の排出源が 10km 以内に存在しうるため、最も関連の強い排出源を抽出
4 する場合には「排出量／(二地点間距離)²」を指標に対応付ける（以後「マッチング」とい
5 う）。

6 2 地点間距離の算出方法は付属資料 VIII.6.2.1 を参照されたい。

7 河川水中濃度の場合は、上記のような 2 地点間距離も参考にするが PRTR 届出事業所の
8 排出先水域と環境モニタリング測定水域の名称から、排出源の影響を受けているとみなせ
9 るかを判別する。

10 水域、底質、魚介類の濃度については、測定地点が PRTR 届出事業所からの排出先水域
11 付近に位置する場合や、排出源の下流に位置する場合等に排出源ごとの暴露シナリオに対
12 応した環境モニタリングデータとみなす。

13

14 ② 解釈等

15 得られた環境モニタリングデータの媒体からの暴露経路が排出源ごとの暴露シナリオの
16 人の総暴露量に占める割合を勘案し、適切と判断できれば必要に応じ補正係数を加味した
17 上で、暴露量を推計して有害性評価値との比較を行う。

18 排出源ごとの暴露シナリオにおいて、環境モニタリング情報では、暴露評価で対象とし
19 ているすべての排出源（PRTR 届出事業所）とマッチングした測定値があるわけではない。
20 そのため、環境モニタリングデータとマッチングできた排出源だけで「暴露要件に抵触す
21 るほどの箇所ですリスク懸念」となる場合¹以外は、有害性評価値との比較でリスク懸念箇所
22 があつたとしても、傍証的な扱いとなる。

23 なお、優先評価化学物質（生態）については、環境モニタリング情報のうち水質・底質
24 （底生生物を対象とする場合）について収集し利用する。その際の考え方と方法は、補正
25 係数の用い方を除き人の評価の場合のとおりである。

26

27 VIII.4.2.3 用途等に応じた暴露シナリオにおける環境中濃度の把握

28 (1) 大気系の非点源シナリオ

29 大気系の非点源シナリオは、移動体や家庭等からの排出に係る用途（燃料添加剤、殺虫
30 剤や芳香剤など）を対象としている。評価Ⅱの大気系非点源シナリオにおける排出量推計
31 では移動体や家庭用・業務用における大気への排出量の全国合計値を求め、人口等の割り
32 振り指標を用いてメッシュ単位で按分し、必要に応じてメッシュ単位の環境中濃度等を推
33 計する（詳細は技術ガイダンスⅣ章及びⅥ章参照）。

34

¹ このような場合は、当該排出源が化審法の製造、輸入、使用等に関わるかの確認等を経て、暴露要件への該当性が判断されるものと想定される。

1 ① 暴露シナリオに対する代表性

2 環境モニタリングデータは測定地点の緯度経度が分かっており、上記の測定地点を含む
3 メッシュ単位の推計値との比較が可能である。ただし、排出源からの寄与を考慮し、ここ
4 で比較に用いる環境モニタリングデータは、どの固定排出源 (PRTR 届出事業所) からも
5 10km 以上離れた点で測定されたデータを用いるものとする。

6
7 ② 解釈等

8 当該暴露シナリオのモデル推計値と環境モニタリングデータを比較する際には、一つの
9 メッシュに複数の測定地点が含まれる場合、地点ごとの年平均値の地点間平均値とする。
10 これは、比較対象である推計による環境中濃度は、そのメッシュ内の平均値であるため
11 ある。実際のメッシュ内の領域における環境中濃度分布には濃淡がある。環境モニタリン
12 グデータとしては、メッシュ内の環境中濃度分布を捉えた地点間平均値が得られることが
13 理想的であるが、メッシュ内の測定地点が少ない場合、メッシュ内の領域における濃度の
14 濃淡を十分に考慮できないために推計値を導出した暴露シナリオに対する代表性は低下す
15 る。

16
17 (2) 水系の非点源シナリオ

18 水系の非点源シナリオは、水系洗浄剤等の水域への排出に係る用途を対象としている。
19 水系の非点源シナリオにおける暴露評価では、評価Ⅰについては物質ごとに仮想的な下水
20 処理場・河川を代表として推計を行う (国民一人当たりの使用・排出量に換算し、デフォ
21 ルトの河川希釈率を用いて仮想的な河川における河川中濃度を推計する。詳細は技術ガイ
22 ダンスⅣ章及びⅥ章参照)。評価Ⅱでは必要に応じて、メッシュ単位の環境中濃度等を推計
23 する (技術ガイダンスⅥ章参照)。当該シナリオの評価Ⅱで想定している排出源は、家庭等
24 からの水系洗浄剤等の用途からの排水を処理する下水処理場と、下水処理施設未普及地域
25 の家庭等である。

26
27 ① 暴露シナリオに対する代表性

28 環境モニタリング測定地点の緯度経度が得られる場合、測定地点に該当する河川・底質
29 又はメッシュ単位の推計値と対応させることが可能である。その際は、下水処理場の位置、
30 PRTR 届出事業所及び測定地点との位置関係に留意する。

31 当該シナリオの下水処理場からの排出の寄与に対応する環境モニタリングデータは、下
32 水処理場の位置とその流入先河川並びに測定地点の位置が分かる場合に対応付けが可能で
33 ある。同一流域に PRTR 届出事業所がある場合は、個別に対応関係を検討する。具体的
34 には、PRTR 届出事業所からの寄与も受けていると考えられる環境モニタリングデータは、
35 本シナリオに対応させるものからは除く。

36 下水処理施設未普及地域からの排出の寄与に対応する環境モニタリングデータは、下水
37 処理場と PRTR 届出事業所からの排出の寄与がないと考えられるメッシュの推計値と対応

1 づけられる。

2

3 ② 解釈等

4 人健康影響の評価に用いる場合は年平均値、生態影響の評価に用いる場合は個別の測定
5 値を用いるため、モデル推計値との対応もその点を考慮する。

6 河川のモデル推計は流域単位の計算が行われる。環境モニタリングデータを河川流域の
7 境界部分のメッシュ推計値と対応させる場合、隣接する流域の環境モニタリングデータで
8 はないかどうか、河川名などにより確認を行う。

9

10 (3) 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ

11 本シナリオでは船底塗料用、漁網用の防汚剤が船底塗膜や漁網から海域に排出されるこ
12 とを想定し、評価Ⅱでは該当用途の全国出荷数量から海域への排出量を算出し、海域中濃
13 度を推計する。

14 船底塗料・漁網防汚剤由来のシナリオにおいても、測定地点が海域内にある環境モニタ
15 リングデータがあれば、必要に応じて当該シナリオに対応させられるかを考慮して用いる。

16

17 (4) 地下水汚染の可能性シナリオ

18 地下水に係る環境モニタリング情報については測定地点が特定できないため (VIII.3.1.2
19 参照)、排出源との位置関係を特定することができない。このため、地下水質の環境モニタ
20 リング情報は、基本的には暴露シナリオに対応した環境中濃度の把握に用いるのではなく、
21 排出実態の把握の必要性等のリコメンデーションのために利用する。

22 リコメンデーションを行うことが想定されるのは、地下水質の環境モニタリング情報を
23 用いて飲料水として摂取した場合のリスクの試算によりリスクが懸念される場合と、モデ
24 ル推計による地下水汚染の可能性が高い場合である。ただし、後者については、あくまで
25 相対的な優先順位から判断するため、どのような場合に情報収集を推奨するかの判断基準
26 については今後さらに検討の余地がある。

27 また、実際に土壌汚染・地下水汚染が発見された場合、人の健康に対するリスクの有無
28 を知るためには暴露評価と有害性評価に基づくリスク推計を行う必要がある。その際、空
29 間的・時間的な汚染状況の分布も含めて評価するためには数理モデルを利用して地下水
30 中濃度を推計することが考えられる (詳細は技術ガイダンスⅥ章参照)。

31

32 VIII.4.2.4 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ

33 排出源ごとの暴露シナリオでは、サプライチェーンの上～中流の固定排出源 (製造段階、
34 調合段階、工業的使用段階) を対象に暴露評価を行っている。暴露評価Ⅱでは、固定排出
35 源だけではなく、様々な排出源 (家庭、移動体等) からの影響などを含めた「様々な排出
36 源の影響を含めた暴露シナリオ」を設定する。様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ

1 では、PRTR 情報を利用できる場合、G-CIEMS という数理モデルを利用して、全国の環境
2 中濃度をメッシュ又は流域単位で推計する。そのほか、MNSEM という数理モデルも用い
3 て、環境中のいずれの媒体に分布しやすいか等の推計を行う。

4
5 (1) G-CIEMS による推計

6 (記載を追加予定)

7
8 (2) MNSEM による推計

9 MNSEM (Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model) とは日本版の多媒体モ
10 デルの一つで、環境媒体間の分配のほか、人の暴露量を推計するために農作物・畜産物中
11 濃度推計モデルも組み込まれている。MNSEM は G-CIEMS とは異なり、メッシュごとの
12 濃度を推計するモデルではなく、日本全域を 1 つのボックスとして、環境媒体 (大気、土
13 壌、水、底質) 中の平均的な濃度及び媒体別の化学物質質量比率等を推定するモデルである。
14 このモデルを用いて、評価対象化学物質が相対的にどの媒体に残留しやすいか等を把握す
15 ることができる。

16 MNSEM による推計結果は環境中濃度や暴露量自体ではなく、環境中の分配比率等であ
17 るため、環境モニタリング情報と対応付けは行わないが、どの媒体の環境モニタリングデ
18 ータに注力すべきか等の判断に利用することができる。

19
20 VIII.4.2.5 残留性の評価

21 リスク推計を目的として環境中濃度等の推計や人の暴露量を推計する暴露評価とは別に、
22 暴露評価Ⅱでは残留性の評価も行う。この評価は、第二種特定化学物質の定義の中に、広
23 範な地域でリスクが懸念される状況にある場合のみならず「近くその状況に至ることが確
24 実と見込まれる」場合も含んでいるため、化学物質の環境中での残留状況の増減傾向等を
25 推計することを目的に設定したもので、上述の数理モデル MNSEM を用いる (詳細は技術
26 ガイダンスⅦ章参照)。

27 残留性の評価における環境モニタリングデータの使用方法の例としては、情報を収集し
28 媒体中の経年的な検出状況を確認する方法 (VIII.4.1 参照) 以外に、数理モデルと併用する
29 以下に述べるようなものもある。

30 残留性の評価においては定常状態到達時間 (ある媒体への化学物質の流入速度と消失速
31 度がつりあった状態で、その流入速度の下では存在量に変化がない状態に達する時間) を
32 推計する。定常状態到達時間が短いということは、対象物質の評価対象年度の排出速度で
33 はすぐに定常濃度に達しそれ以上の濃度にはならないことを意味する。逆に言うと排出が
34 なくなれば速やかにその媒体からはその化学物質が消失することを意味する。例えば、定
35 常状態到達時間が短いのに、環境モニタリングデータの結果が年々高くなっている場合に
36 は、年々排出量が増加していると推測することができる。

1

2

3 VIII.5 追加モニタリング調査

4 前節までは既往の環境モニタリング情報の利用について説明した。本節では、国が実施
5 した既往の環境モニタリング情報以外に、追加モニタリング調査の実施の必要性や実施条
6 件 (VIII.5.1)、及び事業者が自主的に行った環境モニタリング調査結果等 (VIII.5.2) の
7 活用の検討について述べる。いずれの場合においても、VIII.3.2で示した「分析方法等の信
8 頼性」、「暴露シナリオに対する代表性」、「統計的な代表性」に留意する。

9

10 VIII.5.1 追加モニタリング

11 VIII.5.1.1 実施の必要性の判断

12 追加的モニタリング調査を実施するに当たっては、コスト低減や期間短縮の観点から、
13 その実施は必要最小限とする必要がある。

14 当面は以下のような場合に限定して、可能な限り追加モニタリングを実施することとす
15 る。

16

- 17 ・モデルによる推定摂取量によってリスク懸念の可能性が示され、主に寄与する環境媒体
18 について、モデルの検証が不十分である場合。(必要に応じてリスク懸念の地域が多い
19 物質を優先するなどさらに追加的モニタリング調査対象物質を絞り込むこととする。)
- 20 ・モデルでのリスク推計が困難であると考えられる場合(例：無機化合物、金属化合物等)
- 21 ・モデルによるリスク評価ではリスク懸念の可能性が示されていないが、環境中濃度が高
22 く化審法対象用途外の寄与等を加味するとリスク懸念が生じる可能性がある場合。(化審
23 法対象用途外の寄与が大きいほど、化審法による規制の効果は小さくなることから、あら
24 かじめ化審法対象用途外の寄与が大きいことがPRTR 排出量データ等から分かる場合には、
25 化審法のリスク評価のために行う追加的モニタリング調査の優先順位は低くする。)

26

27 VIII.5.1.2 実施条件の設定

28 追加モニタリングを実施する上で、その後の評価Ⅲ、リスク評価(二次)を行うため、
29 実施条件を適切に設定する必要がある。この際、評価Ⅲ、リスク評価(二次)に必要最小
30 限の追加モニタリングとなるよう精査が必要となる。また、一般的にモニタリング調査の
31 実施には、分析方法の開発から開始すると、結果の報告まで2年以上を要する場合もあるこ
32 とから、化審法のリスク評価を円滑に進める観点から、実施期間の短縮が必要である。図
33 表 VIII-12に追加モニタリング調査の実施条件を示す。

34

1 図表 VIII-12 追加モニタリング調査の実施条件

対象物質	リスク評価の対象となる物質そのものを測定することを基本とする。ただし、それまでのリスク評価の結果や解釈を踏まえて、他の物質も含めて測定しておいたほうが良いと考えられる場合（例えば、当該物質に変化する前駆物質もモニタリングする等。）は、それらの物質もモニタリングする。また、同時分析が可能な物質があれば、それらの物質について同時分析することで追加モニタリング全体のコストを縮減できるかどうか検討することとする。
目標の明確化	実施条件を設定する上で、モニタリングの目標を明確にしておくことが有効である。 <例> ①リスク懸念に主に寄与する暴露媒体の濃度を確認する。 ②モデルでのリスク推定結果でリスク懸念の可能性のある地点の近傍を測定しモデルの裏付けをとる ③②とは異なる地点を測定して広域な範囲でのモデルとモニタリングの整合性を確認する。 等。
対象の媒体	リスクの懸念に主に寄与する暴露経路が想定できる場合は、当該暴露媒体のモニタリングを行う。
測定時期	時期による濃度増減がある場合等には、リスク懸念を把握するのに適した時期に留意する必要がある。
測定頻度	暴露シナリオに適した測定頻度を想定する。
モニタリング地点	リスクの懸念ありの複数地域のモニタリング結果を得られるように選定する。リスクの懸念ありの地域が多数ある場合には、濃度の高い地域から優先してモニタリング地点を設定する。

2

3 VIII.5.2 事業者が自主的に行う環境モニタリング調査等

4 事業者が自主的に実施している（実施しようとしている）環境モニタリング調査の結果
5 が自主的に提供された場合や、地方公共団体や国及び地方公共団体の研究機関が実施した
6 環境モニタリングデータを入手できる場合は、国のコスト等の削減の観点からも、化審法
7 のリスク評価に利用することとする。その際、VIII.3.2で示した「分析方法等の信頼性」、
8 「暴露シナリオに対する代表性」、「統計的な代表性」について、これらを確認するため
9 の情報の提供も求め、リスク評価で利用する際に留意することとする。

10

11

1

2 VIII.6 付属資料

3 VIII.6.1 収集する環境モニタリング情報と整理方法

4 VIII.6.1.1 収集する環境モニタリング情報

5 前述したとおり、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
6 公的機関が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
7 体等、調査年度、調査目的、調査環境媒体等をまとめ、図表 VIII-13～図表 VIII-15 に示
8 す。なお、各調査はここに掲げた調査環境媒体以外にも「室内空気¹」等を調査している場
9 合があるが、本スキームで対象とする媒体に限定して掲載している。また、各調査におい
10 て媒体の名称が異なる場合があるが、本スキームで対象とする媒体の名称に統一した。

¹ 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（技術ガイダンス V 章参照）。

図表 VIII-13 対象とする環境モニタリング調査一覧 (1/3)

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	測定地点等の選定方法	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・国土文 通省	H9～	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大気汚染防止 法に基づき調査。 年平均濃度を算出し、健康基準等と比較評 価。	有害大気汚染物質 (継続的に摂取される 場合における人の健康を損なうおそれのある 物質) 及び大気汚染の原因となるもの うち、当該物質の有害性の程度や我が国 の大气環境の状況等に鑑み、健康リスク がある程度高いと考えられるもの (優先 取組基準)。 (1) 環境基準が設定されている物質 (4物 質) (2) 指標値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	大気	原則として月1 回以上の頻度 で測定、その 際連続24時間 のサンプリン グを実施し、 日内変動を平 均化、曜日が 偏らないよう にし、週内変 動を平均化す るのが望まし い。	(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 固定発生源等の直接の影響を受けない地点に地域における有 害大気汚染物質による大気汚染の状況の継続的把握が効果的 となるように選定する。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直接受け、かつ移動発生源の直接の 影響を受けない地点、排出等が予想される物質の濃度が高く 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高くなる地点を選定。原則同一地点でモ ニタリング。	地点毎の年平均 値 (算術平均)
水環境保全に係 る調査 (人健 康) 要調査項目	環境省	H10～	1 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、環境中での検出状況や複合影響等の観 点から見て、「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 経出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・ 輸入・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 入・使用されている物質。 (4) 我が国で精密な調査・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、水環境を經由して人あ るいは水生生物に影響を与える可能性の ある物質	リスト上は300 物質 地下水	公共用水域の水質 地下水	年間1回以上	50～170地点程度	試験採取に当たっては、特定の発生源の影響を受けたい一般 的な環境を対象として地点を選定。原則として比較的時間が 続き、水質が安定している日を選定する。感潮域や海城に あつては潮汐等も考慮して採水時間を決める。	検体毎の測定値
水環境保全に係 る調査 (人健 康) 要調査項目等 の 調査	環境省・地 方公共団 体・国土文 通省	H5～	人の健康の保護に関する物質であるが、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(2物質 が健康項目、2物質が生活項目)が監視項目と して、指標値 (水質要調査項目の指標値) が 示されている。指標値は飲料水経由の影響 (主として長期間の飲用) 及び水質汚濁に基 づく食品経由の影響 (長期間の摂取) を考慮 して設定。	左記のとおり。	29物質 公共用水域の水質 地下水	公共用水域の水質 地下水	年間1回以上	河川：600～1000地点 程度 湖沼：30～40地点程度 程度 海城：100～200地点程 度 地下水：200～600地点 程度	採水日は、採水日前において比較的時間が続き水質が安定し ている日を選ぶこととする。採水地点は、次の地点を考慮し て選定する。 ① 利水地点 ② 主要な汚濁水が河川に流入した後十分混合する地点およ び流入前の地点 ③ 支川が合流後十分混合する地点および合流前の本川また は支川の地点 ④ 流水の分流地点 ⑤ その他必要に応じて設定する地点 採水時刻は、人間の活動時、工場、事業場の稼働時および汚 染物質の流達時間を考慮して決定する。なお、感潮域では潮 時を考慮し、水質の最も悪くなる時刻を含むよう採水時刻を	1994～19 98年度は検体 ごとの測定値 それ以降は地点 平均値

図表 VIII-14 対象とする環境モニタリング調査一覧 (2/3)

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
公共用水域水質 データ (健康項 目)	環境省・地 方公共団 体・国土交 通省	H5～	水質汚濁防止法に基づき、都道府県知事は、 公共用水域の水質の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。 これらのデータを国立環境研究所がデータ ベース化 同一測定地点における年間の総検体の測定値 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關す 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	環境基準地点 と補助地点に 分かれてお り、環境基準 地点では原則 月回以上測 定。 各回について 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。	H16年度 8700地点	次による。 (1)公共用水域の水質の汚濁の状況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、著しい重傷、変更が生じ ないよう国に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、著しい水質の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
食事からの化学 物質暴露調査	環境省 (測 定は日本食 品分析セン ター)	H9～ (H14は除 く)	食事からの化学物質の存在状況について陰膳方 式により調査分析。	左記のとおり。	19 : 6物質 H9 : 21物質 H10 : 28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 : 8物質	食事	年一回 (3日 間)	陰膳方式 H9 9自治体各5世帯 H10 9地区各57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	3日間の食事を 全て合わせて一 検体としたもの の測定値	
全国一級河川に おける微量化学 物質に関する実 態調査 (7/19) 類、内分沁かく 乱化学物質) ※ ※H16以前は「内 分沁かく乱化学 物質における露 境実態調査」	環境省・地 方公共団 体・国土交 通省	H11～	水環境に係る内分沁微量化学物質の科学的知 見の集積を図るため、公共用水域の水質、底 質及び地下水における内分沁微量化学物質の 存在状況について調査するものである。	内分沁かく乱作用を持つと疑われる物 質。	平成14年度調 査においては 18物質であつ た。	公共用水域の水質 公共用水域の底質 地下水	年一回	平成14年度調査におい ては水質の地点、底質 24地点であった。	水質調査地点は環境基準地点を基本とし、過去の調査で検出さ れた地点を中心に全国から選定した。底質調査地点は、過去 の調査において、何らかの物質が比較的高濃度で検出された 地点を選定した。	検体毎の測定値

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31

① 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

環境省¹の報告書等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)及び濃度範囲を収集する。

② 水環境保全に係る調査（人健康）要調査項目

環境省²の報告書等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、測定値及び定量下限値を収集する。

③ 水質汚濁に係る要監視項目等の調査

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）及び検体数を収集する。

④ 公共用水域水質測定（健康項目）検体ごとの測定値データ

独立行政法人国立環境研究所³の報告書等から該当年度データをのレコードID(unique)、絶対番号、水域名、採取年月日、検体ごとの測定値を収集する。

⑤ 食事からの化学物質暴露量調査

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）、測定値及び採取年月日を収集する。

⑥ 全国一級河川における微量化学物質に関する実態調査（ダイオキシン類、内分泌かく乱化学物質）⁴

環境省⁵（平成16年度調査からは国土交通省⁶）の報告書等から該当年度データの検体ごとの測定値、当該物質に対する検出限界値及び測定地点名を収集する。

⑦ 化学物質環境実態調査（報告書は「化学物質と環境」（エコ調査））

環境省⁷の報告書等から該当年度データの検体ごとの測定値、当該物質に対する検出限界値及び測定地点名を収集する。

¹ <http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/index.html>

² <http://www.env.go.jp/water/chosa/index.html>

³ http://www.nies.go.jp/igreen/tm_down.html

⁴ 平成 16 年度以前は「内分泌かく乱化学物質における環境実態調査」という名称

⁵ <http://www.env.go.jp/chemi/end/index.html>

⁶ http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kankyo/kankyou/suisitu/index.html

⁷ <http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/index.html>

1 VIII.6.1.2 環境モニタリング情報の整理方法

2 本スキームで環境モニタリング情報を利用するために、VIII.6.1.1 で収集した環境モニタ
3 リング情報 (⑦以外) に対して、緯度経度情報 (世界測地系) の付与を行う (⑦に関して
4 は調査の段階で既に緯度経度情報が付与されている。)。付与する緯度経度情報は独立行
5 政法人国立環境研究所 環境数値データベース¹をベースに自治体の報告書等の公文書、国
6 土交通省公表の街区レベル位置参照情報、国土地理院の基準点検索、地図で直読の順で調
7 査し付与を行う。

8 なお、⑤に関する調査については、測定地点として都市名のための記載のため、緯度経度
9 情報の付与は行わない。

10

11 VIII.6.2 排出源との近接性の判断方法

12 環境モニタリング情報を暴露評価に用いる際、暴露シナリオに対する代表性に考慮する
13 としている (VIII.3.2.2 参照)。暴露シナリオに対する代表性には、時間的な代表性と空間
14 的な代表性があり、ここでは後者の空間的な代表性の判断につながる排出源と環境モニタ
15 リング測定地点との近接性を調べる方法を説明する。

16 VIII.6.2.1 二地点間距離の算出方法

17 排出源ごとの暴露シナリオでは、排出源周辺 (特定の排出源の影響を受ける地域) とい
18 う空間スケールのシナリオを設定している。

19 本スキームでは評価対象物質が PRTR 制度対象物質である場合に、PRTR 届出事業所の
20 緯度経度情報と環境モニタリング地点の緯度経度情報から、簡易的に二点間距離を計算す
21 ることにより、PRTR 届出事業所とモニタリング地点間の二地点間距離が 10[km]以内の場
22 合を排出源周辺、10[km]超の場合を一般環境の代表値とみなすことにした。なお、評価対
23 象物質が PRTR 制度対象化学物質でない場合は、モニタリング地点が排出源周辺か否かの
24 区別がつけられないため、暴露シナリオに対応させたデータには用いることができない。

25 二地点間距離は、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
26 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する。

27 地点 1 (Lat1,Lon1) と地点 2 (Lat2,Lon2) の二地点間距離の具体的な計算式は次のと
28 おりである。

29

$$d = \sqrt{(\Delta x)^2 + (\Delta y)^2} \quad \text{式 VIII-1}$$

30

31

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>)

VIII. 環境モニタリング情報を用いた暴露評価 (NITE 案)
Ver.1.0 平成 26 年 5 月

記号	説明	単位	値	出典・参照先
d	二点間距離	[m]		式 VIII-1
Δx	東西の変位	[m]		式 VIII-2
Δy	南北の変位	[m]		式 VIII-3

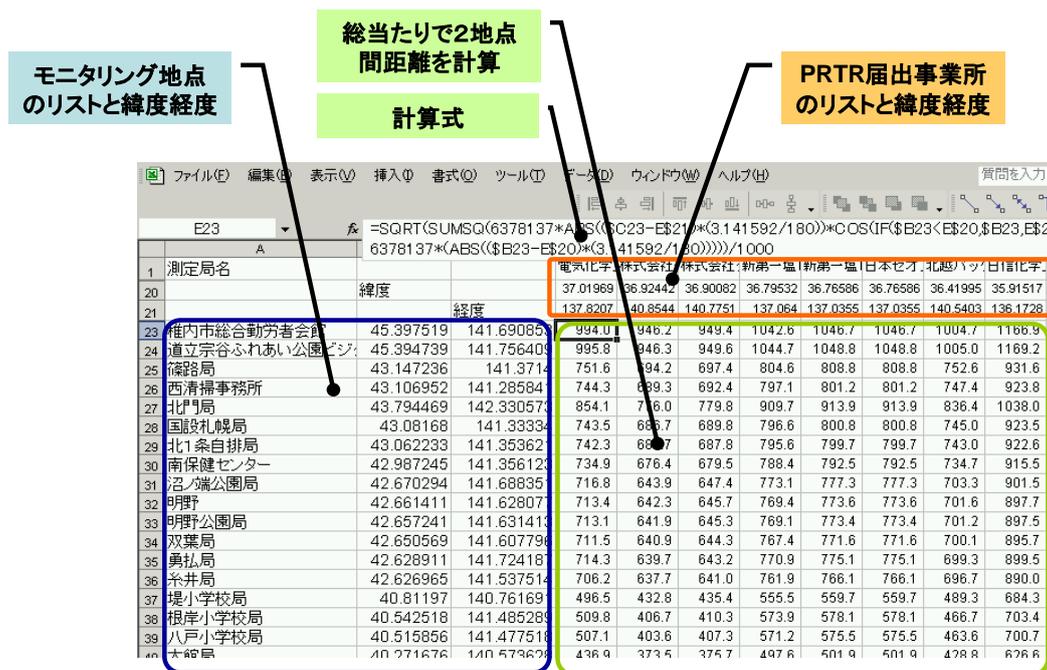
$$\Delta x = 6,378,137 \times (Lon2 - Lon1) \times \frac{\pi}{180} \times \cos(Lat1 \times \frac{\pi}{180}) \quad \text{式 VIII-2}$$

$$\Delta y = 6,378,137 \times (Lat2 - Lat1) \times \frac{\pi}{180} \quad \text{式 VIII-3}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
Δx	東西の差	[m]		
Δy	南北の差	[m]		
$Lat1$	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]		
$6,378,137$	地球の半径	[m]		

※ 緯度、経度は小数点以下を 10 進数で表す。

二点間距離を計算するイメージを図表 VIII-16 に示す。



図表 VIII-16 環境モニタリング情報の排出源との近接性の識別イメージ

1

2 VIII.6.2.2 排出源との関係性

3 前節に記載したように排出源周辺における環境モニタリング情報を考える際には、環境
4 モニ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
5 ため、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
6 に、最も影響が大きいと考えられる排出源を1つ抽出するには、式 VIII-4 の E_i が最大とな
7 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する。

8

$$E_i = \frac{Q_i}{r_i^2} \quad \text{式 VIII-4}$$

9

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]		式 VIII-4
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]		

10

11

12 VIII.6.3 測定頻度に応じた補正係数の導出方法

13 環境モニタリングデータを暴露評価に用いる際、統計的な代表性に考慮するとしている
14 (VIII.3.2.3 参照)。本スキームでは、大気中濃度と河川水中濃度に関しては環境モニタリ
15 ングデータが統計的な代表性を満たすように、測定頻度に応じた補正係数を加味する（乗
16 じる）こととし、ここではその補正係数の導出方法を説明する。

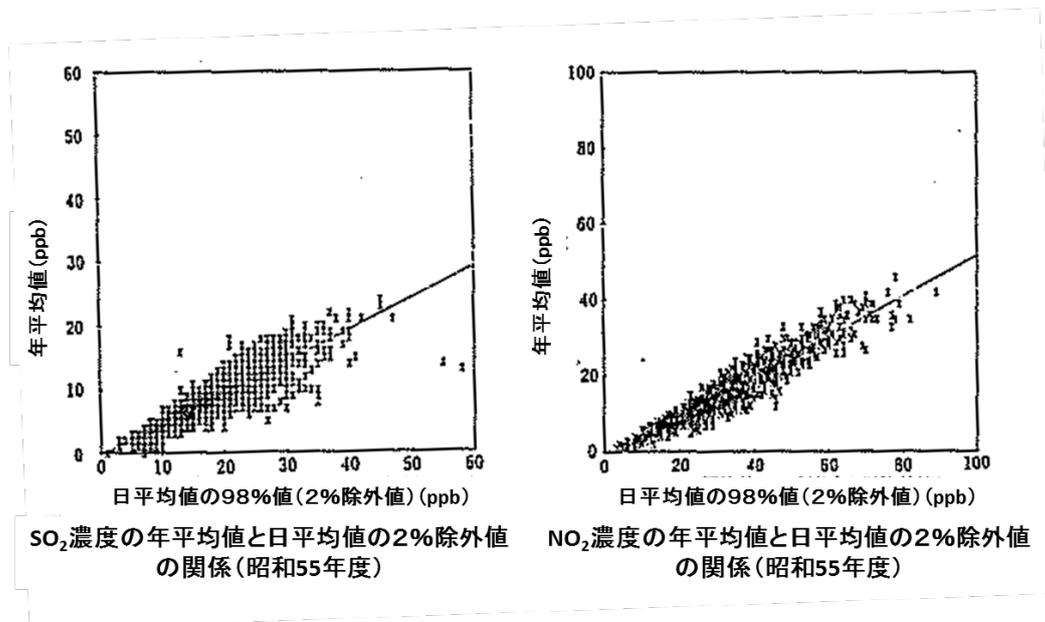
17 VIII.6.3.1 補正係数導出方法の考え方

18 補正係数の概念は「VIII.3.2.3 統計的な代表性」で述べたとおりである。すなわち、評価
19 に用いたい統計量である「理想的な年平均値」と、実際に入手できる統計量である「測定
20 値の平均値」との関係（回帰式や比など）を既知のデータ等から求めておく。評価にあ
21 っては、その関係を用いて入手できる統計量から評価に用いたい統計量に換算を行う。

22 この考え方は、「産業公害総合事前調査における大気に係る環境濃度予測手法マニユ
23 アル」（1985年、通商産業省立地公害局編）において、環境アセスメントのモデル推計による
24 予測年平均値を、環境基準と比較するための日平均値の2%除外値に換算する手法を参考に
25 した¹。その手法では、過去の累積データから両者の回帰式を求め（図表 VIII-17 参照）、

¹ 以下の論文も参考にした。
姫野修司、浦野紘平（2003）長時間捕集測定による年間平均濃度の推定精度の向上。大気環境学会誌 Vol. 38, No. 2, 67-77.
S. Trivikrama Rao, Jia-Yeong Ku, and K. Shankar Rao (1991) Sampling Strategies

- 1 前者から後者への換算に用いている。
- 2 本スキームでは過去の累積データの代わりに、仮想的な濃度分布を設定し、そこからの
- 3 データサンプリングにより「理想的な年平均値」と「測定値の平均値」をシミュレーショ
- 4 ンで生成させて両者の関係（前者と後者の比：補正係数）を得た。さらに、連続測定によ
- 5 る実測値が得られた大気中濃度に関しては、シミュレーションで得た関係の妥当性につい
- 6 て検証を行った。



図表 VIII-17 年平均値と日平均値の 2%除外値の関係¹

VIII.6.3.2 大気中濃度測定のスプリング頻度に応じた補正係数

(1) 大気中濃度測定のスプリング頻度に応じた補正係数の導出

補正係数を導出するため、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設定した²。GSDが大きいほどデータのばらつきが大きいことを表している。次に、年に 1~12 回の測定を行うことを模して、この母集団からランダムに 1~12 個の値をサンプリングし、その平均値を求めるシミュレーションを 10 万回繰り返して³、その平均値 (以下、「サンプリング平均値」と言う。) の分布を作成した。サンプリング平均値 (サンプリング回数の測定が行われた場合の「測定値の平均値」

for Toxic Air Contaminants. Risk Analysis, Vol. 11, No. 3, 441-451.

¹ 通商産業省立地公害局編 (1985) 「産業公害総合事前調査における大気に係る環境濃度予測手法マニュアル」

² この設定は、大気中の化学物質濃度等、連続的な希釈が想定される測定データの場合、その母集団は対数正規分布になるという理論に基づいている。WAYNE R.OTT (1995) Environmental Statistics and Data Analysis

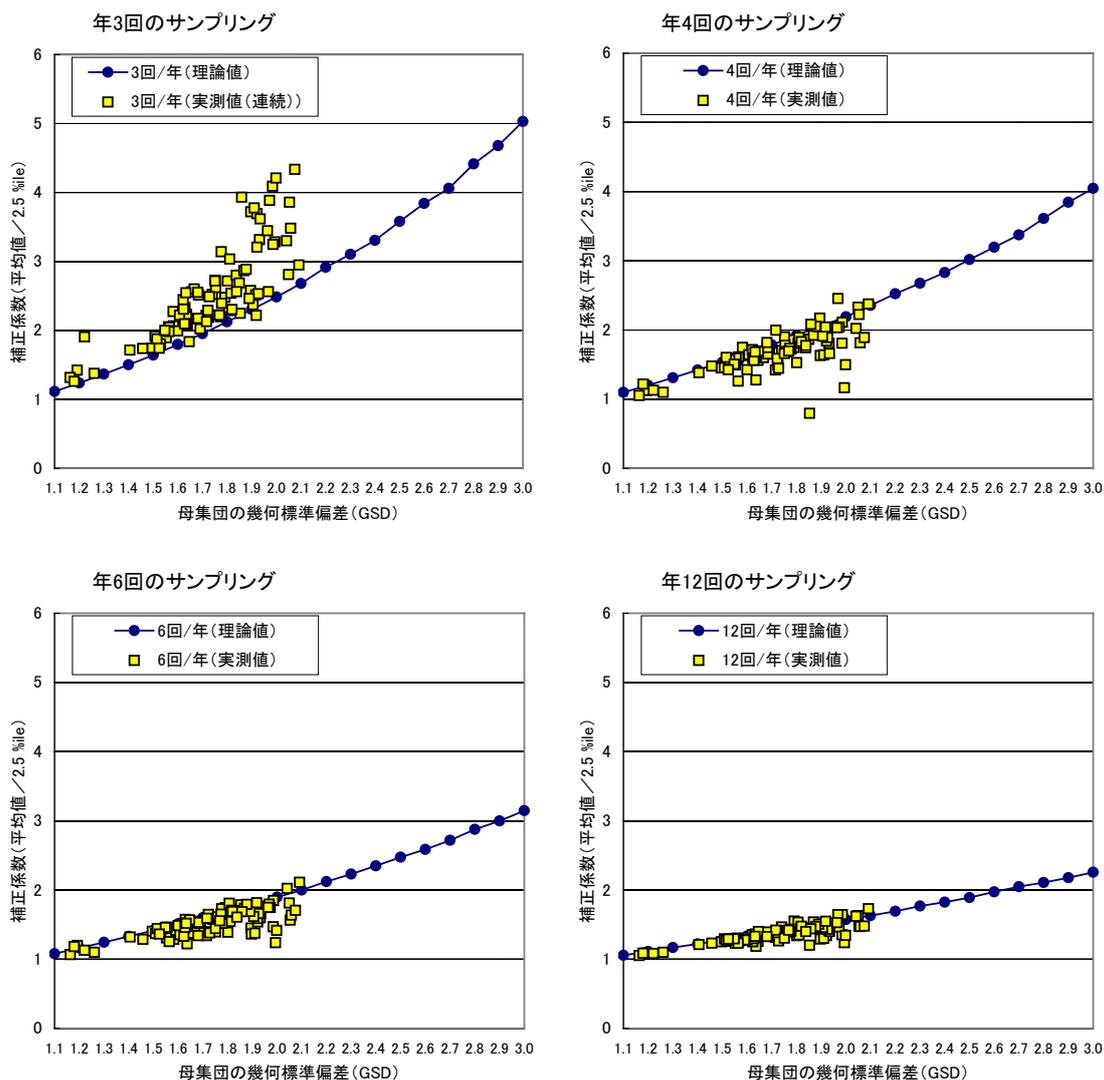
³ モンテカルロシミュレーションには Crystal ball 2000 (構造計画研究所)を使用し、データサンプリングにはラテンハイパーキューブ手法を適用した。

1 とみなしている。)の分布の 2.5 パーセンタイル値と、母集団の算術平均 (連続測定が行な
2 われた場合の「理想的な年平均値」とみなしている。)の比 (理想的な年平均値/サンプリ
3 ング平均値の 2.5 パーセンタイル値)を理論的に導出した補正係数とした。補正係数の算出
4 に用いたサンプリグ平均値 10 万個の分布の 2.5 パーセンタイル値は、サンプリグ平均
5 値のとり得る値の中で小さめ (理想的な年平均値に対して過小評価をする側)の代表値と
6 して設定した¹。

7 以上の方法で GSD ごと、サンプリグ頻度別の補正係数を導出した (図表 VIII-18 の濃
8 色●のプロットが相当)。

9

¹ ここで過小評価をする代表値を 2.5 パーセンタイルとしたのは、以下も考慮した。
U.S. EPA の以下のガイダンス等では暴露評価に用いる濃度に単なる測定値の平均では
なく、真の平均の推計における不確実性を考慮して算術平均の 95%上側信頼限界を暴露
評価に用いることを推奨している。
U.S. EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health
Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002.
US.EPA (2003) Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point
Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10.



図表 VIII-18 理論的に求めた大気中濃度のサンプリング頻度別の補正係数とその検証

大気中濃度のばらつきが大きいほど補正係数は大きくなりうる。図表 VIII-18 において、横軸の GSD が大きいほど、縦軸の補正係数が大きくなっている。

ここでは、サンプリング頻度別に、GSD が 3 のときの補正係数を本スキームで用いる補正係数とし、図表 VIII-19 に再掲した。

補正係数は以下のように用いる。例えば年 3 回の頻度で大気中濃度の測定が行われた環境モニタリングデータを用いる場合、3 つの日平均値に 5 を乗じた値を「理想的な年平均値」として人健康影響の暴露濃度に用いる。

図表 VIII-19 大気中濃度の測定頻度に応じた補正係数と該当する
環境モニタリング調査の例 (図表 VIII-10 の再掲)

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	エコ調査(※1)
4	4.0	
5	3.5	
6	3.0	
7	2.8	
8	2.7	
9	2.6	
10	2.5	
11	2.4	
12	2.3	有害大気(※2)

※1 環境省 化学物質環境実態調査

※2 地方公共団体等における有害大気汚染物質

(2) 理論的に導出した補正係数の検証

前項で説明した仮想的な分布設定によるシミュレーションによって導出した補正係数の検証を行った。

検証に用いた測定データは、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である。このデータは有害大気汚染物質連続自動測定装置 (連続VOC計) による揮発性有機化合物の測定データであり、測定装置は東京都職員住宅の敷地内 (一般環境測定) および都道環状 8 号線 (自動車排出ガス測定) の都内 2 カ所に設置され測定が行われたものである。一般環境測定は 2000 年度～2003 年度、自動車排出ガス測定は 1999 年度～2001 年度のデータを採用した。またこれらのデータは、化学物質濃度を 1 時間に 1 回、365 日分測定したものであり、本解析においては 1 日 18 時間以上 (不連続可) 測定されていること、かつND (データ欠損) が 1 日 3 回以内のデータのみ採用している。

当該データを用いて物質ごと、地点ごと、年ごとに一つの日平均値の分布を作成した。この日平均値の分布から年に 1 回、年に 1 回 (3 日連続)²、年に 4 回 (1,4,7,10 月、2,5,8,11 月、3,6,9,12 月)、年に 6 回 (偶数月、奇数月)、年に 12 回、それぞれサンプリングした場合のサンプリング平均値をシミュレーション³ (10 万回) により算出した。例えば、年 12 回サンプリングの場合は元データの各月から 1 つずつランダムに値を抽出し、それらのサ

¹ 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) の連続測定の実データ。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。

² 3 日連続測定を年 1 回行うというサンプリングは、環境省の「化学物質の環境」(エコ調査) の大気中濃度測定を模した。

<http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/>

³ モンテカルロシミュレーションには Crystal ball 2000 (構造計画研究所) を使用し、データサンプリングにはラテンハイパーキューブ手法を適用した。

1 サンプル平均値を求める、という計算を 10 万回行う。これにより発生させた 10 万個の
2 サンプル平均値の 2.5 パーセンタイル値を算出した。
3 これらのサンプル平均値の 2.5 パーセンタイル値と、連続測定による年平均値の比よ
4 り補正係数を求めた。一方で、物質ごと、地点ごと、年ごとの日平均値の分布ごとに GSD
5 を求め、図表 VIII-18 にプロットした (淡色□のプロット)。
6 その結果、連続測定 3 日のサンプリングの場合の補正係数は、実測値による補正係数が
7 理論値と離れる場合も散見されたものの、理論値と測定値のシミュレーション結果は概ね
8 一致した。

9

10 VIII.6.3.3 河川水中濃度測定 of サンプルングに応じた補正係数

11 (1) 河川水中濃度測定 of サンプルングに応じた補正係数導出 of 考え方

12 河川水中濃度の補正係数を算出するため、大気中濃度に関する場合 (VIII.6.3.2 参照) と
13 同様に、仮想的な濃度分布を設定し、そこからのデータサンプリングにより「理想的な年
14 平均値」と「測定値 of 平均値」をシミュレーションで生成させて両者の関係 (前者と後者
15 の比: 補正係数) を得た。大気中濃度 of 場合は、さらに連続測定による実測値を用いてシ
16 ミュレーションで得た関係 of 妥当性について検証を行ったが (VIII.6.3.2 (2)参照)、河川水
17 中濃度では連続測定データが得られなかったため、検証は行っていない。

18

19 (2) 河川水中濃度測定 of サンプルングに応じた補正係数 of 導出

20 河川水中濃度に係る補正係数 of 導出は以下 of ように行った。

21 ① 河川水中濃度 of 仮想的な濃度分布 of 設定

22 河川水中濃度 of 連続測定データは得られなかったが、河川流量については連続測定デー
23 タが得られる。そこで、化学物質が連続的に一定速度で排出されると仮定¹し、河川流量に
24 確率分布を設定することにした (式 VIII-5)。これにより仮想的な河川水中濃度 of 確率分布
25 が得られる。

26

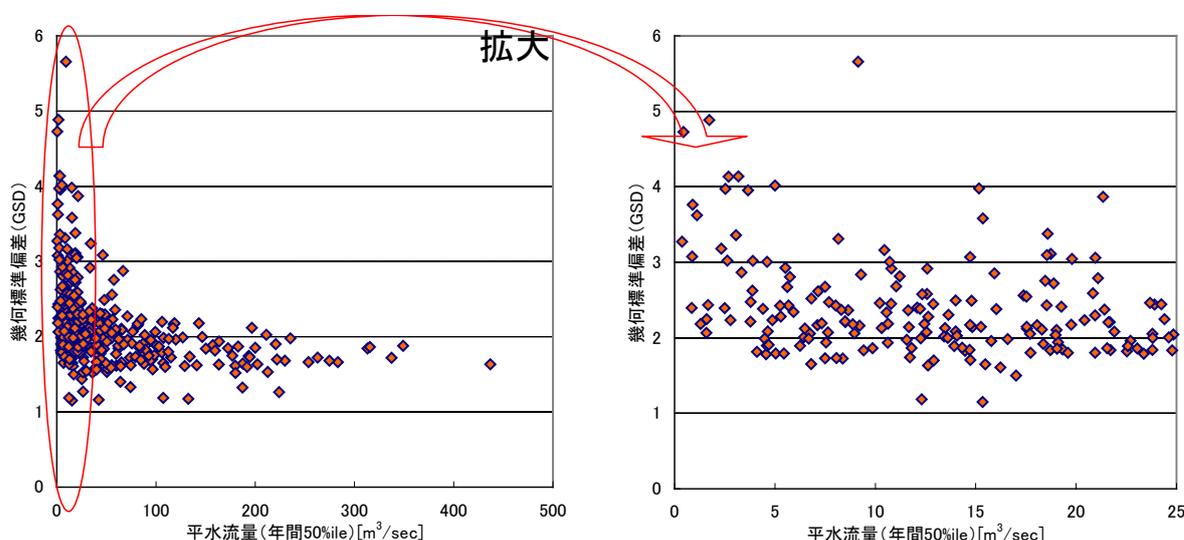
$$\text{河川水中濃度(確率分布)} = \frac{\text{排出量 (一定)}}{\text{河川流量 (確率分布)}} \quad \text{式 VIII-5}$$

27

¹ 実際には排出量は年間を通して変動するため、河川水中濃度は流量の変動に加えて排出量の変動が加わった分布となる。しかし、排出量の変動 of 分布は多様であると考えられ、特定 of 分布を仮定することが困難であるため、ここでは一定値と仮定しシミュレーションを実施した。また、本スキームにおける環境中濃度推計においても、排出量やその推計の元となる製造数量・出荷数量は「トン/年」の単位でのみ得られるため、排出量は年間を通じて一定という仮定で推計されている。

1 河川流量の確率密度関数を設定するため、2005 年 流量年表の全国 375 地点の地点ごと
2 の日流量データを用い、以下のような解析を行った。はじめに地点ごとの日流量の 1 年間
3 の分布に最も適合する確率密度関数を調べたところ¹、対数正規分布に適合する地点が最も
4 多かった。そこで、年間の河川流量は対数正規分布にしたがうものと仮定した。次に、対
5 数正規分布の幾何標準偏差GSDが全国の河川でどの程度の幅があるかを調べた。上述の
6 2005 年 流量年表の全国 375 地点で調べ、図表 VIII-20 に示した。同図は横軸に各地点の
7 平水流量、縦軸に流量のGSDをプロットしたものであり、流量の多い河川ほど流量のばら
8 つきGSDが小さく（概ね 2 以下）、流量の少ない河川ではGSDが大きい傾向を示した。これ
9 より、仮想的な濃度分布設定のため、GSDの 5～95 パーセンタイル値をとって、GSD 1.6
10 ～3.1 の対数正規分布を設定することにした。

11



12

13

図表 VIII-20 平水流量(年間50パーセンタイル値)と幾何標準偏差(GSD)

14

15 ② シミュレーションによる補正係数の導出

16 河川流量の確率密度関数を設定したことから、式 VIII-5 を用いて河川水中濃度の確率密
17 度関数を母集団として設定した (GSD1.6～3.1 の対数正規分布の逆数)。次に、河川から濃
18 度測定するためにサンプリングをするのは通常、大雨後の流量の多い時期は避けることを
19 模して、流量の 75 パーセンタイル超の分布を切り取った分布を作成し、それを使ってデー
20 タサンプリングをする分布 (流量の対数正規分布の 75 パーセンタイル超を切り取った分布
21 の逆数) とした。

22 年に 1～24 回の測定を行うことを模して、上記の分布からランダムに 1～24 個の値をサ

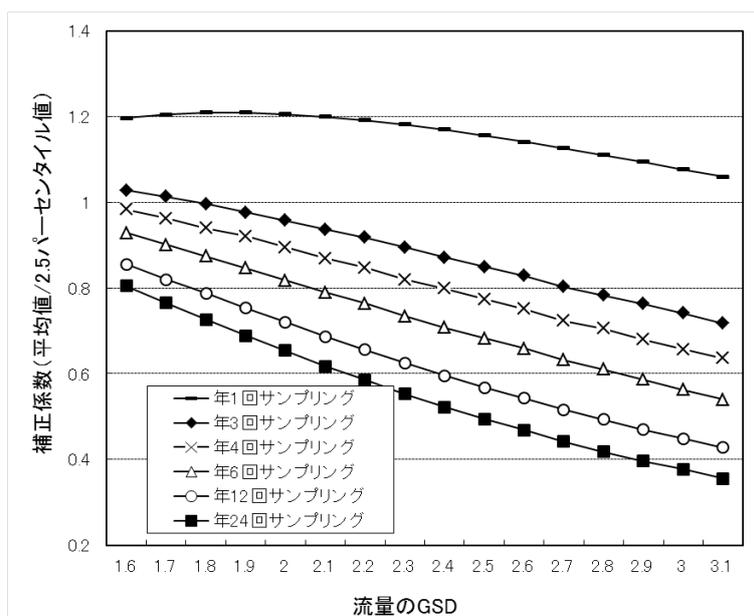
¹ Crystal Ball 2000 (構造計画研究所) のバッチフィットツールを使用した。地点ごとの日流量の分布に、複数の連続確率密度関数 (正規分布、三角分布、対数正規分布、一様分布、指数分布、ワイブル分布、ベータ分布、ガンマ分布、ロジスティック分布、パレート分布及び極値分布) の中で最も適合する分布 (カイ二乗検定の P 値が最大の分布) を調べた。

1 ンプリングし、その平均値を求めるシミュレーションを 10 万回繰り返して、その平均値で
2 ある「サンプリング平均値」の分布を作成した。

3 サンプリング平均値（サンプリング回数の測定が行われた場合の「測定値の平均値」と
4 みなしている。）の分布の 2.5 パーセンタイル値と、母集団の算術平均値（連続測定が行な
5 われた場合の「理想的な年平均値」とみなしている。）の比（理想的な年平均値／サンプリ
6 ング平均値の 2.5 パーセンタイル値）を理論的に導出した補正係数とした。補正係数の算出
7 に用いたサンプリング平均値 10 万個の分布の 2.5 パーセンタイル値は、サンプリング平均
8 値のとり得る値の中で小さめ（理想的な年平均値に対して過小評価をする側）の代表値と
9 して設定した。

10 以上の方法で流量の GSD ごと、サンプリング頻度別の補正係数を導出し、図表 VIII-21
11 に示した。データサンプリングにおいて、流量が多い時、すなわち濃度が低い時のデータ
12 が除かれているため、河川水中濃度に関しては、サンプリング平均値は理想的な年平均値
13 を過小評価しにくいという結果となった。

14 以上より、河川水中濃度に関しては、測定頻度に係る補正係数は、一律「1」とすること
15 とした。



16
17 図表 VIII-21 理論的に求めた河川水中濃度のサンプリング頻度別の補正係数

18

19 VIII.6.4 数理モデルによる推計値との比較における留意点

20 環境モニタリング情報は、VIII.4.2 に示したように暴露シナリオに対応させることができ
21 れば、当該暴露シナリオに対応した実測濃度として暴露評価に利用する。その際、環境モ
22 ニタリングデータは数理モデルによる推計値と比較することになるが、以下の点に留意す
23 る必要がある。

24 数理モデルによる推計値と環境モニタリングデータを対比・比較する際は、数理モデル
25 で想定しているシナリオに沿うように可能な範囲で測定値を抽出・加工するものの、本来

- 1 両者は一致するものではない、という認識が必要である。以下に排出源ごとの暴露シナリ
- 2 オの例を挙げる。数理モデルによる環境中濃度は「技術ガイダンス V.3.3 環境中濃度推計」
- 3 に示したように暴露シナリオに沿った仮定上の数値である。例えば本スキームの排出源ご
- 4 との暴露評価による大気中濃度は排出源から半径 1km 等のエリア内の年平均濃度である。
- 5 これと対応する環境モニタリングデータは、厳密に言えば対応するエリアの計算地点に相
- 6 当する格子点ごとに測定された年平均濃度の、エリア内の格子点間平均濃度であるが、現
- 7 実には存在しない。
- 8 両者は相関が強いと想定されるもの同士の比較であり、推計結果の解釈に利用するため
- 9 に、その相関や対応する数値同士の比がどの程度であるのかという視点で眺めることが有
- 10 用である。
- 11