

詳細リスク評価書： 亜鉛

(独) 産業技術総合研究所
化学物質リスク管理研究センター

内藤 航・加茂 将史・対馬孝治

平成 19 年 5 月

目次

I. 序論

1. はじめに
2. 本評価書の構成
3. 参考文献

II. 基本情報と既存の評価文書・法規制の概要

1. はじめに
2. 亜鉛の歴史
3. 亜鉛の物理化学的特性
4. 亜鉛の生産と用途
 - 4.1 亜鉛のマテリアルフローと用途
 - 4.2 亜鉛の需給量の経年変化
5. 亜鉛の法規制等
6. 公的機関の評価文書の概要
 - 6.1 米国 EPA
 - 6.2 WHO
 - 6.3 EU

III. 発生源の特定と環境排出量の推定

1. はじめに
2. 対象とした亜鉛の発生源・排出経路
3. PRTR による排出・移動量の概観
 - 3.1 PRTR における排出量と移動量の集計結果
 - 3.2 PRTR 報告値の地方別の傾向
4. 亜鉛の各ライフステージからの環境排出量一点源（個別事業所）からの排出一
 - 4.1 鉱山および生産段階からの排出
 - 4.1.1 亜鉛鉱石と採鉱・選鉱
 - 4.1.2 亜鉛の製錬
 - 4.1.3 亜鉛の生産段階からの排出
 - 4.2 休廃止鉱山からの排出量の推定
 - 4.3 各種製造業および化学工業からの排出
 - 4.4 廃棄物処理業からの亜鉛の排出量一亜鉛含有製品の廃棄段階からの排出一
 - 4.5 下水処理施設からの亜鉛の排出量
 - 4.6 その他の業種からの排出量について

- 4.7 PRTRにおける排出量と排出量総合調査による推定排出量の比較
- 4.8 PRTRにおける公共用水域への届出排出量上位10事業所
- 4.9 排水中の亜鉛濃度が高い業種
- 5. 亜鉛含有製品の使用および他の非点源からの排出
 - 5.1 最終製品の使用段階からの排出
 - 5.1.1 タイヤの摩耗による亜鉛の排出
 - 5.1.2 亜鉛めっき製品からの排出
 - 5.1.2.1 屋根材や建造物からの亜鉛排出量の推定に関する報告事例
 - 5.1.2.2 亜鉛めっき製品からの環境排出量推定
 - 5.2 生活系排水からの排出
 - 5.3 大気からの沈着
 - 5.4 農薬に含まれる亜鉛の環境排出量
- 6. 自然由来等その他の発生源について
- 7. 排出量推定に関連する不確実性の考察
- 8. 亜鉛の発生源と排出量のまとめ：亜鉛のライフサイクルにおける環境への排出量
- 9. 参考文献

IV. 環境動態とモニタリングデータの解析

- 1. はじめに
- 2. 濃度測定方法
 - 2.1 前処理
 - 2.1.1 水試料
 - 2.1.2 土壌試料
 - 2.1.2.1 過塩素酸分解法
 - 2.1.2.2 0.1N 塩酸浸出法
 - 2.1.3 底質および地質試料
 - 2.1.3.1 全含有量測定
 - 2.1.3.2 0.1N 塩酸浸出法
 - 2.1.4 大気試料
 - 2.2 濃縮と抽出
 - 2.3 定量
- 3. 亜鉛の環境中形態
 - 3.1 水中の存在形態
 - 3.2 土壌中の存在形態
 - 3.3 大気中の存在形態
 - 3.4 生物濃縮性

4. モニタリングデータの把握
 - 4.1 水質
 - 4.1.1 水質モニタリングデータとその整備
 - 4.1.2 水質モニタリングデータの特徴
 - 4.2 堆積物（底質）
 - 4.3 土壌
 - 4.4 地下水
 - 4.5 大気
5. 公共用水域データの類型化分析
 - 5.1 全国のデータの概要と高濃度地点の定義
 - 5.1.1 陸域のモニタリングデータの分布
 - 5.1.2 海域のモニタリングデータの分布
 - 5.1.3 高濃度地点の定義
 - 5.2 高濃度地点の分類
 - 5.2.1 高濃度地点の分類手順
 - 5.2.2 主たる排出源の特徴
 - 5.2.2.1 鉱山地域による影響の特徴
 - 5.2.2.2 事業所による影響の特徴
 - 5.2.2.3 下水処理施設による影響の特徴
 - 5.2.2.4 事業所と下水処理場による複合影響の特徴
 - 5.2.2.5 未分類の地点の特徴
6. まとめ
7. 参考文献

V. 水生生物に対するリスクの定量化

1. はじめに
2. 問題設定
 - 2.1 評価エンドポイントと影響指標
3. 影響評価
 - 3.1 急性毒性
 - 3.1.1 淡水域の生物
 - 3.1.2 海域の生物
 - 3.1.3 急性毒性まとめ
 - 3.2 慢性毒性
 - 3.2.1 淡水域の生物
 - 3.2.2 海域の生物

4. **個体レベルでのリスク判定値**
 - 4.1 種の感受性分布の作成
 - 4.2 毒性と硬度
 - 4.2.1 US EPA の補正式
 - 4.3 種の感受性分布
 - 4.3.1 硬度の影響
5. **個体群レベルでのリスク判定値**
 - 5.1 各種での閾値濃度の算出
 - 5.1.1 藻類
 - 5.1.2 微生物
 - 5.1.3 タマミジンコ
 - 5.1.4 魚類
 - 5.2 集団レベルの感受性分布の作成
6. **リスク判定**
 - 6.1 最初の質問への回答
 - 6.2 HC5 超過地点数と超過地点の特徴
 - 6.3 PHC5 超過地点数と超過地点の特徴
7. **亜鉛影響の諸知識**
 - 7.1 野外において観察される亜鉛の影響
 - 7.1.1 藻類及び従属栄養生物
 - 7.1.2 底生生物
 - 7.1.3 まとめ
 - 7.1.4 本節の付録
 - 7.2 抵抗性
 - 7.2.1 微生物
 - 7.2.2 藻類
 - 7.2.3 無脊椎動物
 - 7.2.4 魚
 - 7.2.5 行動への影響
 - 7.3 Biotic Ligand Model
8. **まとめと今後の課題**
 - 8.1 2番目の質問への回答
 - 8.2 その他検討課題
 - 8.3 最後の回答

VI. 高濃度地点の詳細暴露解析

1. はじめに
2. 事例研究対象地点
3. 高濃度地域の暴露解析
 - 3.1. 石津川
 - 3.1.1. 石津川の概要
 - 3.1.2. 現状の物質収支の算定
 - 3.1.3. 排水基準の適用による亜鉛収支の変化
 - 3.3. 碓氷川
 - 3.3.1. 碓氷川の概要
 - 3.3.2. 現状の物質収支の算定
 - 3.3.3. 排水基準の適用による亜鉛収支の変化
 - 3.5. 境川
 - 3.5.1. 境川の概要
 - 3.5.2. 晴天時と雨天時のモデルによる予測値と野外調査による実測値の比較
 - 3.5.3. 亜鉛の面源負荷
4. 考察
5. まとめ
6. 参考文献

VII. まとめ

1. はじめに
2. 暴露評価
3. 有害性評価
4. リスクの定量化
5. 今後の課題

第 I 章 序論

1. はじめに

1 亜鉛は多種多様な工業製品に使用され、かつ自然土壌にも含まれるため、ヒトや環境中
2 の生物は種々な形態の亜鉛と常に接触していると考えられる。亜鉛は鉄鋼に次いで使用量
3 の多いベースメタル（鉛、アルミニウム、銅、亜鉛等）の一つであり、日本国内の亜鉛消
4 費量（2004 年度）は 568,676 トンに達する（経済産業省経済産業政策局統計部 2005）。亜
5 鉛の需要分野は自動車、電気・機械、建設など多部門に渡り、用途は広範囲におよび、主
6 として亜鉛めっき、ダイカスト、伸銅品、無機薬品として我々の身の周りで使われている。
7 用途の中でもめっきは亜鉛の全消費量の約 60%を占める（経済産業省経済産業政策局統計
8 部 2005）。鉄鋼やその他金属の腐食を抑制するために用いられる亜鉛めっきは、鋼管、仮
9 設機材、建築物・温室、自動車部品、構造物用鋼材、鉄道、電気機器等、至るところで使
10 用されている。

11 亜鉛は生物（ヒトおよび環境中の生物）にとって必須微量元素の一つであるが、高濃度
12 の亜鉛への暴露は有害な影響を引き起こす可能性がある。亜鉛は生物の成長、発育、代謝
13 に重要な役割を果たす。植物は亜鉛欠乏の土壌では十分生長せず、動物やヒトでも亜鉛の
14 摂取量が不足すると、成長率が低下したり、その他の病理生理学的変化もたらしたりする（山
15 根 1986）。よって、亜鉛のヒトや環境中の生物への影響を評価する際は、過度な規制や対策
16 が環境中の生物やヒトにとって亜鉛欠乏の原因とならないように考慮することが必要とな
17 る。一方、亜鉛への過剰な暴露は生体に対して有害な影響を及ぼすことが知られている（例
18 えば、山根 1986）。亜鉛は魚類の呼吸系に悪影響を及ぼすことが知られており、高濃度水域
19 では水生生物への影響が懸念される。本評価書では高濃度の亜鉛暴露に伴う影響に着目し
20 てリスク評価を行う。

21 わが国では、水生生物の保全に係る環境基準の設定について、中央環境審議会から平成
22 15 年 9 月に答申がなされ、同年 11 月に環境省告示により、亜鉛について水生生物の保全に
23 係る水質基準が設定された（環境省、2003）。その答申には、1) 水生生物保全の観点を考慮し
24 た水質環境基準の性格を生活環境項目の環境基準に位置づけること、2) 全亜鉛を環境基準
25 項目、クロロホルム、フェノール、ホルムアルデヒドの 3 物質を要監視項目とすること、
26 3) 生息している生物種の違いにより淡水域を 4 つの水域区分、海域を 2 つの水域区分に分
27 類し、水域区分ごとに基準値を設定すること等の内容が組み込まれた。全亜鉛の環境基準
28 は淡水域で 0.03mg/L(全亜鉛)となった。環境省では、推進されるべき施策を効果的なもの
29 とするため、環境基準の運用、環境管理等、水生生物の保全に係る施策の重要事項につい
30 て中央環境審議会水環境部会において審議がなされた。その後平成 18 年 4 月に「水生生物
31 の保全に係る排水規制等の在り方について」という報告書がまとめられ、亜鉛の一律排水
32 基準の設定の考え方、新たな排水基準値（2 mg/L）および暫定基準（5 mg/L）等の答申がな
33 34 35 36

1 された（環境省 2006）. そして同年 12 月より「排水基準を定める省令等の一部を改正する
2 省令」が施行されることとなった. この亜鉛の環境基準の設定や排水規制については, 第
3 II 章において詳しく述べる.

4 EU においては, オランダが担当国となり 1995 年に亜鉛のリスクアセスメントが開始さ
5 れ, 1999 年にドラフトレポートが完成し, その後協議が重ねられ, ヒト健康に関しては,
6 2004 年に最終報告がなされている(EU, 2004). それによると, すべての暴露集団(職業暴露,
7 一般住民暴露)に対して, さらなる情報および/または試験の必要性および既に適用されてい
8 る措置以上のリスク低減措置の必要性は現在存在しないと結論されている. 一方, 環境中
9 の生物へのリスクについては, 評価書のドラフト版 (EU 2006) において, 暴露シナリオ
10 によって異なる結論が提示されており, その中にはさらなるデータ収集の必要性やリスク
11 削減対策の必要性が指摘されるシナリオも存在している.

12 WHO (2001)では, 亜鉛は環境中における必須元素であり, 亜鉛による影響は, 欠乏およ
13 び過剰摂取の両方の可能性があるため, 亜鉛の毒性からの保護を検討する際, 規制クライ
14 テリアは亜鉛の欠乏域とならないようにすることが重要である, と結論されている.

15 このように亜鉛は国内外において様々な評価がなされており, その結果暴露シナリオに
16 よっては生態系に対するリスクが高いことが示され, 日本においても生態系保全のための
17 環境基準や排水基準が設定された. しかしながら, 生態リスク管理・対策に関連する日本
18 における検討は, 諸外国における手順を模倣するように手続き的に行われている印象が強
19 く, 暴露状況や環境政策の相違点が十分に考慮されているとは思えない. 日本においてリ
20 スクの大きさに基づく合理的かつ適切な生態リスク管理・対策を促進するためには, 解決
21 すべき問題はまだまだ多く存在している. 特定の排出源に対する対策が効果的なリスク削減に
22 繋がるかどうかを評価するのに必要となる発生源と環境中濃度との関係を定量的に解析し
23 た例はほとんどない. 特に, 事業所以外の非点源や鉱山からの環境中への排出量の把握や
24 寄与率は十分な検討はなされていない. さらに, これまでの亜鉛の生態リスク管理・対策
25 は個体レベルの影響をエンドポイントとした評価に基づいたものであり, 個体群の存続に
26 対する影響の観点からリスクが評価され, それに基づく管理・対策のあり方が議論された
27 ことはない.

28 このような背景を踏まえ, 本研究では, 日本における亜鉛の水生生物に対するリスクを
29 個体および個体群レベルで詳細に評価し, その結果に基づく新しいリスク管理・対策のあ
30 り方を提案することを目的とした. 具体的には, 1) 米国や EU における既存の評価文書や
31 国内外の水生生物保全のための基準やクライテリアの特徴や問題点を整理し, それらを参
32 考にして 2)亜鉛の発生源と環境排出量の評価を行い, 3) モニタリングデータより環境中亜
33 鉛濃度を把握し, 4)亜鉛の環境中の生物への有害性を評価し, 5) 暴露と有害性情報を統合
34 して個体および個体群レベルのリスク判定を行い, 6) 排出削減対策の効果やその経済性を
35 具体的な事例を挙げて評価して, 最終的に 7) リスクに基づく亜鉛の生態リスク管理・対策
36 のあり方を提示する.

2. 本評価書の構成

本評価書は図 I.1 に示す全 7 章で構成される。それぞれの章の内容と章間の関係について説明する。

第 II 章では、評価対象である亜鉛の基本的な情報（物質の同定情報、物理化学的性質）と整理し、亜鉛生産と用途、日本における法規制および諸外国の評価文書に関して調査した結果を記述した。日本の水質環境基準および排水規制や EU における亜鉛のリスク評価の内容については、本評価書の作成をする上で重要かつ参考になる情報が多く含まれていることより、その内容は詳細にまとめた。

第 III 章では、亜鉛の主要な発生源とそれらからの排出量を全国スケールで把握するため、環境中に存在する亜鉛の発生源の同定と排出量の推定を行った。排出量推定においては、評価対象の水生生物の生息する水環境に焦点を当てた。個別事業所からの排出量については、PRTR データや排出量総合調査の解析データを分析して、排出量を把握した。また独自の解析を行うことにより、自動車のタイヤ摩耗や亜鉛めっきの腐食に伴う排出量を把握した。生活系や大気沈着、休廃止鉱山等その他の排出源からの排出量についても利用可能なデータを用いて、できるだけ定量的に推定を試みた。

第 IV 章では、亜鉛の環境中における動態を文献情報に基づきまとめ、さらに報告されているモニタリングデータを可能な限り収集し、それらを整理することにより環境媒体中濃度を把握した。豊富なデータが存在する公共用水域の実測データについては、濃度の増減傾向を解析し、さらに高濃度地点については、それぞれの地点をその主たる原因により分類し、その特徴を把握した。第 IV 章の解析結果は、第 V 章における生態リスクの判定において活用し、詳細な暴露解析を行う個別河川の選択に貴重な情報を提供する。

第 V 章では、亜鉛の水生生物に対する有害性について評価を行い、個体および個体群レベルの種の感受性分布を作成し、リスク判定に用いる影響指標を決定した。第 IV 章において把握した暴露情報と影響指標を統合して、個体および個体群レベルの生態リスクを定量化した。個体群レベルの評価には独自のアプローチを適用した。野外調査の結果等を勘案して、日本の公共用水域における水生生物に対するリスクについて考察し、さらに河川の水質の違いを考慮した影響を検討するために利用する BLM (Biotic Ligand Model) の有用性について論ずる。

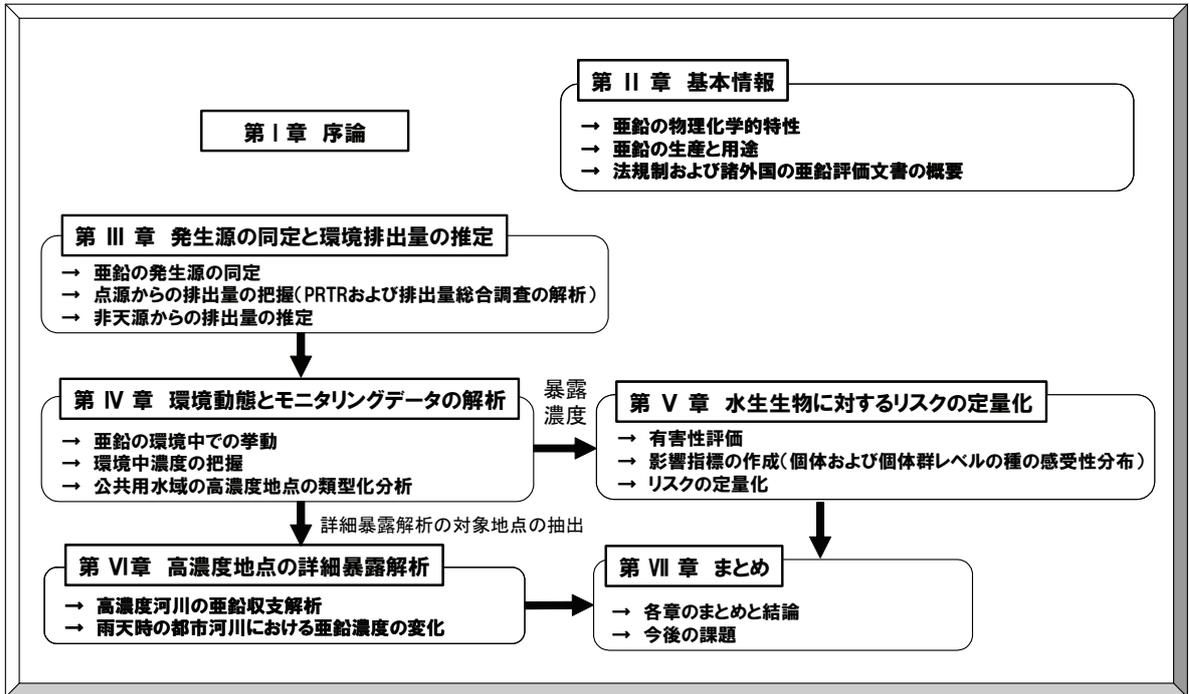
第 VI 章では、典型的な高濃度水域を取り上げ、亜鉛の物質収支の解析を行い、個別事業所に対する規制の効果について、河川のタイプごとに評価を行った。また雨天時の路面排水の流入に伴う河川水中濃度の増加の程度やその寄与率について、実測データとモデルを用いて解析した結果をまとめた。

第 VII 章では、本評価書で得られた知見と今後の課題についてまとめた。

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10

本章の最後に本評価の特色はついて挙げておく。

- ・環境排出量の推定において、PRTR や排出量総合調査ではカバーできない製品の消費に伴う非点源からの環境排出量を定量的に評価した。
- ・豊富な公共用水域のモニタリングデータの詳細な解析を行い、高濃度地点について主たる発生源ごとにデータを整理し、高濃度地点の特徴を把握した。
- ・生態リスクの定量化において、個体および個体群レベルをエンドポイントとした評価を階層的に行った。個体群レベルの評価では、個体群レベルの種の感受性分布を用いた新しい評価のフレームワークを示した。



11
12

図 I.1 本評価書の構成

3. 参考文献

- 1
2
3 経済産業省経済産業政策局統計部 (2005). 鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報
4 山根靖弘 (1986). 環境汚染物質の生体への影響 17 亜鉛. 東京化学同人
5 環境省 (2003). 水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について (第一次報告)
6 <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=4347> (平成19年4月12日)
7 環境省 (2006). 水生生物の保全に係る排水規制等の在り方について (報告)
8 <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=7099> (平成19年4月12日)
9 EU (2004). European Union Risk Assessment Report : Zinc Metal Part II – Human
10 Health
11 EU (2006). Risk Assessment : Zinc Metal Final draft of May 2006 Part 1 Environment.
12 WHO (2001). Environmental Health Criteria 221: Zinc
13

第Ⅱ章 基本情報と既存の評価文書・法規制の概要

1. はじめに

本章では、亜鉛に関する基本的な情報(歴史、物理化学的特性、生産と用途、日本における法規制)について記述し、さらに EU や WHO 等が行った亜鉛のリスク評価の概要および諸外国における亜鉛の環境基準等をまとめた。

2. 亜鉛の歴史

ここでは「亜鉛ハンドブック(改訂版)」(日本鉛亜鉛需要研究会 1993)における記述を要約して、亜鉛の歴史について記述する。

金・銀・銅・鉛・すず・鉄および水銀は七金と呼ばれ、人類の歴史に古くから登場するが、亜鉛の登場については時代が下がり、その由来については必ずしも明確ではない。亜鉛化合物は太古の時代から人類に知られていた。紀元前 1000 年頃の制作と思われる古代金属利器類の中には不純物として亜鉛が含まれていた。紀元前後にはローマ人は亜鉛の鉱石を銅の鉱石に混ぜて黄銅を造ることを知り、貨幣にもこれを利用した。単体として得られたのは、銅、鉄、スズ、鉛よりもずっと遅れてからである。亜鉛の融点 419. 47℃、沸点 930℃であって、亜鉛を含有する鉱石から木炭で還元する場合、1,000℃以上になれば亜鉛分が蒸発し、金属亜鉛として捕集することは困難でありことが、亜鉛の登場の遅れた理由であると考えられている。欧州では少なくとも 17 世紀までは金属としての亜鉛は知られておらず、欧州で最初に金属亜鉛を製錬した人物はウイリアム・チャンピオン(1709-1789)とジョン・チャンピオン(1705 - 1794)の兄弟であり、ウイリアムが異極鉱から金属亜鉛を蒸留する方法で特許をとったのは 1738 年であった。

日本においては、930 年代に編集された最初の分類体百科事典「和名類聚抄」の鑛石の項には、鑛石を俗に中尺といい、金に似て西域では銅と鉄に薬を合わせてこれをつくると説明がつけられていたことより、平安時代には真鑛(黄銅)についての知識があったことが伺える。

亜鉛は金・銀採取の際に残滓として、また銅鉱石や鉛鉱石の「やに」として長い間捨てられていた。1897 年頃から外国人貿易商などがこれに着目し、欧州に輸出されるようになった。やがて亜鉛鉱石そのものの採掘が 1900 年代から本格化し、製錬所が各地(例えば神岡、細倉、三池、彦島など)につくられた。第一次世界大戦による価格の高騰は亜鉛製錬業の発展を大きく刺激し、日本の亜鉛製錬事業が軌道に乗る端緒を開くに至った。

日本の亜鉛鉱山の鉱床タイプは、大きく分けると黒鉱鉱床、スカルン鉱床、鉱脈鉱床が

1 ある(中島 2006a)。黒鉱鉱床は周密なる混合鉱石の鉱床が特徴で、含有鉱物は閃亜鉛鉱、
2 方鉛鉱、黄銅鉱、黄鉄鉱、石膏、重晶石などの単独あるいは数種の鉱物の混合からなる。
3 この鉱床は層状ないし塊状をなして賦存しており、主に東北地方内陸部、山陰地方および
4 北海道西南部に分布している。黒鉱鉱床は、日本の新第三系中新統のグリーンタフ(緑色
5 凝灰岩)と呼ばれる地層中に胚胎している。グリーンタフ地域は北海道から東北日本から
6 西南日本までの日本海側に主として存在する。主な鉱山として小坂鉱山、花岡鉱山、花輪
7 鉱山等がある。スカルン鉱床は通常、銅、鉛、亜鉛、錫、タングステンなどの鉱石鉱物か
8 らなり、鉱体は不規則塊状を呈する。このタイプの鉱床は、北上南部、新潟、秩父、飛騨、
9 中国地方、大分・宮崎地方などに分布し、主な鉱山として神岡呼応算などがある。鉱脈鉱
10 床は地層・岩石の割れ目を有用鉱物が充填して形成されたもので、ほぼ全国に分布してい
11 る。豊羽鉱山、細倉鉱山などが代表的な鉱山である。

12 日本の亜鉛鉱石の生産は、1960年頃まで10万トン前後で推移し、その後1967年に約25
13 万トンに達し、1983年頃まで25万トン前後で推移して、1986年から1987年にかけて円高
14 不況により国内の鉛亜鉛鉱山の閉山が相次ぎ、その後国内鉱石生産は減少を続け、1994年
15 には10万トン割った(中島 2006a)。2006年3月に最後の国内亜鉛鉱山として操業を続
16 けていた豊羽鉱山が操業を中止し、現在日本では亜鉛の鉱石の確保は輸入に頼っている状
17 態である。

18

19 3. 亜鉛の物理化学的特性 (化学辞典、理化学辞典)

20

21 亜鉛は地殻中に0.02wt%存在し、自然界では閃亜鉛鉱、ウルツ鉱、菱亜鉛鉱などの鉱物と
22 して存在する。カナダ、米国、オーストリアが主産地である。製錬には、鉱物を浮選、焙
23 焼により酸化亜鉛としたのち、1,200°Cくらいの高温でコークスを還元する乾式法、あるい
24 は硫酸に溶かし電解還元する湿式法が用いられるが、後者の方法では99.995%の純度の金属
25 が得られる(化学辞典)。

26 単体の亜鉛は銀白色で、比較的やわらかい金属で六方最密構造をとる。湿った空気中に
27 放置しておくと、表面に皮膜が形成され、しだいに光沢を失う。この性質が鉛によく似て
28 いるので、亜鉛という名になったとされている。密度は鉄(7.86 g/cm³)よりやや小さい。そ
29 の原子番号は30、原子番号は65.39で周期表のIIB族に属する。常温では結晶の異方性が
30 強いため、ややもろく、加工しにくい。100~115°Cで延性、展性が増大し、薄板に圧延
31 したり、線に引くことができるようになる(理化学辞典)。

32 純粋な亜鉛は通常の温度では乾燥空気による酸化に強いが、225°C以上の温度では腐食が
33 急速に進む。湿った空気中では室温でも酸化が起こり、二酸化炭素の存在では塩基性炭酸
34 塩の水和物の形成を促進する。この炭酸塩は堅固で粘着性のある淡灰色薄膜を形成し、亜
35 鉛がそれ以上腐食するのを防ぐ。乾いたハロゲンとは常温では反応しないが、水分がある

1 と容易に侵される。水には不溶であるが、酸素が共存すると徐々に反応して水酸化物と過
 2 酸化水素を生じる。希酸，アルカリ水溶液に可溶で，アンモニア水，シアン化カリウム水
 3 溶液には酸素の存在下で錯体を形成して溶ける。硫酸と最も強く反応し，ついで塩
 4 酸，硝酸の順である。亜鉛は激しい還元力を示し，硫酸や塩酸から水素を遊離する。この
 5 性質は工業における多くの有機化学過程において亜鉛末や苔状亜鉛の利用のもとになる。

6 亜鉛の物理化学的特性を表 II.1 に示す。

7

8 表 II.1 亜鉛の物理化学的特性¹⁾

元素記号：	Zn
原子番号：	30
原子量：	65.39
族：	IIB
電子配置：	1s ² 2s ² 2p ⁶ 3s ² 3p ⁶ 3d ¹⁰ 4s ²
天然の同位体：	⁶⁴ Zn (48.6%) ⁶⁶ Zn (27.9%) ⁶⁷ Zn (4.1%) ⁶⁸ Zn (18.8%) ⁷⁰ Zn (0.6%)
沸点：	907 °C
融点：	419.6 °C
密度：	7.13 g/cm ³ (25 °C)
固体の結晶構造：	六方最密構造
融解熱：	6.57 kJ/mol
蒸発熱：	114.8 kJ/mol
金属結合半径：	1.33 Å
モース硬さ：	2.5
超伝導転移温度：	0.85 K
磁化率：	-0.174 × 10 ⁻⁶ cm ³ /g
熱伝導率：	121 W/m · K
ヤング率：	96.5 × 10 ⁹ N/m ²
熱容量：	25.4 J/K · mol
抵抗率：	5.92 × 10 ⁻⁶ Ω cm

9 * 理化学辞典

10

1 亜鉛は反応性が高く、かつ両性元素であるため、多くの化合物を形成する。亜鉛化合物
2 は、化学的性質により酸化物、炭酸塩、硫酸塩、塩化物、リン酸塩、有機物錯体に分類さ
3 れる。化学物質排出把握管理促進法 (PRTR 法) では、常温で水に 1%以上溶ける亜鉛化合物
4 が「亜鉛の水溶性化合物」として位置づけられ、排出・移動量推定の対象となっている。
5 硫酸亜鉛および塩化亜鉛は代表的な亜鉛の水溶性化合物である。一方、酸化物、炭酸塩、
6 リン酸塩、有機錯体は一般に水に不溶である。
7 代表的な亜鉛化合物の物理化学的性状を表 II.2 に示す。
8

表2 亜鉛化合物の物理化学的性質¹⁾

物質	CAS No.	組成式	分子量	融点(°C)	沸点(°C)	密度 (g/cm ³) (°C)	水溶解度
酢酸亜鉛	557-34-6	Zn (C ₂ H ₃ O ₂) ₂	183.47	237	200	1.735	水溶
臭化亜鉛	7699-45-8	ZnBr ₂	225.19	394	690	4.201 (25)	水溶
炭酸亜鉛	3486-35-9	ZnCO ₃	125.39	300	ND	4.398	わずかに溶ける
塩化亜鉛	7646-85-7	ZnCl ₂	136.29	283	732	2.907 (25)	水溶
フッ化亜鉛	7783-49-5	ZnF ₂	103.38	872	ca. 1500	4.95 (25)	わずかに溶ける
フッケイ酸亜鉛	16871-71-9	ZnSiF ₆ ·6H ₂ O	207.46	ND	ND	2.104	水溶
水酸化亜鉛		Zn (OH) ₂	99.39	125	ND	3.053	わずかに溶ける
ヨウ化亜鉛	10139-47-6	ZnI ₂	319.19	446	624	4.736 (25)	水溶
硝酸亜鉛	7779-88-6	Zn(NO ₃) ₂	297.48	36.4	105-131	2.065 (14)	水溶
酸化亜鉛	1314-13-2	ZnO	81.38	1975	ND	5.606	不溶
リン酸亜鉛	7779-90-0	Zn(PO ₄) ₂	386.08	900	ND	3.998 (15)	不溶
リン化亜鉛	1314-84-7	Zn ₃ P ₂	258.09	> 420	1100	4.55 (13)	不溶
硫酸亜鉛	7733-02-0	ZnSO ₄	161.44	600 ^b	ND	3.54 (25)	水溶
硫化亜鉛	1314-98-3	ZnS	97.44	ND	ND	4.102 (25)	-

1) WHO (2001)を基に作成

1 4. 亜鉛の生産と用途

2 4.1 亜鉛のマテリアルフローと用途

3

4 JOGMEC (2005)が鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報(経済産業省経済産業政策局統計部 2004)
5 に基づき作成した亜鉛のマテリアルフローを図Ⅲ.1に示す。亜鉛の生産は主に亜鉛精鉱等から生
6 産する製錬工程(一次)と再生工程(二次)に分けられる。一次製錬では亜鉛精鉱を焙焼した後、
7 硫酸に溶解して電解採取等で生産する。二次製錬ではめっき工場から発生すドロス、滓類や亜鉛
8 屑等から熔融分離にて再生地金を生産する。生産される亜鉛量のうち一次製錬により生産される
9 量は全体の約95%を占める。亜鉛の全体消費量は2004年において569千トンに達する。用途別の
10 消費量でみると、めっきとしての用途が消費全体の6割弱を占め、次いで伸銅製品とダイカスト
11 製品が併せて約2割、無機薬品用(主にタイヤ加硫剤)が1割以下である(経済産業省経済産業政策
12 局統計部 2005)。

13 BRICsおよび日本、米国、ヨーロッパの世界の亜鉛需要に占める割合を見ると、2004年におい
14 て世界全体の需要は10,167千トンであり、中国のシェアが圧倒的に多く全体の約25%(2551千
15 トン)を占め、米国が約11%(1,112千トン)、日本が約6.1%(621千トン)、ロシアを除くヨー
16 ロッパが約26%(2619千トン)であり、ブラジルとロシア、インドはそれぞれ2.4と2.3、3.5%
17 を占めている(JOGMEC 2006)。

18 日本では2005年時点において表Ⅱ.3に示す6箇所の亜鉛製錬所が鉱石から亜鉛を生産してい
19 る。日本における亜鉛の製錬能力は需要の伸展にともない拡充を続け、1973年には年間生産能力
20 100万トン弱に達し、その後1985年まで100万トン前後で推移したが、細倉製錬所や三池製錬所
21 などの操業中止により、亜鉛冶金生産能力が下落した(中島 2006)。2005年時点では6箇所の製
22 錬所において約70万トンの製錬能力がある。

23 亜鉛の最大の用途は鉄鋼の防食のめっきである。特に鉄板に亜鉛めっきしたものは「トタン」
24 といわれる。亜鉛のほうが鉄よりもイオン化傾向が高いため、基質である鉄の腐食を動電的に
25 防護する。したがって、亜鉛が完全に腐食するまで、基質である鉄はさび始めない。亜鉛メッキ
26 を施された主な製品は、建造物、有刺鉄線網、鋼鉄ケーブル、ガードレール、電池容器、鋼管、
27 自動車部品、家電機器部品等がある。

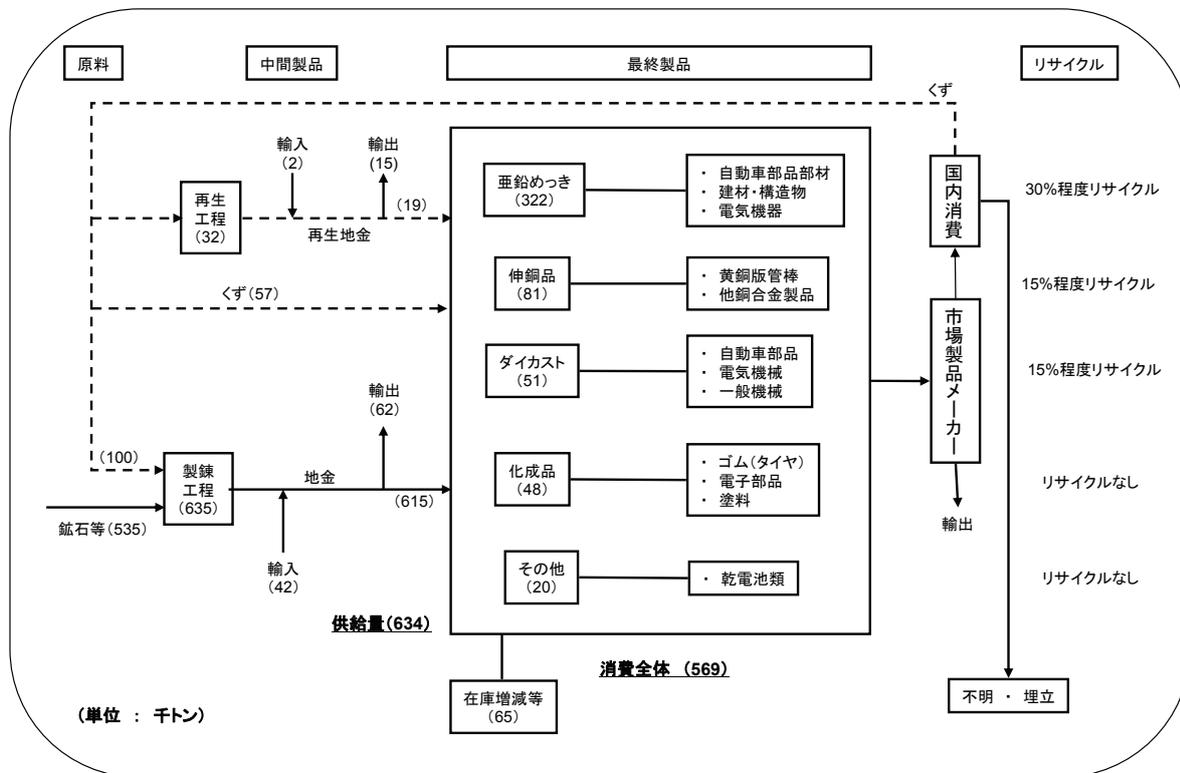
28 次に多い用途は伸銅製品(合金成分)である。その中でも黄銅(合金成分として亜鉛を10-30%含
29 有)として使われることが多く、その代表的な製品として電子材としての板材やプラント等用の管
30 材、機械器具やバブルなどの水廻り部品用の棒線材が挙げられる。

31 亜鉛は融点が低く铸造しやすいためダイカスト金属としての用途も多い。亜鉛ダイカストは自
32 動車用部品、おもちゃ、電気機械、一般機械等に使われる。

33 無機薬品としては、ゴム製品(自動車のタイヤ用加硫剤)として主に使われる。亜鉛華(ZnO)は、
34 塗料、顔料、印刷インキ、あるいは窯業などに用いられる。また酸化亜鉛はその殺菌作用から、
35 亜鉛軟膏として外用薬剤としても用いられている。

1 亜鉛とその化合物の主要な用途を表Ⅱ.4に示す。表に示すように亜鉛は様々な形態で多種多様
 2 な用途に使われている。

3



4 図Ⅱ.1 亜鉛のマテリアルフロー (2004年ベース)

5 (出典：JOGMEC 2005, 元データは鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報 2004年)

6

7 表Ⅱ.3 日本の亜鉛製錬設備と製錬能力

会社名	製錬所	品種	製錬能力(トン/年)
八戸製錬	八戸	蒸留	117,600
秋田製錬	飯島	電気	200,400
東邦亜鉛	安中	電気	139,200
三井金属鉱業	神岡	電気	72,000
	彦島	電気	84,000
住友金属鉱山	播磨	蒸留	90,000
合計			703,200

8 [出典：金属資源レポート, 中島 (2006) より, 元データ 「鉱山」]

1 表Ⅱ. 3 亜鉛とその化合物と主な用途

物質名 (別名)	用途
亜鉛	亜鉛鉄板, 亜鉛板, 黄銅 (真鍮), 伸銅品, 亜鉛合金ダイカスト, 写真製版, 亜鉛華, 亜鉛末など
亜鉛末	錆止め塗料, 金属製錬, 有機化学反応における還元剤, 電池, 染色加工, 樹脂ファイラー, 医薬品
塩化亜鉛	乾電池, 染料・農薬の合成用, 塩化亜鉛法活性炭の賦活剤, めっき, アクリル系合成繊維, ファイバー (板) 紙, 布製品難燃化, 軽金属脱酸, はんだ付け前脱酸処理, 塩化ビニル触媒, 水処理薬品, 金属石けん, 医用薬品
塩化亜鉛アンモニウム	めっき処理剤, 金属溶接
過酸化亜鉛	医薬品, 化粧品, ポリサルファイド系ゴム硬化剤
ケイフッ化亜鉛	木材シロアリ防虫剤, コンクリート増強剤, 亜鉛電解浴, クリーニング店の漂白浴用, 木材防腐剤
酸化亜鉛	ゴム (加硫促進剤), 塗料 (堅練, 調合ペイントほか塗膜強化剤), 印刷インキ, 絵具, ガラス (硬質ガラス, 光学ガラス), 陶磁器うわ薬, 脂肪酸の製造, 電線 (被覆ゴムの加硫促進剤), 触媒 (硫安, メタノール, アセトン製造用), 医薬品 (亜鉛華デンプン, 亜鉛華絆創膏, 亜鉛華軟膏), 亜鉛塩製造, めっき, 歯科セメント, 石油精製, 顔料 (ジンクロメートの原料), 電池, 電子写真材料, 蛍光体, ガスセンサー, フェライト (ソフトフェライトコアの原料), 金属せっけん, バリスター, 化粧品, 日焼け止めクリーム, 抗菌プラスチック等
青化亜鉛 (シアン化亜鉛)	殺虫剤, 医薬品, めっき, 試薬
硝酸亜鉛	医薬品, 媒染剤, 樹脂加工触媒, 金属表面処理
炭酸亜鉛	顔料, 陶磁器, 防火剤, 化粧品, 医薬品 (軟膏), 亜鉛塩類の製造, ゴム配合剤, ミネラル飼料, 亜鉛めっき
硫酸亜鉛	ビスコース人絹凝固液, 農薬 (亜鉛ボルドー), 医薬品 (点眼, 催吐, 腐食性収斂薬), 分析用試薬, 触媒, 木材・皮革防腐, リトポンの製造, 亜鉛顔料, 亜鉛塩類, 電解亜鉛, 消毒剤, 防腐剤, 飼料添加剤, ゼラチンの清澄, 安定剤, 蛍光体原料
硫化亜鉛	蛍光体原料, 塗料, ゴム用顔料, 蒸着材料
酢酸亜鉛	有機合成触媒, 染色助剤, 高純度試薬, 石油化学触媒
ジエチル亜鉛	化合物半導体のエピタキシャル成長
ジメチル亜鉛	Ⅲ-V族化合物半導体のエピタキシャル成長用

ジンクロメート	さび止め下塗り塗料用
ポリカーバメート	農薬（殺菌剤）
プロピネブ	農薬（殺菌剤）
ジラム	農薬（殺菌剤）
ジネブ	農薬（殺菌剤）
マンゼブ	農薬（殺菌剤）

1 [出典：化学工業日報社（2005）]

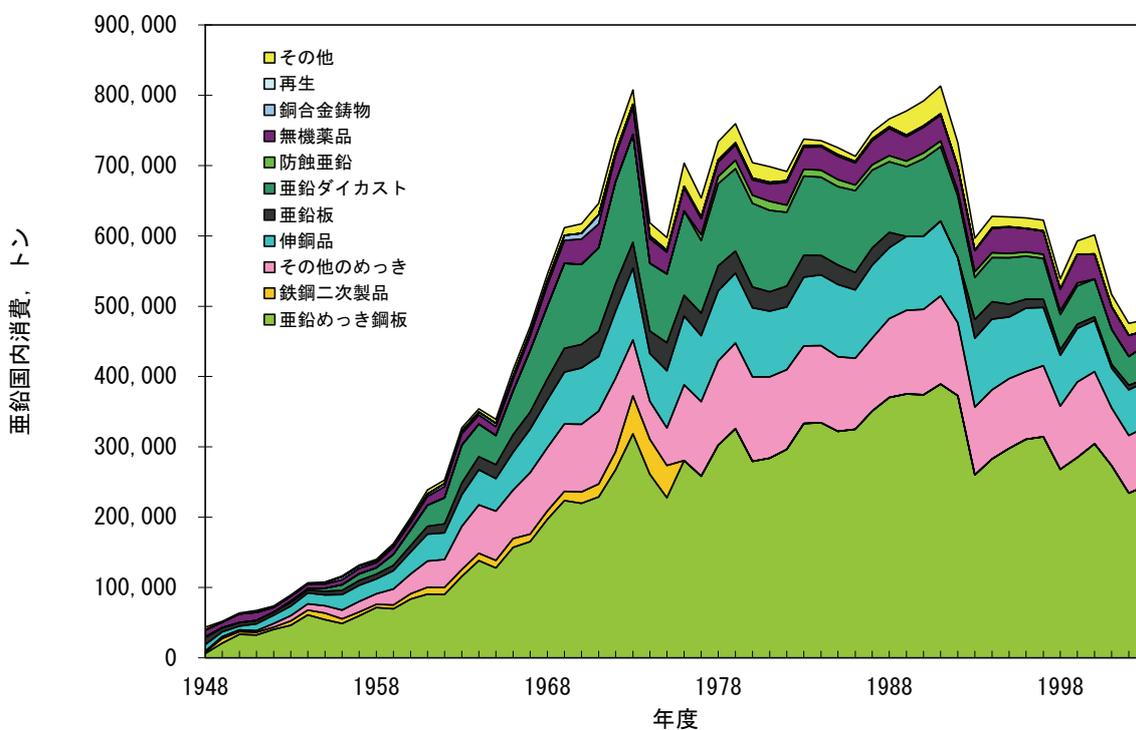
2

3 4.2 亜鉛の需給量の経年変化

4

5 亜鉛地金の国内消費量の経年変化（1948年度～2003年度）を図Ⅲ.2に示す。これより、亜鉛の消費量は1950年代から1970年代初頭にかけて急激に増加し、1970年代から1990年代初頭にかけては年間700,000トン程度で停滞し、その後は減少傾向にある。用途別にみると、亜鉛めっき鋼板やその他のめっき等めっき用途の消費量が最も多い。2000年代に入ると亜鉛地金の消費量は500,000トン前後で推移している。

9



10

11

図Ⅲ.4 亜鉛の国内消費量の経年変化

12

[出典：「鉱山」各年版]

1 5. 亜鉛の法規制等

2

3 現在（2007年4月時点）の日本における環境基準等、亜鉛の法規制の概要を表Ⅱ.4に示す。表
4 中には記載されていないが、亜鉛は「亜鉛の水溶性化合物」として化学物質排出把握管理促進法
5 における第一種指定化学物質であるため、化学物質排出移動届出制度（PRTR制度）に基づいて、
6 取扱量の多い事業者は環境中への排出・移動量の届出を行う必要がある。

7 水道法における亜鉛の基準は有毒性ではなく、白濁したり取れん味を帯びたりするという感覚
8 的または嗜好上の観点から決められたものである。亜鉛が1 mg/L以上溶解していると、高いpH
9 や煮沸によって白色の酸化亜鉛が析出し、水が白濁する。

10 農業用水基準は法的な効力は持たないものである。水稻の正常な生育のために望ましいかんが
11 い用水の指標として設定されたものである。

12 水産用水基準は、水産生物を対象として法的に定められた水質基準はないものの、日本水産資
13 源保護協会が刊行している「水産用水基準」において、水産の生産基盤として水域の望ましい水
14 質条件を示したものである。水産用水基準は、昭和40年の「水産用水基準」、昭和47年の「水産
15 環境水質基準」、これらを統合した昭和58年の「水産用水基準（改訂版）」を経て現在の「水産
16 用水基準（2000年版）」となった。

17 鉱山保安規則の排出基準では、亜鉛については水質汚濁防止法の規定により定められた値（H18
18 改正以前の値）となっている。

19 水質汚濁防止法における排水基準は、1日の通常排水量が50m³以上の工場または事業所に係る
20 排水について適用され、昭和46年7月に施行された生活環境項目に係る亜鉛の排水基準は
21 5mg/Lとなった。その後「排水基準を定める省令」等の改正が2006年11月10日付けで公布され、
22 亜鉛の排水基準が2 mg/Lに改正され、06年12月11日から施行された。この省令改正は、水生
23 生物保全の観点から平成15年に亜鉛の環境基準が設定されたことを受けて、その達成・維持に必
24 要な排水規制施策として実施されたものである。亜鉛を含む排水に関する排水処理の技術水準や排
25 水濃度の実態を踏まえ、一般的に用いられている排水処理技術で現実的に適用可能な濃度水準、諸外
26 国における排水規制の動向、各自治体における上乘せ排水基準の適用状況等を総合的に勘案して、一
27 律の排水基準が設定された。ただし溶融めっき業、電気めっき業、下水道業など、排水基準達成が
28 困難な業種10業種については、施行後5年間に限った暫定排水基準値（5 mg/l）を設定すること
29 となった。さらに中央環境審議会から平成18年4月になされた答申「水生生物保全に係る排水規
30 制等の在り方」には今後の課題として以下のような項目が明記されている。

31 [1] 亜鉛を含む排出源は工場・事業場のみならず多岐にわたっているが、排出源とその寄
32 与率、非特定汚濁源の影響、さらには亜鉛のマテリアルフローについては、十分に解明
33 されたとは言い難いため、引き続き、国、地方自治体、産業界が一体となってそれらの
34 解明に向けた調査検討に努めること。

35 [2] 今後とも水生生物に対する亜鉛の実環境中での影響に関する把握調査に努め、現在

1 検討が進められているリスク評価等の国内外の研究状況を勘案して調査検討を進める
2 必要があること。

3 [3]非特定汚濁源については、亜鉛の用途が多岐にわたっているという特殊性から、その
4 発生源を製品段階から削減すること等は現状では困難であるものの、水生生物の保全
5 に係る亜鉛に対する総合的な対策としては、それらの可能性についても長期的な課題と
6 して視野に入れるべきであること。

7 [4]国が主体となって技術的、政策的な支援、さらには官民一体となった取組に努めるこ
8 と。特に、金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づく休廃止鉱山の鉱害防止対策につい
9 ては、今後も引き続き計画的な事業の実施等に努めること。

10 平成 14 年 11 月に環境大臣が諮問した「水生生物の保全に係る環境基準の設定について」に関
11 し報告が取りまとめられ、これを受けて平成 15 年 9 月に中央環境審議会会長から環境大臣に対し、
12 答申がなされた。その答申には 1)水生生物保全に係る環境基準は、環境基本法に基づく水質汚
13 濁に係る生活環境項目に位置付ける環境基準とすること、2)環境基準値は生活環境上、有用な
14 水生生物及びその餌生物並びにそれらの生育環境の保護を対象とするという観点から、内外の毒
15 性評価に係る文献を参考に、専門家による総合的な検証を経て導出したこと、3)国又は都道府
16 県により水域ごとに環境基準の類型指定を行い、類型ごとに定められた基準値を適用すること等
17 が記述されている。日本で初めて水生生物保全の観点からの環境基準が亜鉛について設定（表
18 II.4）され、クロロホルム、フェノールおよびホルムアルデヒドは要監視項目に設定された。淡
19 水域における環境基準値（0.03 mg/L）は、魚類の餌生物である *Epeorus* 属（ヒガタカゲロウ類）
20 の慢性毒性値（4 週間の成長に対する無影響濃度）から設定された。この値についてはパブリッ
21 クコメント等（例えば）で多くの意見が寄せられ、基準値の設定方法や考え方等に対して問題点
22 指摘されたが、当初の案が承認され、見直しがなされることはなかった。報告書には今後の課題
23 として、「環境基準項目及び要監視項目並びに基準値及び指針値については、今後とも新たな科学的
24 的知見等に基づいて必要な追加・見直し作業を継続して行っていくべきである」とまとめられて
25 いる。

26

27 表 II.4 日本における亜鉛の環境・排水基準等の概要

法令等	対象水	亜鉛基準値	備考
水道法(S32) 水道水の水質基準に関する省 令(S41)	水道水	1.0 mg/L	
農業用水基準 (S45)	農業用水	0.5 mg/L 以下	
水産用水基準 (S40)	水産用水	淡水域 0.001 mg/L 海域 0.005 mg/L	2000 年に新たな検討 を加えて改訂された。

下水道法施行令	下水道への排水	2 mg/L	排水基準を定める省令等の一部を改正する省令(H18)を受けて改正.
鉱山保安法(S24) 鉱煙, ばい煙, 排水および廃水の廃水の排出基準を定める省令	鉱山廃水	5 mg/L	水質汚濁防止法の規定により定められた値
水質汚濁防止法 (S46) 排水基準を定める省令(S46) 排水基準を定める省令等の一部を改正する省令(H18)	工場等排水	2 mg/L	平成18年12月より施行. めっき業等特定の事業者に対しては5年間の暫定基準 5 mg/Lが適用.
環境基本法(H5) 水生生物の保全に係る水質環境基準 (H15)	公共用水域	河川及び湖沼 (生物 A; イワナ・サケマス域) 0.03 mg/L 河川及び湖沼 (生物特 A; イワナ・サケマス特別域) 0.03 mg/L 河川及び湖沼 (生物 B; コイ・フナ域) 0.03 mg/L 河川及び湖沼 (生物特 B; コイ・フナ特別域) 0.03 mg/L 海域 (生物 A; 一般海域) 0.02 mg/L 海域 (生物特 A; 特別域) 0.01 mg/L	生態系を対象とした日本で初めて設定された環境基準

1
2 参考として諸外国における水生生物の保全等に関する亜鉛の水質目標値等について以下にまと
3 める.

4 米国EPAでは「水生生物保全に係る水質クライテリア」を淡水域については硬度の関数として表
5 現しており, 硬度50 mg/Lでは約0.066 mg/L (Dissolved) と算出される (USEPA 2007). クライテ
6 リアの導出には種の感受性分布アプローチが用いられる.

7 カナダにおける「水生生物ガイドライン」では淡水において0.03 mg/Lが設定されている (CCME
8 2006). カナダにおいては, 水質ガイドラインは水生・陸生動物の保護と維持を目的とした目標と
9 されており, 原則として感受性が最も高い種の個体レベルのエンドポイントを用いた慢性毒性試
10 験に基づく最低観察影響濃度 (LOEC) から導出される.

11 オランダ国立公衆衛生環境研究所 (RIVM) では種の感受性分布アプローチを用いて亜鉛につい
12 ての最大許容付加 (MPA) を6.6 µg/Lと設定し, この値にバックグラウンド濃度 (2.8 µg/L) を付加
13 した濃度 (9.4 µg/L) を最大許容濃度 (MPC) と定めた (Crommentuijn et al. 1997).

- 1 オーストラリア・ニュージーランドでは、95%の種を保護するレベル「freshwater high
- 2 reliability trigger value」として8 $\mu\text{g/L}$ (30 mg CaCO_3/L)が設定されている (Australian and New
- 3 Zealand Environment and Conservation Council 2000).
- 4 .

1 6. 公的機関の評価文書の概要

2

3 本節では、諸外国の公的機関が実施した亜鉛についてのリスク評価文書の概要を記述する。
4 本評価書では、水生生物へのリスクを対象とした評価を行うことより、生態リスクに焦点を当て、
5 ト健康に関しては参考程度の記述の留めた。本節では、下記に示す3つの評価文書について、そ
6 れぞれ、目的、評価範囲、暴露評価、有害性評価およびリスク判定の点から概要をまとめた。

7

8 1) US EPA. (1980). An Exposure and Risk Assessment for Zinc. EPA440/4-81-015. United States
9 Environmental Protection Agency, Washington D.C.

10 2) WHO. (2001). Environmental Health Criteria (EHC) 221 Zinc. World Health Organization,
11 Geneva.

12 3) EU (2006). Risk Assessment Report (RAR) Zinc Metal : Part 1 - Environment - Final Draft
13 of May 2006.

14

15 6.1 USEPAによる亜鉛の暴露・リスク評価

16

17 出典：US EPA (1980) 「An Exposure and Risk Assessment for Zinc」

18

19 目的：

20 この報告書は、1980年にUS EPAが亜鉛への暴露に対するリスクを評価した結果をまとめたも
21 のである。この評価は、129の優先汚染物質に関する発生源と特定と暴露の評価を目的としたプ
22 ログラムの一部として実施された。評価は、1980年8月までのデータに基づいている。

23

24 評価の範囲：

25 ヒト健康と環境中の生物

26

27 発生源・排出量および環境中濃度の解析：

28 亜鉛の用途、マテリアルフロー、亜鉛の環境への排出源とその寄与率および環境中濃度の情報
29 がまとめられている。

30 水環境への亜鉛の排出源として最も高い寄与を示すのは、亜鉛を含む土壌粒子の浸食である。
31 しかし、土壌からの浸食は、希釈され広範囲に拡散するため、水環境中濃度が大きく上昇する原
32 因にはならない。一方、都市から流出水、閉鉱山からの排水、事業所および公共排水は、少量だ
33 が、より集中的な排出源であり、局所的に影響を及ぼす可能性がある。活動中の鉱山からの排水
34 は処理が行われているため閉鉱山のそれよりも影響は小さい。公共下水処理場(Publicly Owned
35 Treatment Works)は、水域への点源の排出源としては最も大きく、事業所では、鉄鋼業、製錬業、

1 およびプラスチックとメッキ業からの排出が大きい。焼却過程や重金属産業からの大気への排出
2 は、環境中への排出全体からすると相対的に少ない。タイヤの摩耗や金属の腐食が、都市からの
3 流出水に寄与する。

4 一般的な環境水中の亜鉛濃度は、50 µg/L 以下である。しかし、100～1000µg/L の値が報告され
5 ている地点も多く存在する。高濃度は鉱山周辺でより頻繁に検出される。鉱山地帯以外でも 100
6 ～1000µg/L の亜鉛濃度が報告されている地点もある。

7 亜鉛は堆積物に吸着する傾向があるため、環境水中に排出された亜鉛は徐々に底質に移行する。
8 土壌中では、10～300 mg/kg (平均 50 mg/kg) で検出されている。タイヤの摩耗や煙突からの排
9 出の影響で高速道路や製錬所近傍の土壌から高濃度の値が報告されている。通常土壌中に存在す
10 る亜鉛の移動性は低い。

11 米国の都市域における亜鉛の年平均濃度は、通常 1µg/m³ 以下である。鋼鉄製造業や製錬所近傍
12 において亜鉛が高濃度で検出されると推測される。大気中に排出された亜鉛は滞留時間も短く、
13 沈着によって地上に沈積される。

14

15 影響評価：

16 亜鉛はヒトや生物にとって必須元素であり、ヒトにとっての推奨摂取量は3～15 mg/day である。
17 重金属は、発ガン性や変異原性を示さない。大部分のヒトは 150 mg/日の亜鉛を有害影響なしで
18 摂取できるようである。亜鉛の過剰摂取は、嘔吐や下痢を引き起こす。亜鉛濃度 15 mg/m³ の酸化
19 亜鉛の吸入は、発熱、倦怠、頭痛などを引き起こす。

20 亜鉛の水生生物への影響はより懸念されている。鉱山地帯や製錬所から流出した亜鉛により魚
21 が死んだとの報告もあるが、濃度の値は明確に報告されておらず、多くの場合、他の重金属も存
22 在したと推測できる。

23 実験室では、ニジマスの忌避行動が亜鉛濃度 5.6 µg/L において観察された。亜鉛濃度 106～1150
24 µg/L における長期暴露試験の結果、種々の淡水魚類の成長、繁殖および生存への影響が観察さ
25 れている。無脊椎動物への影響を特定する十分なデータは存在しない。淡水におけるクライテリ
26 アの提案値は、硬度によるが、およそ 15～80 µg/L の範囲である。淡水生物において、亜鉛の毒
27 性と硬度の間には強い負の相関が存在した。水温、pH、およびその他の水質因子の毒性に対する
28 影響はあまりわかっていない。

29

30 暴露とリスク：

31 亜鉛のヒトへの暴露経路のうち最も寄与が高いのは、摂食である。平均的な十代の男性の推定
32 亜鉛摂取量は、18.6 mg/日である。サプリメントによって、さらに 75 mg/粒まで補給できる。飲
33 料水からの摂取は、平均 0.4 mg/日(最大 26 mg/日)である。大気からの吸入は無視できるレベル
34 である。ヒトは一日あたり 150mg の亜鉛を摂取しても有害影響はないことから、通常の亜鉛の暴
35 露によるリスクはほとんどないと思われる。

1 全亜鉛濃度 100～1000 $\mu\text{g/L}$ の暴露を被る水生生物が、米国、特にニューイングランド地方、
2 Western Gulf および南東地域、に存在する。水の硬度が比較的低い、ニューイングランド地方や
3 南東地域の水生生物のリスクはより高い可能性がある。

4 サケ科の魚と無脊椎生物の急性毒性は、亜鉛濃度 100～1000 $\mu\text{g/L}$ の範囲にある。全米で採取さ
5 れた水サンプルのうち 20%以上が 100 ppb を超過した。およそ 25%の水サンプルが提案された慢
6 性暴露の水質クライテリアを超過した。しかし、実験室の毒性データとモニタリングデータの結
7 果からリスクを推定する場合、いくつかの不確実性が存在する。野外の生物の亜鉛に対する感受
8 性は低い可能性がある。環境水中の亜鉛は、粒子に吸着した状態で存在するものもある。生物の
9 馴化が起こる可能性もある。

10 結論として、亜鉛による実際の生態リスクの推定は、野外および実験室におけるストレスの測
11 定をして、高濃度地域の詳細な調査が必要であり、さらに、亜鉛の毒性と化学形態の関係をより
12 理解することも必要であるとまとめられている。

13

14 6.2 WHOによる亜鉛の評価

15

16 出典：WHO (2001) 「Environmental Health Criteria 221 : Zinc」

17

18 WHO(2001)には、亜鉛のヒトと環境中の生物への暴露、影響について記述されているが、ここ
19 は、主に環境中の生物に関連する内容について、その概要をまとめた。

20

21 目的：

22 環境保健クライテリア (Environmental Health Criteria) は、世界保健機関 (WHO)、国際労働
23 機関 (ILO) 及び国連環境計画 (UNEP) が共同で実施している国際化学物質安全性計画 (IPCS) の
24 活動のひとつで、化学物質をはじめとして騒音、電波・電磁波及び放射性核種がヒトの健康や環
25 境へ与える影響についての専門家が総合的に評価してまとめたものであり、化学物質の安全性を
26 評価する事業として国際的に高い評価を受けており、日本でも各種基準・規制値などの参考にさ
27 れている基本文献である。亜鉛の環境保健クライテリアは 2001 年に刊行された。

28

29 評価の範囲：

30 ヒト健康と環境中の生物

31

32 暴露情報：

33 亜鉛の分析方法、発生源、環境動態、環境媒体中濃度および体内摂取量がまとめられている。

34 水域への亜鉛の最も大きな自然由来の排出は浸食である。大気への自然由来の排出は主に火山
35 活動と森林火災である。人為活動由来は自然由来と同程度である。亜鉛の主な人為活動由来は、

1 鉱山，亜鉛生産施設，鉄鋼生産，亜鉛メッキの腐食，石炭や燃料の燃焼，廃棄物の埋立てと焼却，
2 亜鉛含有肥料や農薬等である。

3 大気に排出された亜鉛は，主に浮遊粒子に吸着される。粒子サイズは排出源によって異なる。
4 亜鉛の大気中での挙動は，吸着した粒子のサイズや亜鉛化合物の特性によって異なる。大気中の
5 亜鉛は，沈着によって除去される。亜鉛が微小かつ低密度の粒子に吸着した場合，その亜鉛は遠
6 距離輸送される。

7 水，底質および土壌における亜鉛の挙動は，存在する亜鉛の化学種と環境条件に依存する。亜
8 鉛の溶解度は主に pH によって決まる。pH が酸性状態では，水相にイオン種として存在する可能
9 性がある。pH 値が 8 以上では，亜鉛は沈殿する可能性がある。フミン酸やフルボ酸との共存下で
10 は，安定した有機錯体を形成するかもしれない。亜鉛が粘土や有機物に吸着している場合，浸出
11 は起こりそうもない。有機物の含有率の低い酸性土壌や砂質土壌は，亜鉛の吸着容量が低減され
12 る。

13 亜鉛は，生体において必須元素である。食物連鎖を通して蓄積されない。水生生物は，餌経由
14 でなく水経由で亜鉛を取り込み傾向がある。溶存態の亜鉛のみが生物に利用される（バイオアベ
15 イラブルである）。バイオアベイラビリティは，環境中の物理化学的性質および生物学的プロセス
16 に依存する。したがって，環境評価は地域特異性を踏まえ実施しなければならない。

17

18 亜鉛は様々な環境媒体および生物体内中の至るところに存在する。土壌底質や淡水中の濃度は，
19 地域的な地質学のおよび人為的活動の影響が密接関係して決まる。淡水域における自然バックグ
20 ランド濃度は通常 $<0.1 \sim 50 \mu\text{g/L}$ であり，海水域のそれは $0.002 \sim 0.1 \mu\text{g/L}$ である。土壌中の
21 自然バックランド濃度は， $10 \sim 300 \text{mg/kg-dry}$ であり，底質中では 100mg/kg-dry に至る。大気
22 中では 300ng/m^3 以下である。人為的な活動の影響を受けたサンプルでは，最大で水では 4mg/L ，
23 土壌では 35g/kg ，河口では $15 \mu\text{g/L}$ ，大気では $8 \mu\text{g/m}^3$ が観測されている。

24 水中で暴露を受けた典型的な生物の体内亜鉛濃度は， $200 \sim 2000 \text{mg/kg}$ の範囲にある。

25 植物や動物中の亜鉛濃度は，人為的な活動由来の点源近傍において高い。亜鉛含有量の種間差
26 は非常に大きい。種内差はさまざまである。大部分の作物や牧草における亜鉛の平均的な濃度は，
27 $10 \sim 100 \text{mg/kg-dry}$ である。ある植物は亜鉛蓄積植物といわれるが，その蓄積の程度は土壌や植
28 物の性質によって変化する。

29

30 全亜鉛の一日摂取量の推定範囲は，2 ヶ月～11 歳の幼児・子供が $5.6 \sim 10 \text{mg/day}$ ，12 歳～19
31 歳の子供が $12.3 \sim 13.0 \text{mg/day}$ ，20 歳～50 歳の成人が $8.8 \sim 14.4 \text{mg/day}$ である。飲み水を介し
32 た平均一日亜鉛摂取量は， 0.2mg/day 未満である。

33 亜鉛の摂取参考値は，国の食事パターン，食物中亜鉛のバイオアベイラビリティの仮定，年齢，
34 性別，生理学的な状況によって変化する。摂取参考値は，0～12 ヶ月の乳幼児が $3.3 \sim 5.6 \text{mg/day}$ ，
35 1～10 歳の子供が $3.8 \sim 10.0 \text{mg/day}$ ，11～18 歳の青年期の若者が $8.7 \sim 15 \text{mg/day}$ である。成人で

1 は、19～50歳の成人が6.7～15 mg/day、妊娠期では段階によって異なるが11.7～19mg/dayであ
2 る。

3

4 影響評価：

5 ここではヒト健康への影響に関する動物試験や疫学調査の結果は割愛し、環境中の生物への影
6 響についてのみ、その概要をまとめた。

7 亜鉛は、細胞膜の安定性、300以上の酵素、プロテインと核酸の代謝にとって重要な役割を果
8 たす。亜鉛の有害影響は、その必須性とバランスを取らなければならない。亜鉛欠乏症は、種々
9 の栽培植物や動物において報告されている。栽培植物における亜鉛欠乏症は、世界中で多くの作
10 物の損失をもたらす。亜鉛欠乏症は環境中の水生生物ではまれであるが、試験環境では誘発する
11 可能性がある。

12 亜鉛の毒性は、生物の成長段階、事前暴露、水の硬度、pH、溶存有機炭素、水温等の生物学的
13 および非生物学的要因に影響される。環境化学と毒性学の統合が環境中における生物への影響の
14 よりよい予測を可能にする。この考え方が、環境中では亜鉛のような必須元素の全濃度は、その
15 バイオアベイラビリティの優れた予測の判断材料にはならないという、現在一般的に受け入れら
16 れている見方につながった。

17 淡水無脊椎動物に対する溶存亜鉛の急性毒性値は0.07 mg/L(ミジンコ)から575 mg/L(等脚類)
18 に及んでいる。海産無脊椎動物の急性毒性値は0.097 mg/L(アミ)から11.3 mg/L(グラスシュリン
19 プ)に及んでいる。魚類の急性毒性値は、淡水魚が0.066 - 2.6 mg/L、海水魚が0.19 - 17.66 mg/L
20 である。

21 亜鉛は、種々の水生生物の繁殖、生化学、生理および行動に対して悪影響を引き起こすことが
22 知られている。亜鉛濃度 > 20 µg/L が水生生物に対して悪影響を及ぼしたことが示された。しか
23 しながら、そのような生物への亜鉛の毒性は水温、硬度、pHおよび事前亜鉛暴露等多くの因子に
24 影響される。

25 植物における亜鉛の毒性は、通常代謝に攪乱を引き起こす。これ現象は、亜鉛欠乏の症状とは
26 異なる。大部分の種の成長に対する亜鉛の葉組織中クリティカル濃度は200 - 300 mg/kg-dwの範
27 囲である。

28 野外調査が亜鉛の発生源近傍に生息する水生無脊椎動物、魚類、陸生植物への悪影響を明らか
29 にした。亜鉛高濃度地域の近傍において、亜鉛に耐性を持つ陸生植物、藻類、微生物および無脊
30 椎動物が存在する。

31

32 結論：

33 ヒト健康

- 34 ● 人為活動由来の亜鉛排出量は減少傾向にある。
35 ● 1980年以前に採取された多くのサンプル、特に水サンプル、はサンプリング中もしくは分

1 析の際にコンタミネーションを受けた可能性があるため、その頃の濃度データの取り扱い
2 には特別な注意が必要である。

- 3 • 主食が未精製のシリアルや豆果(legumes)で、肉類の摂取が低い国では、亜鉛の含有量やバ
4 イオアベイラビリティを向上させるための食事戦略を策定すべきである。
- 5 • 亜鉛の摂取を向上させるための食事の調理や調整剤では、摂取参考値を超過するよう亜鉛
6 レベルにすべきではない。母乳に含まれるように、亜鉛の銅の比率がおよそ7程度になる
7 ようの銅を十分含むべきである。
- 8 • 労働環境における酸化亜鉛の煙霧への正確な暴露に関するよい調査が必要である。労働環
9 境における濃度が、被験ボランティアの肺に炎症反応を増加させると同程度の暴露レベル
10 になってはならない。
- 11 • 亜鉛の本質的な性質は、亜鉛が比較的ヒトに対して低毒性なことおよびヒトの暴露源が限
12 定されていることも勘案すると、労働環境における亜鉛暴露がない一般かつ健全な集団は、
13 一般的な環境中の亜鉛暴露に関連した悪影響よりも、亜鉛欠乏症による悪影響の潜在的な
14 リスクに曝されている可能性のほうが高いことを示している。

15 環境：

- 16 • 亜鉛は環境中において必須元素である。欠乏症と過剰摂取の両方の可能性が存在する。そ
17 のため、亜鉛の規制クライテリアは、毒性からの保護を目的とした場合、亜鉛の欠乏域に
18 入るような低い値を設定しないことが重要である。
- 19 • 亜鉛の欠乏および過剰摂取への生物の反応は異なる。
- 20 • 亜鉛のバイオアベイラビリティは、生物および非生物学的要因に影響される。
- 21 • 亜鉛のような必須元素の全濃度は、それだけではバイオアベイラビリティや毒性の優れた
22 指標にならない。
- 23 • 亜鉛のような必須元素には生物の成長にとって最適濃度範囲が存在する。
- 24 • 亜鉛の毒性は、環境条件や生息域によるため、生物への亜鉛の潜在的な影響に関するリス
25 ク評価は地域特異的な状況を考慮しなければならない。

26 6.3 EUにおける亜鉛のリスク評価

27 出典：

28 EU (2006) 「Risk Assessment Zinc Metal : Part 1 Environment. Final Draft of May 2006」

29 EU (2004) 「Risk Assessment Zinc Metal : Part 2 Human Health. Final Report 2004」

30 EU では、既存の化学物質が環境や人体にどのような影響を及ぼすかを把握し、適切な管理を行
31 うことを目的に「既存化学物質のリスク評価に関する規則(793/93)」が1993年に施行され、これ
32

1 に基づき化学物質のリスク評価が実施されている。膨大な数の既存化学物質のうちリスク評価が
2 特に急がれると判断された物質がリスクアセスメントの「優先物質」として特定され、担当国が
3 リスク評価を実施している。

4 亜鉛もこの「優先物質」に取り上げられ、オランダが実施担当国となり、1995年からリスク評
5 価が開始された。対象物質は、亜鉛金属と代表的な亜鉛化合物（例えば酸化亜鉛、塩化亜鉛、硫
6 酸亜鉛など）で、ヒト健康および環境への影響が評価対象となった。EUのリスク評価の結果はシ
7 ナリオごとに以下の3通りの項目に分類される。すなわち i) さらなる情報および/または試験の
8 必要性が存在する, ii) さらなる情報および/または試験の必要性および既に適用されている措置
9 以上のリスク低減措置の必要性は現在存在しない, iii) リスクを制限する必要性が存在する・既
10 に適用されているリスク低減措置を考慮に入れる。

11 1999年に暫定版が完成し、その後産業界や専門家グループ等との協議が重ねられ、ヒト健康部
12 分については最終ドラフトが2001年に公表され、欧州委員会の「毒性・環境毒性・環境に関する
13 科学審議会(CSTEE)」によるレビューを経て、2004年にはヒト健康についてのリスク評価報告書
14 が公表された。それによると、一般住民へのリスクは「さらなる情報および/または試験の必要性
15 および既に適用されている措置以上のリスク低減措置の必要性は存在しない」とされ、職業上の
16 暴露によるリスクは一部の亜鉛化合物(酸化亜鉛および塩化亜鉛)について、「リスクを制限する必
17 要性が存在する。既に適用されているリスク低減措置を考慮に入れる」と結論付けられた。

18 環境中の生物への暴露およびリスク(発生源の特定と排出量推定も含む)については、2006年5
19 月の最終ドラフトが公表された。2007年4月時点において最終報告書は公表されていない。よっ
20 てEUの亜鉛のリスク評価における環境中の生物へのリスクについては、2006年5月に公表され
21 た最終ドラフト版を参考に、その概要を以下に記述する。

22 まず環境中の生物へのリスク評価において予期される結論はシナリオごとに異なっている。局
23 所シナリオにおいては、亜鉛の生産や加工に関連する多くの事業所が存在する局所地点において
24 水中および底質へのリスクが存在する(結論ii)と結論付けられた。地域レベル(regional,
25 including line sources)においては、i), ii) およびiii) すべての結論が適用され、道路沿い
26 の水環境におけるモニタリングの結果、予測無影響濃度を超過する地点が存在したことより、こ
27 れらの地点については亜鉛の潜在的発生源とバックグラウンド濃度を特定することが重要である
28 と結論づけられた。最終結論としては、亜鉛および亜鉛化合物の屋外消費だけでは水中の亜鉛濃
29 度が有害レベルに達することはないこと、潜在的な負荷源を網羅的にきちんと特定することが優
30 れたリスク評価およびその後のリスク低減策の実施において重要であることが指摘されている。

31 EUの亜鉛のリスク評価書では、オランダおよびEUレベルの推定負荷量とEUSES1.0を用い
32 て暴露濃度を推定し、さらに豊富なモニタリングデータとバックグラウンド濃度も鑑み暴露シナ
33 リオを決定している。EUSES1.0による計算結果と自然バックグラウンドより設定されたPEC_{add}
34 は6.7および8.8 μg/Lであった。局所レベルについては事業所周辺のモニタリングデータが参
35 考にされている。影響評価では、種の感受性分布を用いてHC₅(15.6 μg/L)を算出し、その値

1 にアセスメント係数(2)を考慮して、PNEC(7.8 μ g/L)を算出している。PEC/PNECが1を超過
2 した場合は、暴露濃度にBLM(Biotic Ligand Model)より求めた生物利用能(bioavailability)を
3 考慮してPEC/PNECを新たに計算し、リスク判定を行っている。

4 ここで記述したEUのリスク評価の結論および内容は2007年4月時点で入手した最終ドラフ
5 ト版に基づくものであり、最終的な報告書の結論ではないことを留意する必要がある。

6

7 >>EUのリスク評価についてはその特徴を具体的に説明。さらに現状を踏まえて改訂を行う。

8 リスク削減戦略の報告書についても入手したら内容を記載する。2007/04/17>>

- 1 7. 参考文献
2
3 化学工業日報社 (2005). 14705 の化学商品.
4 経済産業省経済産業政策局統計部 (2005). 鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報
5 JOGMEC (2005). 鉱物資源マテリアル・フロー2005. 平成 17 年度情報収集事業報告書第 5 号. 独
6 立行政法人 石油天然ガス・金属鉱物資源機構.
7 JOGMEC (2006). 世界のベースメタル消費動向分析 2005. 平成 17 年度情報収集事業報告書第 19
8 号-3. 独立行政法人 石油天然ガス・金属鉱物資源機構.
9 中島信久 (2006a). 歴史-亜鉛(1)- 日本の亜鉛需給状況の歴史と変遷. 金属資源レポート
10 2006. 5 : 145- 154
11 中島信久 (2006b). 歴史-亜鉛(2)- 我が国の亜鉛鉱山・製錬所の変遷と海外亜鉛資源確保の取り
12 組み. 金属資源レポート 2006. 7: 326 - 336.
13 日本鉛亜鉛需要研究会 (1993). 亜鉛ハンドブック改訂版.
14 Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (2000). An Introduction
15 to the Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality.
16 http://www.mincos.gov.au/pub_anzwq.html (2007/04/17)
17 CCME (2006). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life SUMMARY
18 TABLE. Update 6.0.1 December 2006. Canadian Council of Ministers of the Environment
19 (CCME)
20 Crommentuijn T, Polder MD, van de Plassche EJ. (1997). Maximum Permissible Concentration
21 and Negligible Concentrations for Metals, taking background concentrations into
22 account. Report no. 601501 001. National Institute of Public Health and the Environment
23 (RIVM), the Netherlands.
24 USEPA (2007). Current National Recommended Water Quality Criteria.
25 <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html> (2007 年 4 月 17 日)
26 EU (2004). Risk Assessment Zinc Metal Part 2 : Human Health. Final Report 2004.
27 EU (2006). Risk Assessment Zinc Metal Part 1 : Environment. Final Draft of May 2006.
28 WHO. (2001). Environmental Health Criteria (EHC) 221 Zinc. World Health Organization,
29 Geneva.
30

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 32 33 34 35

第Ⅲ章 発生源の特定と環境排出量の推定

1. はじめに

水生生物に対する亜鉛のリスク・暴露量の適切な管理・対策を検討するためには、亜鉛の発生源を的確に同定し、それら発生源からの排出量を定量的に把握することが必要となる。発生源を網羅的に把握し、それらからの排出量を定量的に把握することは正確な暴露評価（濃度分布の推定）に不可欠であり、リスク評価の出発点となる。そこで、本章では、亜鉛の主たる発生源からの環境排出量を把握するため、亜鉛の生産から廃棄に至る各ライフステージからの環境排出量を全国スケールで推定することを目的とした。本章で取りまとめた亜鉛の環境排出量に関する情報は、次章以降で取り上げる水域ごとの発生源の解析や考察においても活用する。なお本評価書では評価対象を水生生物に絞っているため、環境排出量は水域への排出に焦点を絞り推定を行った。

亜鉛は化学物質排出移動届出(Pollutant Release and Transfer Register : PRTR)制度において、『亜鉛の水溶性化合物』として排出されるものについて、環境への排出・移動量が報告されている。また亜鉛は水質汚濁物質排出量総合調査（以下、「排出量総合調査」と記す）の対象物質となっていることより、その集計結果も亜鉛の水域への排出量の把握に貴重な情報を提供してくれる。そこで本章では、個別の事業所からの排出量については、PRTR と排出量総合調査の集計結果を解析することで、各種事業所由来の亜鉛排出量を把握することにした。PRTR と排出量総合調査の概要については下記の解説を参照されたい。PRTR データについては2001～2005年度の5カ年分のデータを用いて解析を行った。排出量総合調査に基づく排出量については、比較的詳細な情報が利用可能な2002年度の解析データ(環境情報テクノス 2006)に着目し、各業種からの公共用水域への亜鉛の排出量を把握することとした。環境情報テクノス(2006)には、日本で初めて水生生物保全に係る環境基準として設定された亜鉛の今後の適切な環境管理のあり方を検討するために、排出実態や排水処理技術等を調査した結果が記載されている。その調査の一環として、平成7年度から14年度の排出量総合調査の結果（排水流量と排水中亜鉛濃度）に基づき対象事業者から排出された亜鉛負荷量が試算されている(環境情報テクノス 2006)。

亜鉛は生体にとって必須元素であり、多種多様な製品に使われているため、発生源は亜鉛の生産や加工段階等の点源だけでなく、生活排水や製品の使用、廃棄段階等からの排出も考えられる。そこでPRTR や排出量総合調査ではカバーされていない亜鉛含有製品の使用やその他の発生源からの排出については、各種統計データおよび文献等に基づき独自の解析を行い、排出量を推算した。

独自解析の結果とPRTR や排出量総合調査で把握した個別事業所由来の排出量を合わせ、日本における亜鉛の水域への環境排出の全体像を把握した。排出量推定の対象年度は排出

1 量総合調査の詳細な情報が利用できる 2002(平成 14)年度を基本とするが、発生源の種類に
2 よってはこの限りではない。

3 本章の構成は以下の通りである。次節以降まず文献情報に基づき亜鉛の発生源や排出経
4 路についてまとめ、本評価書において対象とした発生源と情報源について述べる。続いて
5 PRTR データの概要を示し、それから亜鉛の排出量をライフステージごとに整理あるいは推
6 算する。それから亜鉛の排出量推定の不確実性について議論し、最後にまとめを述べる。

7

化学物質排出移動届出(Pollutant Release and Transfer Register : PRTR)制度とは、ヒトの健康や生態系に対して有害なお
それがある化学物質(第一種指定化学物質:354 種)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き排出量・移動量を
集計・公表する制度である。1997年7月に「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」(化学物質排出把握管理促進法)が交付され、同法に基づくPRTR制度が2001年度から導入されている。亜鉛について
は「亜鉛の水溶性化合物」として第一種指定化学物質(政令番号1-1)に指定されており、全国47の各都道府県の各業種よ
り年度毎にまとめて届け出がなされている。届け出の対象となる事業者は、対象化学物質を製造したり、原材料として使用
しているなど、対象化学物質を取り扱う事業者や、環境への排出することが見込まれる事業者のうち、従業員数21人以上
であって、製造業など23の業種に属する事業を営み、かつ、対象化学物質の年間取り扱い量が1トン以上(2002年度まで
は5トン以上)の事業所を有している等の一定の要件に該当するものである。届け出対象となっていない事業所等からの指
定化学物質の環境排出量(届出外排出量)について以下の事項ごとに国が算出することになっている。①対象業種を営む
事業所からの排出量のうち、従業員・取り扱い量などの一定の要件を満たさないため届出されないもの(すそ切り以下の排
出量)、②対象業種を営まない事業所からの排出量、③家庭からの排出量、④移動体からの排出量。

水質汚濁物質排出量総合調査(排出量総合調査)とは水質汚濁防止法に定める特定施設を有する工場又は事業場におけ
る、水質汚濁物質の排出実態を把握することにより、水質汚濁防止法の施行上の基礎資料を得ることを目的としたもので、
環境省及び経済産業省が実施している。調査対象事業所は、水質汚濁防止法に定める特定施設を設置する工場又は事業
所(特定事業所)のうち、①一日当たりの平均的な排水量が 50m^3 以上である工場・事業所、②有害物質を排出するおそれ
のある工場・事業所を対象とする、とされている。平成16年度の調査では対象事業所数は総数で44,078件であり、調査票
の回収総数は32,525件(回収率73.8%)であった(環境省2005)。調査方法は調査対象事業所に調査票を個別配布し、事業
者は排水の自主測定結果の実績を調査票に記入、提出するアンケート調査方式である。調査項目は、①従業員数、出荷
額等の事業規模、稼働状況、産業分類等の工場・事業場概要、②用排水量の実績、③生活環境項目の排水濃度、④有害
物質の使用・製造状況と排水濃度、である。亜鉛は生活環境項目の一つであり排水濃度を報告することになっている。

8

9

2. 対象とした亜鉛の発生源・排出経路

本章において排出量推定の対象とした発生源・排出経路は、諸外国における既存の調査研究等(例えば US EPA 1980, Nriagu & Pacyna 1988, Vink and Behrendt 2002, WHO 2001, EU2006)より環境排出量が相対的に大きいと報告されているものを基準に選択した。それら報告文書の概要を記述し、本評価書において推計対象とした発生源について述べる。

US EPA (1980)は『An Exposure and Risk Assessment for Zinc』と題する報告書を公表した。この報告書には、亜鉛の排出経路、暴露濃度およびリスクが評価された結果がまとめられている。米国における水環境への亜鉛の排出経路の解析結果によると、亜鉛の負荷量は全体で 66,474 トン/年と推定されている。最も大きな排出経路は地質・土壌の流出による負荷で、その負荷量は 45,400 トン/年と推算されている。この侵食に伴う排出は広く分散しており希釈されることから、水中濃度を大きく上昇させる原因にはならないだろうと述べられている。人為起源では都市流出 (8,156 トン/年、そのうち直接河川負荷 5,250 トン/年、残り は下水処理施設へ)、廃止鉱山の抗廃水 (4,060 トン/年) および下水・工業排水 (17,000 トン/年) の寄与が大きい。亜鉛めっきの腐食やタイヤの磨耗に伴う排出は都市流出に含まれるとなっているが、それぞれの具体的な排出量については推算されていない。下水・工業排水の中で最も排出量が多いのは下水処理施設 (7,814 トン/年) である。工業排水をみると、鉄鋼業 (2,588 トン/年)、採鉱 (1,500 トン/年)、製錬・精錬業 (1,100 トン/年)、プラスチック製品業 (1,700 トン/年)、紙製品業 (1,100 トン/年) であった。電気めっき業からの排出は 2,000 トン/年近いが、すべてが水環境に直接排出されるわけではなく、全体の約 80%は下水処理施設へ輸送される。

Nriagu and Pacyna (1988)は様々な金属について、大気、水および土壌における汚染の発生源解析を地球規模で行った。人間活動に由来する水環境への亜鉛の負荷量(10^6 kg/年)は、合計で 77-375 (中央値: 226) と算出されており、その内訳は家庭排水: 15-81, steam electric: 6.0-30, base metal mining and dressing: 0.02-6, 製錬・精錬: 7.6-44, 製造 (金属): 25-138, 製造 (化学): 0.2-5.0, パルプ・紙: 0.09-1.5, 石油製品: 0-0.24, 大気沈着: 21-58, 下水汚泥の投棄: 2.6-31 であった。

Vink and Behrendt (2002)は、ラインおよびエルベ河の集水域における重金属の排出と負荷量に関する解析を行った。彼らは様々な排出経路からの栄養塩の河川への負荷量を推定する GIS に基づくツールを応用し、1993 年から 1997 年における点源および非点源に由来する両河川への重金属類の負荷量を推定した。ライン河流域における排出経路別の年間亜鉛負荷量の寄与割合は、事業所: 6%, 下水処理施設: 24%, 大気沈着: 2%, 地表流失(surface runoff): 7%, 侵食: 20%, 排水: 2%, 地下水: 21%, 都市域: 22%と推定されている。エルベ河流域では、事業所: 19%, 下水処理施設: 16%, 大気沈着: 3%, 地表流失(surface runoff): 1%, 侵食: 11%, 排水: 3%, 地下水: 18%, 都市域: 27%と推定されている。

1 欧州の亜鉛のリスク評価書について、その公表前に発表されたレビュー (Bodar et al. 2005)
2 によると、1999 年におけるオランダの下水および表層水への排出量は、それぞれ 460 トン/
3 年および 254 トン/年であった。亜鉛めっき構造物等の腐食に伴う排出量は、表層水への負
4 荷量全体のおよそ 30%に達し、自動車のタイヤの磨耗等の道路交通に起因する負荷量はお
5 よそ 16%であったと報告されている。下水への亜鉛負荷に対するヒト由来の寄与は半分程
6 度であると報告されている。またオランダよりも工業活動が盛んな地域では、工業由来亜
7 鉛の排出量の寄与が大きくなるだろうと述べている。

8 以上の報告文書等を踏まえて本評価書の排出量推定において対象とした、水環境におけ
9 る亜鉛濃度に影響を及ぼす亜鉛の潜在的な発生源とその特徴を表Ⅲ.1 に示す。亜鉛のマテ
10 リアルフローは、大別すると生産過程（鉱山からの採鉱および製錬）、工業製品の製造・加
11 工、工業製品の使用、工業製品の廃棄・再生のライフステージに分けられる。亜鉛の環境
12 中への排出は、これら全てのライフステージから生じる可能性がある。これらのライフス
13 テージの他に、生活系排水（ヒトや家畜の排泄物由来等）、大気沈着（燃料の燃焼由来等）、
14 自然（土壌からの溶出や侵食）なども水環境への亜鉛の負荷源である。

15 バックグラウンド濃度に影響を及ぼすと思われる過去の汚染（例えば過去に堆積した汚染
16 土壌からの溶出に由来するもの）や地質に由来する排出量については、適切なデータが存
17 在しない等の理由により定量化が困難であると考え、推算は行わず、定性的な記述に留め
18 ることとした。ただし坑廃水や堆積物浸透水等の処理を行っており、かつ PRTR や排出量総
19 合調査において排出量や排水中濃度を報告している事業者が存在する休廃止鉱山について
20 は、排出それらのデータを集計して排出量を把握し、一方管理者が存在しないと思われる
21 休廃止鉱山については、排水中濃度と排水量に関する利用可能なデータを用いて排出量の
22 推算を試みた。タイヤの摩耗や亜鉛めっき製品の腐食・流出のような亜鉛含有製品の使用
23 に伴う排出量については、使用量や出荷量等の統計値と文献より得た排出係数等を用いて
24 推算した。製品の廃棄に伴う排出量については、PRTR や排出量総合調査において「一般廃
25 棄物処理施設」や「産業廃棄物処理施設」に分類される事業者からの排出量を集計した。
26 生活排水に起因する排出量については、文献値等に基づき一人当たりの排出量を算出し、
27 下水道普及率等を勘案して、下水処理施設への移動量と水域への直接排出量を把握した。
28 さらに PRTR や排出量総合調査の結果より下水処理施設からの排出量を把握した。大気沈着
29 由来については亜鉛の大気中濃度と沈降速度、さらに水域の面積を考慮して、沈着量を推
30 算した。

31

1 表Ⅲ.1 排出量推定の対象とした水域の亜鉛濃度に影響を及ぼすと思われる亜鉛の発生源

	潜在的な発生源	概要・情報源	排出形態	情報源
①	採鉱 (休廃止鉱山)	鉱山の採鉱および休廃止鉱山の抗廃水やズリ（廃石）などのたい積場に由来するもの	点源と 非点源	PRTR, 排出量総合調査, 独自試算
②	製錬・精錬	亜鉛の製錬・精錬工程に由来するもの	点源	PRTR, 排出量総合調査
③	製品の製造・加工	金属製品製造業等の亜鉛を含む工業製品の製造に由来するもの	点源	PRTR, 排出量総合調査
④	製品の使用： 自動車	自動車等のタイヤの磨耗に由来するもの	非点源	独自試算
⑤	製品の使用： 亜鉛めっき	屋根やその他建造物等で使用される亜鉛めっきの腐食・流出に由来するもの	非点源	独自試算
⑥	製品の廃棄	廃棄物処分施設に由来するもの	点源	PRTR, 排出量総合調査, 独自試算
⑦	ヒト生活由来 (下水)	ヒトの生活に由来するもの。下水由来	点源と非 点源	PRTR, 排出量総合調査, 独自試算
⑧	下水処理施設	下水処理施設からの排出	点源	PRTR, 排出量総合調査
⑨	大気沈着	大気中に存在する亜鉛が水表面に降下沈着したもの	非点源	独自試算
⑩	自然由来	地質や「過去の汚染」に由来するもの	非点源	定性的な記述のみ
⑪	農薬	亜鉛を含有する農薬の散布に由来するもの	非点源	PRTR

2

3. PRTRによる排出・移動量の概観

亜鉛は1999年に公布された「特定化学物質の環境への排出量把握等及び管理の改善の促進に関する法律」（化学物質把握管理促進法：化管法）の第一種指定化学物質であるが、報告・推算の対象になるのは硫酸亜鉛や塩化亜鉛等の「亜鉛の水溶性化合物」である。ここでは「亜鉛の水溶性化合物」のPRTRデータを概観することを目的として、2001～2005年度にかけての報告値を、排出・移動媒体別および都道府県別に取りまとめた。

3.1 PRTRにおける排出量と移動量の集計結果

【届出対象事業者からの排出量（以下届出排出量）】

届出対象事業者からの亜鉛排出量・移動量の報告値および報告件数を表Ⅲ.2に示す。届出排出量を媒体別にみると、2003と2005年度以外は公共用水域への排出量が届出排出量全体の75%以上を占めていた。2003年度は埋立への排出量が全体の70%程度を占めた。この理由は、その年に神岡鉱業株式会社一社から1,400トン/年という届出排出量の報告があったからである。この神岡鉱業株式会社が管轄する神岡鉱山は亜鉛・鉛・銀鉱山であるが、2001年に採掘が中止されている。

公共用水域へ届出排出量については、他の年度と比較して2002年度の排出量がやや少ないが、それ以外では際立った違いは見られなかった。2003年度分の届出より、化学物質の取扱量については「5トン/年以上」から「1トン/年以上」と届出対象事業所の該当条件が変更された。この変更に伴い、公共用水域への報告件数は200件程増加し、2002年度から2003年度にかけて排出量が60トン程増加した。これは排出件数の増加が全体の排出量の上昇に寄与した可能性を示唆している。しかし、2001年度と2003年度の関係をみてみると、2001年度の報告件数は2003年度のそれよりもおよそ400件少ないにもかかわらず、排出量は2001年度のほうが2003年度よりもおよそ15トン多いことが見てとれる。つまり2001～2005年度の範囲でみると、2003年度から届出の基準となる取扱量が引き下げられ報告件数が増加したことが、必ずしも届出排出量を増加させる要因ではないことを示している。

大気への届出排出量については、2003年度の排出量が他の年度と比較して2倍程度高かった。報告件数は2002年度がやや少ないが、他の年度では大きな違いは見られなかった。土壌への届出排出量・報告件数はごく僅かであった。埋立は報告件数に大きな違いが見られないにもかかわらず、届出排出量の変動が大きかった。これは埋立への排出が毎年定期的に生じるようなものではないことを示していると考えられる。

届出移動量/報告件数については、2004年度から報告件数が、それ以前の件数の1/4程度となった。廃棄物については2001～2005年度にかけて、届出移動量に小幅な減少傾向が見られるが、下水道については同様の傾向は見られなかった。

1 表Ⅲ.2 届出事業所からの亜鉛排出量・移動量の報告値 (kg/年) および報告件数

		届出排出量/報告件数				届出移動量/報告件数	
		大気	公共用水域	土壌	埋立	廃棄物	下水道
2001年度	排出量	37,140	639,720	25	12,052	6,856,851	23,258
	報告件数	108	1,860	3	8	1,979	454
2002年度	排出量	31,503	561,744	2	74,190	5,539,417	17,136
	報告件数	80	2,023	2	9	2,114	394
2003年度	排出量	65,973	625,139	3	1,537,424	5,336,505	30,969
	報告件数	105	2,234	3	10	2,352	546
2004年度	排出量	33,987	641,267	1	177,976	5,160,476	23,974
	報告件数	104	2,294	2	7	557	128
2005年度	排出量	27,510	627,926	1	362,841	5,126,355	27,689
	報告件数	107	2,366	3	9	565	136

2 [出典：経済産業省・環境省 (2007)]

3

4 【届出外の排出量】

5 PRTR では、対象化学物質について対象事業者からの届出排出量以外の環境への排出量
6 (以下「届出外排出量」とする) についても様々な方法で推計されており、届出排出量の
7 集計結果と合わせて公表されている。届出外排出量の算出については、「想定される主要な
8 排出源からの排出量について、信頼できる情報を用いて可能な限り推計を行う」との基本
9 的な考え方が示されている。この届出外排出量には以下の4つが含まれる。

10 ① 対象業種を営む事業者からの排出量のうち従業員数、取扱量などの一定の要件を満
11 たさないため届出がなされないもの

12 ② 対象業種以外の業種 (以下「非対象業種」という) のみを営む事業所からの排出量

13 ③ 家庭からの排出量

14 ④ 移動体からの排出量

15 亜鉛の水溶性化合物については、届出外排出量としては、上記①と②について排出量が
16 推計されている。2001年度から2005年度までの届出外排出量を表Ⅲ.3に示す。届出外排出
17 量は年度ごとの変動がかなり大きい。届出外対象業種からの亜鉛排出量が2001年度から
18 2003年度にかけて大幅に減少しているように見えるが、これは事業所の排出削減努力の結
19 果が反映されているわけではなく、届出対象事業所の条件の変更や推計方法が確定しておら
20 ず毎年変更されることによる違いであると考えられる。届出外排出量の推計については、
21 毎年排出係数などを含めた推計方法の見直しが行なわれるため推計方法に一貫性がない。よ
22 って排出量の増減傾向を届出外排出量の報告値より判断するのは適切ではない。届出外事
23 業所からの排出量については、排出媒体別に推計はなされていないが、届出排出量におい
24 て排出量は公共用水域や埋立への排出が大部分を占めることから、届出外排出量について
25 も同様に公共用水域や埋立への排出が大きいことが推測される。非対象業種で亜鉛の水溶

1 性化合物が推計対象になっている発生源は農薬のみである。

2

3

表Ⅲ.3 届出外事業所からの亜鉛排出量推計値

	届出外対象業種, kg/年	届出外非対象業種, kg/年	届出外合計, kg/年
2001 年度	3,321,308	28,007	3,349,315
2002 年度	624,273	23,434	647,707
2003 年度	40,520	23,431	63,951
2004 年度	413,639	36,366	450,005
2005 年度	104,275	40,878	145,152

4

[出典：経済産業省・環境省 (2007)]

5

6

3.2 PRTR報告値の地方別の傾向

7

2004 年度の PRTR 報告データに基づき、媒体別の排出量を地方別に集計した結果を表Ⅲ.4

8

に示す。2004 年度の地域別排出量によると、公共用水域への排出についてはすべての県か

9

ら報告があった。公共用水域への排出量は、東京、神奈川、大阪等、人口密度が高く人為

10

活動が盛んな地域で多い傾向があった。大気への排出については 12 県から排出量の報告が

11

なかった。土壌への排出については、報告値が極めて小さい(< 1kg)ため表中にはその値は

12

表示されていない。埋立については、5 県からの報告があり、その中で宮城県の埋立排出量

13

が特に多かった。

1 表Ⅲ.4 PRTR による亜鉛の水溶性化合物の 2004 年度地域別排出量

都道府県名	届出排出量 (kg/年)				届出外 (kg/年)		合計 (kg/年)
	大気	公共用水域	土壌	埋立	対象業種	非対象業種	
北海道	390	36,831	0	52	6,804	3,652	47,729
青森県	787	4,050	0	0	5,176	2,956	12,969
岩手県	0	2,924	0	0	3,344	197	6,465
宮城県	286	1,455	0	170,000	3,552	887	176,180
秋田県	132	12,031	0	0	2,195	0	14,358
山形県	0	2,441	0	0	6,011	1,971	10,423
福島県	8,933	15,885	0	0	7,290	105	32,213
茨城県	36	20,445	0	0	12,413	236	33,130
栃木県	1,566	11,068	0	0	12,429	2,619	27,682
群馬県	590	10,502	0	0	18,496	18	29,606
埼玉県	611	23,876	0	0	23,136	26	47,649
千葉県	1,282	17,707	0	0	9,882	104	28,975
東京都	49	54,570	0	0	9,274	0	63,893
神奈川県	1,720	52,569	0	0	6,919	0	61,208
新潟県	4	19,251	0	0	21,796	2,580	43,631
富山県	265	1,526	0	0	4,322	0	6,113
石川県	91	4,054	0	0	6,158	99	10,402
福井県	0	3,107	0	0	4,883	15	8,005
山梨県	0	1,234	0	0	4,922	0	6,156
長野県	2	11,082	0	0	15,444	8,274	34,802
岐阜県	70	11,811	0	0	13,887	197	25,965
静岡県	494	19,161	0	0	31,109	99	50,863
愛知県	614	58,269	0	1,500	43,462	498	104,343
三重県	849	9,796	0	0	11,343	4	21,992
滋賀県	130	3,265	0	0	3,187	1	6,583
京都府	0	19,796	0	0	6,152	99	26,047
大阪府	8,811	89,187	0	0	23,989	99	122,086
兵庫県	1,036	38,285	0	616	8,402	1	48,340
奈良県	0	4,754	0	0	2,506	1	7,261
和歌山県	660	4,664	0	0	9,320	3,350	17,994

鳥取県	0	783	0	0	1,177	1	1,961
島根県	0	7,909	0	0	2,377	0	10,286
岡山県	140	8,377	0	8	7,679	173	16,377
広島県	1,660	13,127	0	0	9,918	395	25,100
山口県	807	7,835	0	0	3,373	99	12,114
徳島県	0	740	0	0	6,046	2,955	9,741
香川県	550	10,922	0	5,800	4,319	397	21,988
愛媛県	0	3,002	0	0	4,662	297	7,961
高知県	0	3,670	0	0	2,922	0	6,592
福岡県	188	4,872	0	0	6,571	198	11,829
佐賀県	72	956	0	0	2,656	197	3,881
長崎県	59	4,114	0	0	2,917	100	7,190
熊本県	679	4,141	0	0	4,066	895	9,781
大分県	74	522	0	0	2,561	1	3,158
宮崎県	190	1,944	0	0	2,626	100	4,860
鹿児島県	0	2,493	0	0	9,882	2,370	14,745
沖縄県	160	266	0	0	2,084	100	2,610
全国合計	33,987	641,269	0	177,976	413,639	36,366	1,303,237

[出典：経済産業省・環境省 (2007)]

1
2
3

4. 亜鉛の各ライフステージからの環境排出量一点源(個別事業所)からの排出一

本節では PRTR および排出量総合調査の結果に基づき、点源（個別事業所）からの亜鉛の排出量をライフステージごと業種別に解析した結果を報告する。ここではまず亜鉛のライフサイクルの中から、1) 生産段階、2) 亜鉛含有製品の製造・加工段階、3) 廃棄段階に分類される事業所からの排出量についてまとめた。さらに下水道業や宿泊業等の亜鉛のライフサイクルには直接関連しない業種からの排出量についてもまとめた。亜鉛含有製品の使用や農薬の散布等の非点源に由来する亜鉛の排出量については、次節「5. 亜鉛含有製品の使用および他の非点源からの環境排出量の推計」において報告する。

4.1 鉱山および生産段階からの排出

本節では、亜鉛の生産段階からの環境排出量の把握をすることを目的とした。亜鉛の生産段階に関連する環境排出量は、PRTR や排出量総合調査においては、産業分類で「金属鉱業」あるいは「鉱業」に分類される事業所から報告されている。これらからの排出には、1) 現在実際に採鉱活動が行われている鉱山からの排出、2) 現在は鉱山活動が行われていない鉱山（休廃止鉱山）からの排出、3) 製錬・精錬工程からの排出が含まれる。ここではまず、亜鉛の生産に関連する各工程と排出について概要をまとめ、次に PRTR および排出量総合調査の結果を集計して、生産段階に関わる個別事業所からの排出量を把握した。報告がないと思われる休廃止鉱山からの排出については、小野ら(2007)がカドミウムの評価において適用した排出量推計方法に倣い、亜鉛排出量を推算した。

4.1.1 亜鉛鉱石と採鉱・選鉱

日本の亜鉛鉱床は本州の各地に分布し、一部北海道にも分布しており、1) 高温交代（接触）鉱床（例えば神岡鉱山）、2) 浅熱水性鉱脈鉱床（例えば豊羽鉱山、細倉鉱山、対州鉱山）および3) 黒鉱鉱床（例えば花岡鉱山）の型に分類される(日本鉛亜鉛需要研究会 1993)。日本には亜鉛鉱石を採取する多くの鉱山が上記の鉱床地帯に多く存在していたが、2007年1月時点において、亜鉛採取のための採鉱活動を行っている鉱山は存在しない。

鉱山の採掘（採鉱方法）は鉱床の規模、形状および鉱石、母岩の性質などに応じてそれぞれの鉱山に適した方法が検討され、鉱床が地下の比較的浅いところに賦存している場合は主に露天採掘法が、その他の場合は坑内採掘法が採用される(日本鉛亜鉛需要研究会 1993)。

採鉱によって採掘された粗鉱は通常、有利な製錬原料を得るため脈石が除去され、その後有価鉱物を種類ごとに分離濃縮するための選鉱処理が行われる。選鉱処理は破碎、磨鉱、

1 選別，仕上げおよびこれらの補助作業に大別され，主工程である選別の方法には様々な方
2 法があるが，主に用いられるのは浮遊選鉱である(日本鉛亜鉛需要研究会 1993)．浮遊選鉱
3 法とは，固有ないし人工的に付与された鉱物表面の化学的活性の差を利用して選別を行う
4 方法である．その手順はまず微粉碎された鉱物を補収剤が添加された水中に入れて，鉱物
5 の表面を疎水性にする．その水に起泡剤を添加し空気を吹き込み適用なサイズの気泡を発
6 生させて攪拌すると，鉱物に気泡が付着し，水面上に上昇しフロスが形成される．このフ
7 ロスを採取し気泡を消滅させると目的とする鉱物が回収される．

8 採鉱から選鉱にかけての一連の工程において利用される水は，適切な処理がされず放出
9 された場合，流入河川の亜鉛等の重金属濃度に大きな影響を及ぼすことが予想される．ま
10 た採掘活動を行っていない鉱山（休廃止鉱山）においては大別すると，過去の採鉱・選鉱
11 によって生じた尾鉱堆積物から雨水等により溶出する排出と採掘跡に残った鉱物が地下水
12 や空気中の酸素と反応して酸性で金属を含んだ坑廃水が発生し排出する二つの経路が考え
13 られる．

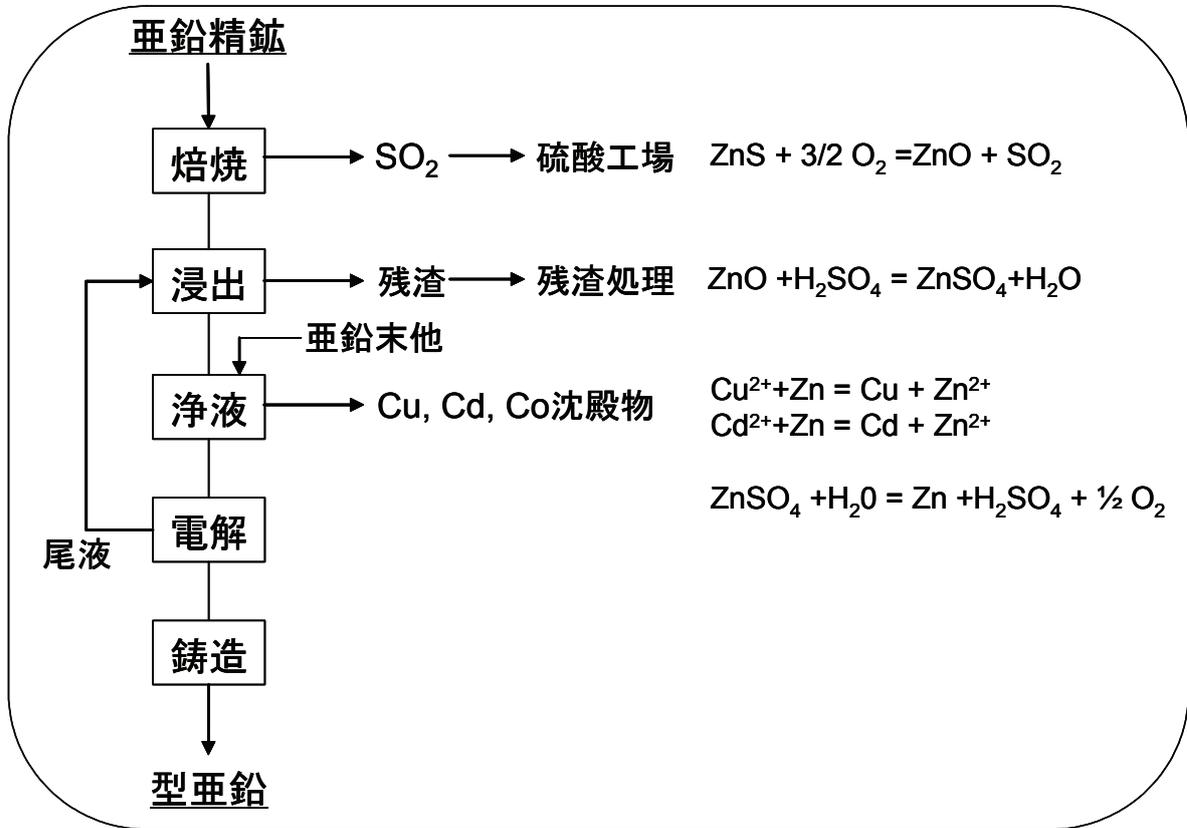
14 現在日本の休廃止鉱山には，過去に鉱山を経営していた企業が現在もその現場を管理し
15 鉱害防止対策を行う「業務者存在鉱山（休止）」と，鉱山の管理業務者が不在となった「義
16 務者不存鉱山（廃止）」があり，義務者不存鉱山の鉱害防止対策は地方自治体に任せら
17 れている（JOGMEC 2007a）．全国に約 6000 箇所以上存在する休廃止鉱山において，これまで
18 に鉱害防止対策が必要と判断された鉱山は約 450，鉱害防止義務者が不存で（独）石油天
19 然ガス・金属鉱物資源機構（旧：金属鉱業事業団，以下 JOGMEC）が地方自治体と協力し
20 て鉱害防止事業を行った休廃止鉱山は 181 にのぼる（五十嵐 2003，カドミ評価書からの引
21 用）．鉱害防止対策は大きく発生源対策と坑廃水処理対策に分けられる(JOGMEC 2007b)．発
22 生源対策は坑廃水が環境に与える負荷を抑えるために発生場所周辺でとられる対策で坑道
23 耐圧密閉や採掘跡・たい積場の整形・覆土・植栽などがあり，一方，坑廃水処理対策は排
24 出水中の重金属等の濃度を一定の基準値以下に達するように処理することで，坑廃水の水
25 域の環境への影響を抑えるための対策である．

27 4.1.2 亜鉛の製錬（亜鉛ハンドブック，長井ら）

29 亜鉛の製錬には乾式法と湿式法がある．亜鉛の製錬は原料である硫化亜鉛を酸化焙焼し
30 酸化亜鉛としてから，乾式法と湿式法に分かれる．乾式法は，酸化亜鉛の炭素還元反応が
31 基本である．この反応は工業的には 1100～1300℃で実施され，酸化亜鉛は蒸気状の亜鉛金
32 属に還元され，この亜鉛蒸気は濃縮器を通して液体状に濃縮され，次いで鑄型の中に流れ
33 落ちて，亜鉛版が完成する．湿式法(図 III.1)は酸化亜鉛を硫酸で溶解し，水溶液中にイオン
34 化した亜鉛を電気採取で回収する方法であり，現在の亜鉛製錬法の主流となっている．

35 製錬工程には一次製錬と二次製錬がある．一次製錬は精鉱中から金属を精製する工程で

- 1 あり，二次製錬は金属廃棄物や金属スクラップから目的の金属を回収する工程である．二
 2 次亜鉛の製錬工程では，亜鉛スクラップ材料は加熱溶解されるか，あるいは蒸留されて回
 3 収される．



4 図Ⅲ.1 亜鉛の湿式製錬基本工程図
 5 [出典：日本鉛亜鉛需要研究会 (1993) 亜鉛ハンドブック 改訂版に基づき作成]

6
 7 亜鉛の製錬工程では，加熱溶解に伴う金属気化や亜鉛ヒュームの漏出によって亜鉛が大
 8 気中に排出され，製錬所近くでは一般環境よりもかなり高い大気中や土壌中の亜鉛濃度が
 9 報告されている(山根靖弘 1986). 水への排出は，主に気化した分や亜鉛ヒューム，さらに空
 10 気中のダストに含まれる亜鉛が乾性降水物や噴射水等により地表面に沈着し，洗い流され，
 11 排出される経路が考えられる．

12
 13 **4.1.3 亜鉛の生産段階からの排出**

14
 15 亜鉛の生産段階（過去に採掘活動を行っていた鉱山も含む）からの環境排出量は PRTR と
 16 排出量総合調査において報告されている．関連する業種は金属鉱業（鉱業）と非鉄金属製
 17 造業である．金属鉱業には，主に鉱物を掘採，採石する事業所およびこれらの選鉱を行う
 18 事業所が分類される．金属鉱業には現在生産活動は行っておらず，休廃止鉱山からの坑廃

1 水を処理して排出している事業者も含まれる。非鉄金属製造業には、鉍石(粗鉍，精鉍)，金
 2 属くずなどを処理し，非鉄金属の製錬および精製を行う事業所，非鉄金属の合金製造，圧
 3 延，抽伸，押出しを行う事業所および非鉄金属の鑄造，たん鍛造，その他の基礎製品を製
 4 造する事業所が含まれる。

5 【PRTR による報告】

6 PRTR において報告されている金属鉍業および非鉄金属製造業における『亜鉛の水溶性化
 7 合物』の届出排出量・移動量（業種ごとの合計値）を表Ⅲ.5 および表Ⅲ.6 に示す。金属鉍
 8 業からは大気と土壌への排出，移動量は報告されていない。公共用水域への排出を報告し
 9 ているのは 10 事業所弱である。その大部分は現在稼動をしていない鉍山，つまり休廃止鉍
 10 山の坑内水や浸出水の管理業務を行っている事業所からの排出だと思われる。埋立地への
 11 排出を報告しているのは宮城県細倉鉍業株式会社細倉事業所のみである。非鉄金属製造業
 12 からは土壌以外の媒体への排出と移動量が報告されている。排出量を媒体別に見ると，公
 13 共用水域への排出が最も多く，次いで大気，埋立となっている。公共用水域への排出量が
 14 相対的に多い事業所は，亜鉛の一次製錬および二次製錬を行う事業所であった。2003 年度
 15 の埋立の排出量が突出した値になっている。この理由は，その年に神岡鉍業株式会社一社
 16 から 1,400 トン/年という届出排出量の報告があったためである。この神岡鉍業株式会社が
 17 管轄する神岡鉍山は亜鉛・鉛・銀鉍山であるが，2001 年に採掘が中止されている。

18

19 表Ⅲ.5 金属鉍業における水溶性亜鉛の排出・移動量

		届出排出量/報告件数				届出移動量/報告件数	
		大気	公共用水域	土壌	埋立	廃棄物	下水道
2001年度	排出量	—	2,239	—	—	—	—
	報告件数	—	8	—	—	—	—
2002年度	排出量	—	3,615	—	71,000	—	—
	報告件数	—	9	—	1	—	—
2003年度	排出量	—	4,487	—	130,000	—	—
	報告件数	—	9	—	1	—	—
2004年度	排出量	—	4,086	—	170,000	—	—
	報告件数	—	8	—	1	—	—
2005年度	排出量	—	3,896	—	260,000	—	—
	報告件数	—	8	—	1	—	—

20 [出典：経済産業省・環境省 (2007)]

1

2 表Ⅲ.6 非鉄金属製造業における水溶性亜鉛の排出・移動量

		届出排出量/報告件数				届出移動量/報告件数	
		大気	公共用水域	土壌	埋立	廃棄物	下水道
2001年度	排出量	8,995	19,704	-	263	519,100	1,066
	報告件数	17	18	-	2	17	6
2002年度	排出量	8,618	25,438	-	99	433,901	1,385
	報告件数	16	19	-	2	16	8
2003年度	排出量	16,216	25,911	-	1,400,110	427,530	1,314
	報告件数	18	21	-	3	19	9
2004年度	排出量	11,242	25,168	-	84	355,186	941
	報告件数	16	20	-	2	17	7
2005年度	排出量	4,775	27,604	-	99,023	408,593	1,220
	報告件数	16	26	-	3	18	7

3 [出典：経済産業省・環境省 (2007)]

4

5 亜鉛の生産に関連する事業所からの届出外排出量については、推計方法や排出係数が年
6 度によって異なる可能性があるため比較は難しい。ここでは PRTR の届出外の環境排出量と
7 して報告されている値を、参考情報として記載する。非鉄金属製造業からの排出量は、2001
8 年度：7,495kg/年、2002 年度：11,022kg/年、2003 年度：76kg/年であった。2004 年度以降、
9 非鉄金属製造業および全ての年度の金属鉱業については推計されていない。

10

11 【排出量総合調査による推定】

12

13 2002 年度の排出量総合調査の結果に基づき環境情報テクノス (2006)が試算した、鉱業(≒
14 金属鉱業)と非鉄金属製造業を営む事業者に起因する亜鉛の公共用水域への排出量を表Ⅲ.6
15 に示す。

16

17 表Ⅲ.7 鉱業および非鉄金属製造業からの亜鉛の試算排出量[2002 年度]

	鉱業	非鉄金属製造業
負荷量[トン/年]	63.1	19.6
事業所数*	62/391	121/269

18 * 検出数/事業所数

19 出典：環境情報テクノス (2006)

20

21 PRTR の届出における公共用水域への排出量と排出量総合調査に基づく排出量を比較す
22 ると、金属鉱業については排出量総合調査に基づく負荷量が PRTR の届出排出量よりも一桁

1 以上大きい。この理由の一つとして、届出の対象となる事業所の条件（例えば従業員数、
2 規模、取扱量など）が異なる点が挙げられる。排出量総合調査では PRTR の届出の条件には
3 該当しない中小規模の事業所も含まれていると思われる。非鉄金属製造業について見ると、
4 PRTR の届出排出量のほうが排出量総合調査に基づく負荷量よりやや多い。しかし対象事業
5 所数は後者の方が 10 倍以上多い。環境省より入手した 2002 年度における水質汚濁物質排
6 出量総合調査の非鉄金属製造業のリスト（情報は非公開）の中に PRTR の届出事業所の大部
7 分が含まれていた。非鉄金属製造業において、PRTR の届出排出量が排出量総合調査に基づ
8 く負荷量よりも大きくなる理由として、両者の算出方法が事業所によって異なること等が
9 影響しているのではないかと推測される。

11 4.2 休廃止鉱山からの排出量の推定

13 本評価書では過去に鉱山活動を行っていたが現在は稼動していない鉱山に起因する亜鉛
14 の排出量の試算を試みる。第Ⅲ章で取り上げた高濃度地点の分類において、現在は鉱山活
15 動が行われていない鉱山（休廃止鉱山）周辺の水系において亜鉛が高濃度で検出されてい
16 る地点が多くあることが確認された。休廃止鉱山の坑口や鉱さい堆積場等から強酸性ある
17 いは重金属を含む坑内水・浸出水が流出し、それが周辺の水系を汚染することが知られて
18 いる。例えば北海道の休廃止鉱山から 38 の休廃止鉱山を選定して 1998 年から 2003 年まで
19 排出される重金属の濃度の長期変動を調査した石川ら（2003）によると、亜鉛については
20 21 の鉱山の末流で基準値(0.03 mg/L)を超過していることが確認された。

21 前述したように PRTR や排出量総合調査において金属鉱業あるいは鉱業に分類される事
22 業者からの排出には、休廃止鉱山の坑内廃水や鉱滓堆積場浸出水の管理義務のある事業者
23 からの届出が含まれている。しかし報告されているこの排出量は、管理業務者が存在する
24 一部の休廃止鉱山からの排出量を取り上げているに過ぎず、大部分の休廃止鉱山からの排
25 出量は把握されていない。休廃止鉱山全体からの亜鉛の排出量を把握するためには、PRTR
26 等の報告値が存在しない休廃止鉱山に起因する亜鉛の排出量を把握する必要がある。そこ
27 で本節では小野ら(2007)が休廃止鉱山に起因するカドミウムの排出量を推定する際に適用
28 した手法を踏襲して、亜鉛の排出量を推定することにした。

29 休廃止鉱山からの亜鉛の排出量を報告している公式な資料は存在しない。小野ら（2007）
30 は鉱山総合情報整理票から抽出した坑排水カドミウムデータ（金属鉱業事業団より入手、
31 詳細は非公開）を用いて排出量の推定を行っている。

32 ここでまず鉱山総合情報整理票について説明する。鉱山総合情報整理票とは経済産業省
33 鉱山保安監督部が各自治体と連携して行っている実際の鉱害防止対策工事の計画や工事後
34 の管理のための調査を記録したものである。調査の内容は地質・鉱床の種類、過去の生産
35 量や鉱害の経緯、坑水中の水量や水質、廃水処理設備の有無等である。鉱山総合情報整理

1 票には全国 181 鉱山の情報が記載されていると考えられるが、個別の情報は非公開である。

2 小野ら(2007)は鉱山総合情報整理票から各鉱山の坑内水や堆積場浸透水のカドミウム濃
3 度が0.01mg/L以上であった140鉱山,237地点のデータを抽出したものを金属鉱業事業団(名
4 称は当時、現在は独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構、以下JOGMEC)より入手
5 し、入手したデータを下記の5つに区分し、それぞれの鉱山数を求めた(図III.2)。

6 ① 鉱山総合情報整理票に記載されており、その坑排水中カドミウム濃度が0.01mg/L
7 以上:140 鉱山

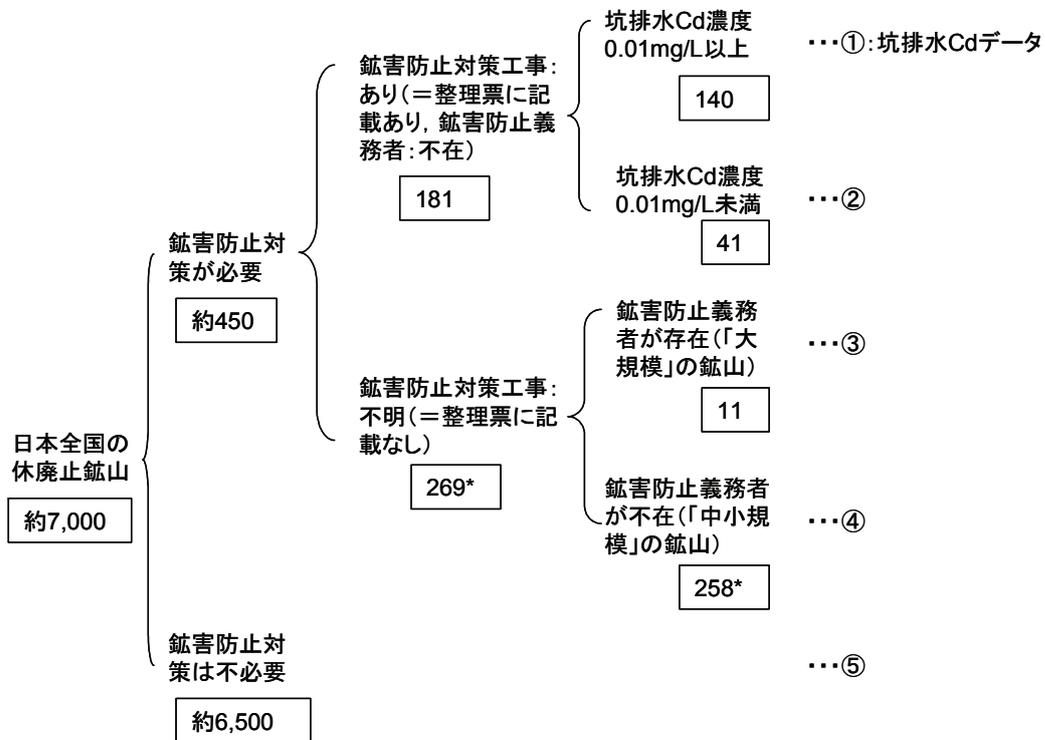
8 ② 鉱山総合情報整理票に記載されているが、その坑排水中カドミウム濃度が
9 0.01mg/L未滿:41 鉱山

10 ③ 鉱山総合情報整理票に記載されていないが、鉱害防止対策が必要と判断された「大
11 規模」鉱山(おそらく実際には鉱害防止義務者が存在し、鉱害防止対策が行われてい
12 ると考えられる):11 鉱山

13 ④ 鉱山総合情報整理票には記載されていないが、鉱害防止対策が必要と判断された
14 「中小規模」鉱山(おそらく鉱害防止義務者が存在しないため国(JOGMEC)が鉱害防止
15 対策のとりまとめを行うが、工事が未着手であり、調査がなされていない):258 鉱山

16 ⑤ 鉱害防止対策が必要でないと判断された鉱山:約6500 鉱山(全国の休廃止鉱山約
17 7000 鉱山から鉱害防止対策が必要と判断された約450 鉱山を除く)

18



19 図 III-2 カドミウムの排出量推算に用いられた休廃止鉱山の区分と鉱山数。□内の数は該
20 当する鉱山数。*:計算により求めた値) 出典:小野ら(2007)
21

1 小野ら(2007)は上記③および④の区分の鉱山を以下の方法より求めている。

2 鉱山総合情報整理票に記載されていないが、鉱山防止対策が必要と判断された休廃止鉱
3 山(③+④)は269鉱山と計算され、これらを、その操業時の規模により区別する。ここ
4 では1955年頃の鉱石の採掘量が亜鉛生産量ベースで年1000トン以上の鉱山を大規模と見
5 なし、そのうち、抗排水カドミウムデータに記載されている休廃止鉱山を除いたものが③
6 に該当する休廃止鉱山とした。269鉱山からこれらの11鉱山を除いた258鉱山を④に該当
7 する休廃止鉱山とした。

8
9 上記の情報を利用したそれぞれの区分における亜鉛の排出量の推算方法と結果を以下に
10 示す。

11 ①カドミウムが亜鉛の副産物として排出されていた可能性が高いため、カドミウム濃度の
12 高い排水では亜鉛濃度も高いことが予想される。そこでカドミウム濃度が高い坑廃水を有
13 する休廃止鉱山からの亜鉛排出量は鉱山総合情報整理票に記載されている年間の排水量と
14 排水処理後の亜鉛濃度を用いて推定した。亜鉛の排水基準は5mg/Lであるから、排水処理
15 は、平均するとその半分程度である2.5mg/L程度を目標に行われると仮定した。

16 上記に従って各鉱山について負荷量を計算し合計したところ亜鉛の排出量はおよそ100ト
17 ンになった。

18 ②坑廃水中のカドミウム濃度が0.01mg/L未滿の鉱山については、小野ら(2007)は排水処理
19 後のカドミウム濃度を0.005mg/Lと仮定し、水量は140鉱山の平均水量である
20 $0.55\text{m}^3/\text{min}(=2.9\times 10^5\text{t}/\text{年})$ を用いて計算している。ここでは、亜鉛濃度を2.5mg/Lと0mg/L
21 の中間である1.25mg/Lと仮定し、水量は $2.9\times 10^5\text{t}/\text{年}$ として負荷量を計算した。その結果、
22 負荷量はおよそ15トン/年となった。

23 ③小野ら(2007)では坂巻&小林(1999)による神岡鉱山におけるCd排出量を計算した結果
24 (0.018t/年)を用いて、このような鉱山が全国に11ヶ所あると見積もり、0.198トン/年と
25 推算した。亜鉛では、この分類については鉱害管理義務者が存在していると考え、そのよ
26 うな場所では排出量総合調査の結果が報告されている想定し、環境情報テクノス(2007)より
27 2002年度の鉱業に起因する排出量63.1トン/年が61の事業所から排出されているとみなし
28 た。

29 ④これらの鉱山からの排水は懸念レベルにないと判断されている。鉱害防止義務者の有無
30 によらず、現在まで早急な対策が必要とは考えられていないことから、抗排水の亜鉛濃度
31 は水質汚濁防止法の環境基準(0.1mg/L)より低いと判断し、この値を排水中濃度と仮定した。
32 流量についても不明であることから②と同程度と考え、同様に 2.9×10^5 トン/年を仮定した。
33 その結果、亜鉛の排出量は6.03トン/年と推算された。

34 ⑤このような鉱山(当該鉱山数約6500)からの排出による環境影響は顕在化されておらず、
35 現在まで問題になっているレベルになく、バックグラウンドと仮定してもよいと考え、こ

1 こでは排出量推定の対象としないこととした。
 2 以上、金属鋳業に分類される事業者と休廃止鋳山に起因する公共用水域への亜鉛の排出量
 3 は、合計するとおよそ 184 トン/年と推算された。

4 米国における休廃止鋳山(Inactive mines)からの亜鉛の排出量は年間 4,060 トンと推算され
 5 ている(USEPA 1980)。

6 本節では、亜鉛の生産に関連する金属鋳業と非鉄金属製造業および休廃止鋳山から公共
 7 用水域へ排出される亜鉛の負荷量の把握を試みた。個別事業所からの排出量については、
 8 排出量総合調査データより排水中の実測濃度に基づき負荷量が算出されているため、その
 9 推計値はある程度は信頼できるレベルにあると考えられる。

10 一方、休廃止鋳山からの排出量の定量化には様々な不確実な要素が付随しているため、
 11 その推計結果の信頼度は、個別事業所からの排出量推計における信頼度と比較すると、か
 12 かなり低いと言わざるを得ない。その理由として、① 休廃止鋳山の数や規模、それに関連する
 13 排水量、排水中濃度等のデータが利用できない（あるいは存在しない）こと、② 排出経路
 14 が複雑（排水口、雨水に伴う流出、湧水等）であること、③人為か自然由来かの区別が困
 15 難な場所もあること等が挙げられる。このようなことから休廃止鋳山に由来する亜鉛の排
 16 出量は多くの仮定に基づき推定した値であり、その信頼度には限度があることに留意する
 17 必要がある。

19 4.3. 各種製造業および化学工業からの排出

20 本節では、PRTR および排出量総合調査における報告値を集計・整理し、亜鉛含有製品の
 21 製造や加工を行う各種製造業や化学工業からの亜鉛の排出量を把握する。代表的な製造業
 22 および化学工業より排出される亜鉛の主たる排出源の例を文献情報（例えば環境情報テク
 23 ノス 2005）に基づき整理したものを表Ⅲ.8 に示す。

25 表Ⅲ.8 各種製造業および化学工業における亜鉛の排出源の例¹⁾

業種	主たる排出源
金属製品製造業	めっき液・脱脂・酸洗段階におけるめっき治具に付着した亜鉛めっきの溶解。
化学工業	製造工程中の洗浄、触媒、腐食防止等に使用される塩化亜鉛や硫酸亜鉛等の亜鉛化合物。「炭酸亜鉛」の生産工程排水。製品生成時の余剰塩化亜鉛。
パルプ・紙・紙加工品製造業	原料パルプに含まれる亜鉛
鉄鋼業	鋼板の表面皮膜処理に用いられる「リン酸亜鉛」、家電製品用鋼板の

	表面コーティング剤として使用されている「亜鉛めっき液」、めっき工程や圧延工程の冷却水およびその再利用に伴うろ材洗浄水。
輸送用機械器具製造業	酸洗浄水、廃ガス洗浄施設、防錆剤、塗装・めっき前処理として使用している「リン酸亜鉛皮膜剤」
繊維工業	服地染色廃水、染料および添加剤。
電気機械器具製造業	製品塗装面の下地処理として使用する皮膜化成処理剤。
石油製品・石炭製品製造業	樹脂の重合反応後、架橋目的で使用する酸化亜鉛分散液の架橋後の反応釜洗浄水
窯業・土石製品製造業	廃ガス洗浄施設からの廃水（天然原料溶解時に揮散する亜鉛が脱硫装置内で液化し排出される廃水）

1 1) 環境総合テクノス (2005)

2 【PRTR における報告】

3 届け出排出・移動量

4 亜鉛含有製品の製造や加工を行う各種製造業や化学工業より報告されている『亜鉛の水
5 溶性化合物』の届け出排出量を表Ⅲ.9 に示す。届出がなかった業種あるいは年度について
6 は表から省いた。最近の3年間(2003～2005年度)の届出排出量の合計値が3年間続けて10
7 トン/年程度あるいはそれ以上の業種は、鉄鋼業、金属製品製造業、輸送用機械器具製造業、
8 パルプ・紙・紙加工品製造業、化学工業、石油製品・石炭製品製造業であった。公共用水
9 域への排出に着目すると、化学工業、金属製品製造業、鉄鋼業、石油製品・石炭製品製造
10 業、パルプ・紙・紙加工品製造業からの排出が過去3年間10トン/年程度を超えていた。大
11 気への排出量については、金属製品製造業、鉄鋼業および化学工業からの排出が大部分を
12 占めていた。土壌への届出排出量は1kg/年より大きい値は報告されていない。届出移動量
13 では、廃棄物移動としては化学工業と金属製品製造業の割合が顕著に高く、下水道への移
14 動としては出版・印刷・同関連産業、金属製品製造業、化学工業および輸送用機械器具製
15 造業からの移動が多かった。

16 届け出外排出量の推計値

17 PRTR 届け出外排出量の2001～2005年度にかけての推計値を業種別に表Ⅲ.10 に示す。農
18 薬を除く業種の合計値をみると、排出量は17トン/年(2003年度)～3,293トン/年(2001年度)
19 となっており、ばらつきがかなり大きい。年度ごとに推計の対象としている業種にばらつ
20 きがみられる。その理由として、届け出外排出量の推計方法が未だ試行段階であり、算出
21 方法が統一されていないためだと推測される。そのため、これらのデータから経年変化を
22 読み取ることとは不適切である。近年の傾向として2004年度および2005年度に限ってみ
23 と、金属製品製造業や輸送用機械器具製造業からの排出が多かった。

表Ⅲ.9 PRTR 業種別届け出排出・移動量における亜鉛の水溶性化合物の報告値（亜鉛を含む製品の製造・加工に関連する業種）

業種	年度	届出排出量						届出移動量									
		大気		公共用水域		土壌		埋立		廃棄物移動		下水道への移動		合計			
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件		
原油・天然ガス鉱業	2001	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2002	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
食料品製造業	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,100	1	0	1,100
	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,300	1	0	1,300
飲料・たばこ・飼料製造業	2001	0	0	1	1	0	1	0	0	1	2	1,418	6	0	0	1,418	6
	2002	0	0	1	2	0	1	0	0	1	3	2,266	10	0	0	2,266	10
	2003	0	0	1	2	0	1	0	0	1	3	2,202	10	0	0	2,202	10
	2004	0	0	1	1	0	1	0	0	1	2	2,048	10	0	0	2,048	10
	2005	0	0	1	1	0	1	0	0	1	2	3,746	9	0	0	3,746	9
繊維工業	2001	0	0	35,197	5	0	0	0	0	0	0	0	0	112,000	2	21	112,021
	2002	0	0	10,046	4	0	0	0	0	0	0	0	0	100,040	4	0	100,040
	2003	0	0	4,593	4	0	0	0	0	0	0	0	0	102,330	4	360	102,690
	2004	0	0	8,261	5	0	0	0	0	0	0	0	0	102,120	5	0	102,120
	2005	0	0	2,502	5	0	0	0	0	0	0	0	0	8,612	5	0	8,612
衣服・その他の繊維製品製造業	2001	0	0	150	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
	2002	0	0	660	1	0	0	0	0	0	0	0	0	190	2	0	190
	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	1	0	35
木材・木製品製造業	2003	0	0	22	1	0	0	0	0	0	0	0	0	160	1	0	160
	2003	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3,400	2	5	3,405
家具・装備品製造業	2004	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2,500	2	9	2,509
	2005	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3,560	3	63	3,624

[出典：経済産業省・環境省（2007）]

表Ⅲ.9 PRTR 業種別届け出排出・移動量における亜鉛の水溶性化合物の報告値（亜鉛を含む製品の製造・加工に関連する業種）つづき

業種	年度	届出排出量						届出移動量									
		大気		公共用水域		土壌		埋立		廃棄物移動		下水道への移動		合計			
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件		
パルプ・紙・紙加工品製造業	2001	0	0	8,665	6	0	0	0	0	8,665	6	85,940	12	2	1	85,942	13
	2002	0	0	20,884	5	0	0	550	1	21,434	6	49,676	9	2	1	49,678	10
	2003	0	0	19,675	8	0	0	0	0	19,675	8	47,809	11	2	2	47,811	13
	2004	0	0	15,075	5	0	0	0	0	15,075	5	54,290	11	2	1	54,292	12
	2005	0	0	9,505	5	0	0	0	0	9,505	5	39,400	11	2	1	39,402	12
出版・印刷・関連産業	2003	0	0	21	2	0	0	0	0	21	2	1,800	1	6,600	1	8,400	2
	2004	0	0	19	2	0	0	0	0	19	2	410	1	7,900	1	8,310	2
	2005	0	0	15	2	0	0	0	0	15	2	3,300	1	6,700	1	10,000	2
化学工業	2001	2,341	10	42,881	52	0	0	8,100	2	53,321	64	2,544,629	91	3,928	19	2,548,556	110
	2002	1,814	9	25,072	50	0	0	480	1	27,366	60	2,245,275	92	3,411	21	2,248,686	113
	2003	2,867	11	50,362	81	0	0	5,860	3	58,789	95	1,750,667	111	9,532	25	1,760,198	136
	2004	1,791	11	56,923	82	0	0	6,340	2	65,053	95	1,519,047	118	3,029	27	1,522,076	145
	2005	1,906	8	62,144	78	0	0	3,730	3	67,780	89	1,436,993	109	4,475	30	1,441,468	139
石油製品・石炭製品製造業	2001	0	0	2,300	1	0	0	0	0	2,300	1	1,700	1	0	0	1,700	1
	2002	0	0	2,930	3	0	0	0	0	2,930	3	40,748	5	0	0	40,748	5
	2003	0	0	10,100	9	0	0	0	0	10,100	9	1,729	3	0	0	1,729	3
	2004	0	0	10,060	10	0	0	0	0	10,060	10	1,912	2	0	0	1,912	2
	2005	6	1	13,788	11	0	0	0	0	13,794	12	2,045	3	0	0	2,045	3
プラスチック製品製造業	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	752	5	0	0	752	5
	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,877	4	0	0	1,877	4
	2003	7	1	5	1	0	0	0	0	12	2	2,322	12	0	0	2,322	12
	2004	10	2	167	2	0	0	0	0	177	4	3,835	12	0	0	3,835	12
	2005	19	2	156	2	0	0	0	0	175	4	6,118	12	0	0	6,118	12

[出典：経済産業省・環境省（2007）]

表III.9 PRTR 業種別届け出排出・移動量における亜鉛の水溶性化合物の報告値（亜鉛を含む製品の製造・加工に関連する業種） つづき

業種	年度	届出排出量						届出移動量											
		大気		公共用水域		土壌		埋立		廃棄物移動		下水道への移動		合計					
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件				
ゴム製品製造業	2001	0	0	1,950	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5,700	2	0	0	5,700	2
	2002	0	0	200	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6,250	3	0	0	6,250	3
	2003	0	0	666	3	0	0	0	0	0	0	0	0	21,661	14	13	2	21,674	16
	2004	0	0	594	3	0	0	0	0	0	0	0	0	20,513	12	2	1	20,515	13
	2005	0	0	713	3	0	0	0	0	0	0	0	0	25,458	12	2	1	25,460	13
窯業・土石製品製造業	2001	30	2	6,165	3	0	0	0	0	0	0	0	0	13,193	2	1,300	1	14,493	3
	2002	0	0	159	3	0	0	0	0	0	0	0	0	45	2	0	0	45	2
	2003	7	1	176	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2,443	4	0	0	2,443	4
	2004	0	0	182	3	0	0	0	0	0	0	0	0	192	2	0	0	192	2
	2005	0	0	166	3	0	0	0	0	0	0	0	0	270	3	0	0	270	3
鉄鋼業	2001	3,317	3	11,298	12	0	0	0	0	0	0	0	0	186,325	24	134	3	186,456	27
	2002	993	2	6,345	13	0	0	0	0	0	0	0	0	160,917	22	92	3	161,009	25
	2003	1,190	6	13,247	29	0	0	0	0	0	0	0	0	178,400	39	88	4	178,488	43
	2004	1,189	6	12,822	32	0	0	0	0	0	0	0	0	191,444	42	97	6	191,541	48
	2005	863	9	16,306	34	0	0	0	0	0	0	0	0	247,864	45	5,003	10	252,867	55
金属製品製造業	2001	19,310	47	22,961	66	0	0	0	0	0	0	0	0	2,489,324	92	5,663	30	2,494,988	122
	2002	19,156	45	11,361	64	0	0	0	0	0	0	0	0	2,052,261	90	937	26	2,053,197	116
	2003	29,143	51	21,853	91	1	0	0	0	0	0	0	0	2,375,124	136	3,744	42	2,378,868	178
	2004	18,751	56	28,101	91	0	0	0	0	0	0	0	0	2,405,446	145	5,405	45	2,410,852	190
	2005	19,299	59	32,379	99	0	0	0	0	0	0	0	0	2,492,451	160	6,618	50	2,499,068	210

[出典：経済産業省・環境省（2007）]

表Ⅲ.9 PRTR 業種別届け出排出・移動量における亜鉛の水溶性化合物の報告値（亜鉛を含む製品の製造・加工に関連する業種）つづき

業種	年度	届出排出量						届出移動量							
		大気		公共用水域		土壌		埋立		廃棄物移動		下水道への移動		合計	
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件
一般機械器具製造業	2001	13	1	0	0	0	0	0	0	1,939	3	3,200	1	5,139	4
	2002	15	1	13	1	0	0	0	0	5,535	6	3,000	1	8,535	7
	2003	20	2	2,558	4	0	0	0	0	7,047	11	37	2	7,084	13
	2004	534	2	2,549	3	0	0	0	0	44,401	10	40	3	44,441	13
	2005	90	2	1,879	5	0	0	0	0	16,210	10	20	2	16,230	12
電気機械器具製造業	2001	125	2	333	8	0	0	0	0	35,904	12	407	4	36,311	16
	2002	15	2	345	7	0	0	0	0	23,779	11	555	5	24,334	16
	2003	16,090	5	1,454	13	0	0	0	0	42,256	22	742	5	42,998	27
	2004	128	5	1,273	12	0	0	0	0	38,378	22	1,123	6	39,501	28
	2005	77	4	805	12	0	0	0	0	40,420	23	524	5	40,944	28
輸送用機械器具製造業	2001	3,097	8	6,813	45	0	0	3,600	1	442,236	67	2,833	7	445,069	74
	2002	570	2	5,211	44	0	0	2,000	1	284,655	56	7,094	8	291,749	64
	2003	312	3	7,656	67	0	0	1,700	1	333,770	104	5,507	13	339,277	117
	2004	322	3	7,987	68	0	0	1,500	1	341,080	104	4,965	17	356,045	121
	2005	314	3	9,719	72	0	0	57	1	314,958	111	1,960	15	316,918	126
精密機械器具製造業	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	79	1	34	1	113	2
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	200	1	65	1	265	2
	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	15	1	18	1	33	2
	2001	83	3	392	9	0	0	31	1	11,373	14	71	3	11,444	17
	2002	140	1	653	4	0	0	0	0	13,246	11	321	4	13,567	15
その他の製造業	2003	90	3	464	7	0	0	0	0	15,242	15	143	6	15,385	21
	2004	13	1	247	4	0	0	0	0	28,695	12	81	6	28,775	18
	2005	142	2	150	5	0	0	0	0	30,019	12	173	4	30,193	16

[出典：経済産業省・環境省（2007）]

1 表Ⅲ.10 PRTR 届け出外排出量推計値（亜鉛の水溶性化合物）

排出源		排出量 (トン/年)				
		FY2001	FY2002	FY2003	FY2004	FY2005
すそ切り以下事業所	食料品製造量	2.7	5.3	0.1		
	飲料・たばこ・飼料製造業	0.6	31.7	0.5		
	プラスチック製品製造業	10.6	2.0	0.1		
	金属製品製造業	444.0	180.0	2.1	182	31
	輸送用機械器具製造業	120.5	52.3	0.9	57	49
	繊維工業	36.8	2.9	0.4		3
	衣服・その他の繊維製品製造業	0.4	65.2	1.9		
	パルプ・紙・紙加工品製造業	4.8	18.5	0.2		
	家具・装備品製造業	61.8				
	化学工業	128.0	16.2	6.5		
	石油製品・石炭製品製造業	12.6		2.4		
	ゴム製品製造業	8.4		0.1		
	なめし革・同製品・毛皮製造業	0.9				
	電気機械器具製造業	14.2	37.6	0.3	13	3
	窯業・土石製品製造業	2226.1	17.8	0.0		
	鉄鋼業	20.4	16.9	0.1		
	非鉄金属製造業	59.4	11.0	0.1		
	一般機械器具製造業	51.5	63.7	1.3	31	10
	精密機械器具製造業	1.7		0.0		
	武器製造業			0.0		
	出版・印刷・同関連産業	0.6	32.0			
	その他の業種	81.4	47.6	0.1	95	9
	電気業	0.3				
	ガス業	0.1	0.0	0.0		
	熱供給業	0.0	0.0	0.0		
	下水道業	0.1				
	洗濯業					
	機械修理業	5.2				
	商品検査業		0.0	0.0		
	計量証明業	0.0	0.0	0.0		
	一般廃棄物処理業					
	産業廃棄物処理業					
高等教育機関	0.0	0.0	0.0			
自然科学研研究所	0.1	0.0	0.0			
すそ切り以下合計	3293	601	17	377	104	
農薬	28	23	23	36	41	
合計	3321	624	40	414	145	

2

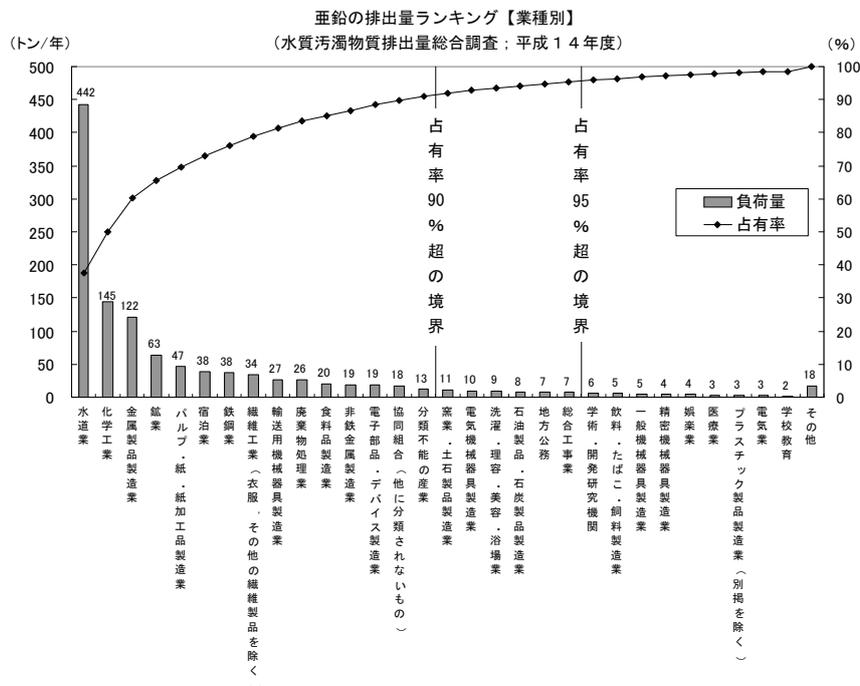
3 [出典：経済産業省・環境省 (2007)]

1 【排出量総合調査】

2 ここでは環境情報テクノス(2006)が行った排出量総合調査の解析結果を用いて製品の製
3 造・加工に関連する業種および化学工業からの公共用水域への亜鉛の排出量をまとめ、そ
4 の傾向を述べる。

5 平成14年度の単年度について試算された亜鉛の負荷量を業種別に分類した結果を図Ⅲ.3
6 に示す。平成14年度の単年度について試算された亜鉛の負荷量は、亜鉛濃度が未回答であ
7 るが、排水量を回答している事業所について便宜的に亜鉛濃度を割り当て算出されたもの
8 である。つまり、①事業者が亜鉛を排出していると認識していない場合や②排水量が少な
9 く亜鉛濃度を測定していない場合でも、排水中に亜鉛が主として有する特定施設別平均亜
10 鉛濃度が含まれていると仮定して亜鉛排出量が試算されている。これは亜鉛濃度の回答率
11 が高い業種の亜鉛負荷量が過大評価されないようにするための仮定である（環境情報テク
12 ノス 2006）。

13 業種別に見ると（図Ⅲ.3）、水道業からの排出が最も多い(442 トン/年)（後で議論）。製品
14 の製造・加工および化学工業に関連する業種をみると、化学工業、金属製品製造業、パル
15 プ・紙・紙加工品製造業、鉄鋼業、繊維工業、輸送用機械器具製造業、食料品製造業、電
16 子部品・デバイス製造業、窯業・土石製品製造業、電気機械器具製造業からの排出量がそ
17 れぞれ10 トン/年を超過している（表Ⅲ.11）。特に化学工業と金属製品製造業からの排出量
18 は年間100 トンを超えている。製品の製造・加工に関連する業種からの排出量は合計する
19 とおよそ503 トン/年となった。製品の製造や加工に関連する業種以外の産業分類からの排
20 出量については後述する。



21

22

図Ⅲ.3 産業中分類別の亜鉛排出量試算結果。 出典：環境情報テクノス 2006

1 表Ⅲ.11 2002年度の製品の製造・加工に関連する業種からの亜鉛排出量（上位20業種，非
2 鉄金属製造業は除く）

	産業中分類名	負荷量(トン/年)
1	化学工業	144.6
2	金属製品製造業	121.9
3	パルプ・紙・紙加工品製造業	46.8
4	鉄鋼業	37.6
5	繊維工業（衣服，その他の繊維製品を除く）	33.7
6	輸送用機械器具製造業	27.1
7	食料品製造業	20.2
8	電子部品・デバイス製造業	18.8
9	窯業・土石製品製造業	10.8
10	電気機械器具製造業	10.0
11	石油製品・石炭製品製造業	7.6
12	飲料・たばこ・飼料製造業	5.5
13	一般機械器具製造業	5.3
14	精密機械器具製造業	4.1
15	プラスチック製品製造業	3.2
16	ゴム製品製造業	1.9
17	その他の製造業	1.6
18	情報通信機械器具製造業	1.2
19	衣服・その他の繊維製品製造業	0.7
20	家具・装飾品製造業	0.3

3 出典：環境情報テクノス（2006）より作成

4

5 4.4 廃棄物処理業からの亜鉛の排出量－亜鉛含有製品の廃棄段階からの排出－

6

7 本節では製品の廃棄に伴い環境中に排出される亜鉛量について把握することを目的とし
8 た。PRTR および排出量総合調査において廃棄物処理業に分類されている事業者からの排出
9 量を整理することで，おおよその量が把握できると考えた。廃棄物処理業からの亜鉛の排
10 出は主に，亜鉛を含むゴミが焼却時にガスとなって湿式ガス洗浄装置に取り込まれ廃ガス
11 洗浄施設から廃水として排出されるケースや埋め立てられた廃棄物（亜鉛を含む製品）か
12 ら溶出が起こり浸出水として排出されるケースが考えられる。

13

14 【PRTR による報告】

15 PRTR における廃棄物処分量からの亜鉛の水溶性化合物の排出・移動量報告値を表Ⅲ.12

1 に示す。一般廃棄物処理業および産業廃棄物処理業の両業種からの届け出排出量は、大部
 2 分が公共用水域への排出である。2001～2005 年度にかけての公共用水域への排出量は、一
 3 般廃棄物処理業においておよそ1～2 トン/年、産業廃棄物処分量においておよそ6～8 トン/
 4 年であり、顕著な増減傾向はみられない。

5

6 表Ⅲ.12 PRTR における廃棄物処分量からの亜鉛の水溶性化合物の排出・移動量報告値

業種	年度	届出排出量										届出移動量					
		大気		公共用水域		土壌		埋立		合計		廃棄物移動		下水道への移動		合計	
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件
一般廃棄物処理業(ごみ処 分業に限る)	2001	0	2	1,311	420	0	0	0	0	1,311	422	332,740	5	50	8	332,790	13
	2002	180	1	1,735	517	0	0	0	0	1,915	518	158,740	4	14	7	158,754	11
	2003	6	1	1,638	537	0	0	0	0	1,644	538	2	1	10	4	12	5
	2004	7	2	1,362	524	0	0	0	0	1,368	526	5	3	5	4	10	7
	2005	18	1	1,160	496	0	1	0	0	1,179	498	0	0	1	4	1	4
産業廃棄物処分量	2001	130	1	6,022	65	2	1	58	2	6,212	69	141,234	4	4	2	141,238	6
	2002	0	0	5,727	79	1	1	61	3	5,790	83	0	0	0	0	0	0
	2003	23	1	6,054	78	3	1	54	2	6,134	82	0	1	0	0	0	1
	2004	0	0	7,643	78	0	1	52	1	7,695	80	0	1	0	0	0	1
	2005	0	0	6,585	90	0	1	31	1	6,616	92	2	2	0	1	2	3

7

8 [出典：経済産業省・環境省 (2007)]

9

10 【排出量総合調査】

11 排出量総合調査における産業中分類において、廃棄段階からの亜鉛の排出をカバーして
 12 いる業種は廃棄物処理業である。廃棄物処理業には一般廃棄物処理業や産業廃棄物処理業
 13 等が含まれる。平成 14 年度の廃棄物処理業からの亜鉛の水系への排出量は 25.6 トン/年と
 14 報告されている(環境情報テクノス, 2006)。この計算において、事業所数は 3913、このう
 15 ち亜鉛の検出およびNDの数は、それぞれ 313 および 205 であった(環境情報テクノス 2006)。

16

17 4.5 下水処理施設からの亜鉛の排出量

18

19 下水処理施設は公共用水域へ亜鉛を排出する業種の中で最も大きな排出源である。ここ
 20 では PRTR および排出量総合調査において報告されている下水処理施設からの亜鉛の排出量
 21 について報告する。

22 下水処理施設流入水に含まれる亜鉛は、大別すると生活系に由来するもの事業所に由来
 23 するものに分けられる。南山&山縣(2005)は、下水処理場における重金属類等の除去に関
 24 する調査を行い、亜鉛関連特定施設の排水量の割合が高い下水処理場ほど、流入水中の亜
 25 鉛の溶解性比率が高い傾向があることを明らかにした。また彼らは、溶解性亜鉛は通常の
 26 活性汚泥処理過程ではあまり汚泥へ移行せず放流水として水域へ流出する傾向があること
 27 が示唆されたと報告している。

28

29 【PRTR】

30 PRTR における下水道業からの亜鉛の水溶性化合物の排出・移動量報告値を表Ⅲ.13 に示

す。下水道業からの亜鉛の排出先は大部分が公共用水域であり、その排出量は 2001～2005 年度にかけて顕著な変化は見られず、およそ 450 トン/年である。

表Ⅲ.13 PRTR における下水道業からの亜鉛の水溶性化合物の排出・移動量報告値

業種	年度	届出排出量										届出移動量					
		大気		公共用水域		土壌		埋立		合計		廃棄物移動		下水道への移動		合計	
		kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件	kg/年	件
下水道業	2001	49	12	469,326	1,136	22	1	0	0	469,398	1,149	57,599	93	4,580	4	62,179	97
	2002	1	1	441,029	1,195	0	0	0	0	441,029	1,196	35,689	46	325	3	36,014	49
	2003	2	2	454,193	1,256	0	0	0	0	454,195	1,258	20,497	21	2,839	1	23,336	22
	2004	0	0	458,746	1,337	0	0	0	0	458,746	1,337	47,175	23	310	2	47,485	25
	2005	0	0	438,450	1,405	0	0	0	0	438,450	1,405	46,320	16	910	2	47,230	18

[出典：経済産業省・環境省 (2007)]

【排出量総合調査】

平成 14 年度の産業中分類の水道業からの亜鉛の水系への排出量は 442 トン/年と推計されている (環境情報テクノス, 2006)。ここで事業所数：2823, 亜鉛検出数：1127, ND 数：481 であった。排出量総合調査による亜鉛の排出量と PRTR の届け出排出量は同程度であった。その理由はカバーしている事業所の範囲が同程度であること、基本的に同じ方法(濃度×流量)で排出量が算出されていることに起因するためだと考えられる。

4.6 その他の業種からの排出量について

亜鉛の生産に関連する事業所、製品の製造・加工および化学工業に関連する事業所、廃棄物処分業および下水処理施設以外に、亜鉛を比較的多く排出している業種について述べる。

PRTR において亜鉛の排出量が多い業種は、排出量総合調査においても排出量が多い業種であった。しかし、排出量総合調査において亜鉛の排出量が多い業種の中には、PRTR では対象業種でなかったり、報告されていなかったりする業種があることがわかった。例えば、平成 14 年度の水質汚濁物質排出量総合調査に基づく業種別排出量 (環境情報テクノス 2006) では、産業中分類の宿泊業や協同組合からの排出量が、それぞれ 38 トン/年や 18 トン/年と推計されているが、PRTR では、そのような分類からの排出は報告されていない。

宿泊業の産業細分類には、旅館・ホテル、会社・団体の宿泊所、他に分類されない宿泊業の 3 業種がある。亜鉛の排出が報告されている事業所は 72 事業所で全体の 18.5% を占め、平均排水濃度は 0.764mg/L であり、18 の事業所が 0.3mg/L を超過する (環境情報テクノス 2005)。亜鉛の排水濃度が報告されている事業所のみを対象に負荷量を求めると全体で 1.8 トン/年と推定される(環境情報テクノス 2005)が、排水には一定の亜鉛が含まれることを前提に負荷量を計算すると、その量は 30 トン以上に達する(環境情報テクノス 2006)。

協同組合について亜鉛を排出する産業細分類でみると、漁業協同組合と事業協同組

1 合に大別される。環境情報テクノス（2005）の調査によると、亜鉛の排水中濃度を報告し
2 ている事業所は159事業所で事業所全体の48.5%を占め、事業所数で見ると、その大部分（147
3 事業所）が漁業協同組合である。協同組合に分類される事業所からの亜鉛の平均排出濃度
4 は全体で0.155 mg/L、漁業協同組合で0.068 mg/L、事業協同組合で1.226mg/Lと報告されて
5 いる（環境情報テクノス 2005）。

7 4.7 PRTRにおける排出量と排出量総合調査による推定排出量の比較

9 本節では、PRTRにおける業種別排出量と排出量総合調査に基づく業種別排出量（環境情
10 報テクノス 2006）を比較し、両者の相違点をまとめる。対象年度は両者のデータが存在す
11 る2002年度とし、対象とした業種はPRTRにおける上位10業種とした。名目的には、PRTR
12 では『亜鉛の水溶性化合物』、排出量総合調査では全亜鉛が対象物質である。

13 下水道業からの排出量については、報告件数が異なっているにもかかわらずPRTRと排出
14 量総合調査で排出量が同じ値となった。全く同じ値になったのは偶然だと思われるが、両
15 者とも排出量は、放流水の実測濃度と流量に基づき算出されていると思われるので、同程
16 度になるのは理解できる。2002年度のPRTRと排出量総合調査における亜鉛の排出に係る
17 業種別排出量を表Ⅲ.14に示す。

18 下水道業以外では大部分の業種において、排出量総合調査の方が、報告件数が多く、排
19 出量も多くなっている。PRTRにおいて報告件数が少ないのは2002年度の届出条件として、
20 年間の取り扱い量5トン以上であったことが理由の一つに挙げられる。排出量総合調査に
21 基づく排出量がPRTRの報告値よりも大きくなる、その他の理由としては、前者では①全亜
22 鉛の実測データに基づき排出量が推定されていること、②亜鉛濃度について回答のなかつ
23 た事業所についても一律に亜鉛濃度を仮定し排出量を推定していること、③報告の条件を
24 満たす事業者の数が多きことなどが挙げられる。本評価書では、PRTRよりも網羅的に亜鉛
25 の排出量を把握していると考えられる排出量総合調査に基づき推計された排出量（2002年度
26 分）を個別事業所に由来する公共用水域への亜鉛排出量として用いることとした。

27 排出量総合調査に基づく試算では、排出量が比較的多いと推定された業種でもPRTRでは
28 把握できない業種があることが明らかになった。例えば宿泊業からの亜鉛の排出量は、排
29 出量総合調査のデータに基づく分析では比較的多いと推定されるが、PRTRではそのような
30 傾向は見られなかった。この理由は、1) PRTRでは「亜鉛の水溶性化合物」を対象として
31 いるのに対し、排出量総合調査では排水中の亜鉛に基づき排出量が計算されていること、
32 2) 届出が必要な事業所に違いがあることなど、PRTRの届出の条件や対象範囲の違いに起
33 因するものと考えられる。

34 排出量総合調査に基づき算出された2002年度における事業所由来の亜鉛排出量の総計は
35 約1248トンであった（環境情報テクノス 2006）。一方PRTRにおける2002年度の公共用水
36 域への届け出排出量の合計はおよそ562トンであった。

1

2 表Ⅲ.14 2002年度のPRTRと排出量総合調査における亜鉛の排出に係る業種別排出量の比較

産業中分類	PRTR (公共用水域排出+下水道移動+届出外対象業種)		排出量総合調査	
	件数(届出件数) ¹⁾	排出量(t/年) ²⁾	件数	排出量 (t/年)
下水道業(排出量総合調査では下水道業終末処理施設)	1198	442	1765	442
化学工業	71	29	1286	145
非鉄金属製造業	27	28	269	20
パルプ・紙・紙加工品製造業	6	22	505	47
輸送用機械器具製造業	52	13	774	27
金属製品製造業	90	13	2586	122
繊維工業	4	10	751	34
鉄鋼業	16	7	337	38
廃棄物処分業(産廃および一般廃棄物合計)	603	7	3913	26
金属鉱業	9	4	391	63

3 ¹⁾ 公共用水域への排出届出件数+下水道への移動届出件数4 ²⁾ 公共用水域への排出+下水道移動+届出外推計(対象業種)5 [出典：PRTRについては経済産業省・環境省(2007)、排出量総合調査については環境環境
6 情報テクノス 2006]

7

1 4.8 PRTRにおける公共用水域への届出排出量上位 10 事業所

2 どのような業種の事業者からどの程度排出されているのか、個別の事業所に着目してみ
 3 る。2002 年度の PRTR における公共用水域への届出排出量上位 10 の事業所を表Ⅲ.15 に示
 4 す。年間 10 トンを超える排出量を報告している事業所が 5 つ存在し、そのうち 3 事業所は
 5 下水処理施設であった。6 ヶ所の下水処理施設が排出量上位 10 の事業所に含まれていた。
 6 上位 10 事業所の排出先をみると、海域への排出が 3 件、残りの 7 件は河川であった。中小
 7 のめっき工場が多数位置する大阪府の下水処理施設からの排出が多い傾向が見られた。

9 表Ⅲ.15 2002 年度の PRTR における公共用水域への届出排出量上位 10 事業所

排出先	事業所名	業種	排出量 (kg/年)	排出先
公共用水域	大阪府 北部処理場	下水道業	13,000	大阪湾
	東京都 森ヶ崎水処理センター	下水道業	11,000	東京湾
	京都市 鳥羽処理場	下水道業	11,000	西高瀬川
	熊本県八代市 日本製紙株式会社	パルプ・紙・紙加工品 製造業	11,000	水無川
	島根県益田市 ダイワボウレーヨン株式会社 益田工場	繊維工業	10,000	益田川
	大阪市 平野下水処理場	下水道業	9,800	平野川分水路
	東京都 芝浦処理場	下水道業	9,200	東京湾
	新潟県北越製紙株式会社	パルプ・紙・紙加工品 製造業	7,800	信濃川
	秋田県小坂製錬株式会 社小坂製錬所	非鉄金属製造業	7,000	小坂川
	大阪府川俣処理場	下水道業	6,900	第 2 寝屋川

1 4.9 排水中の亜鉛濃度が高い業種

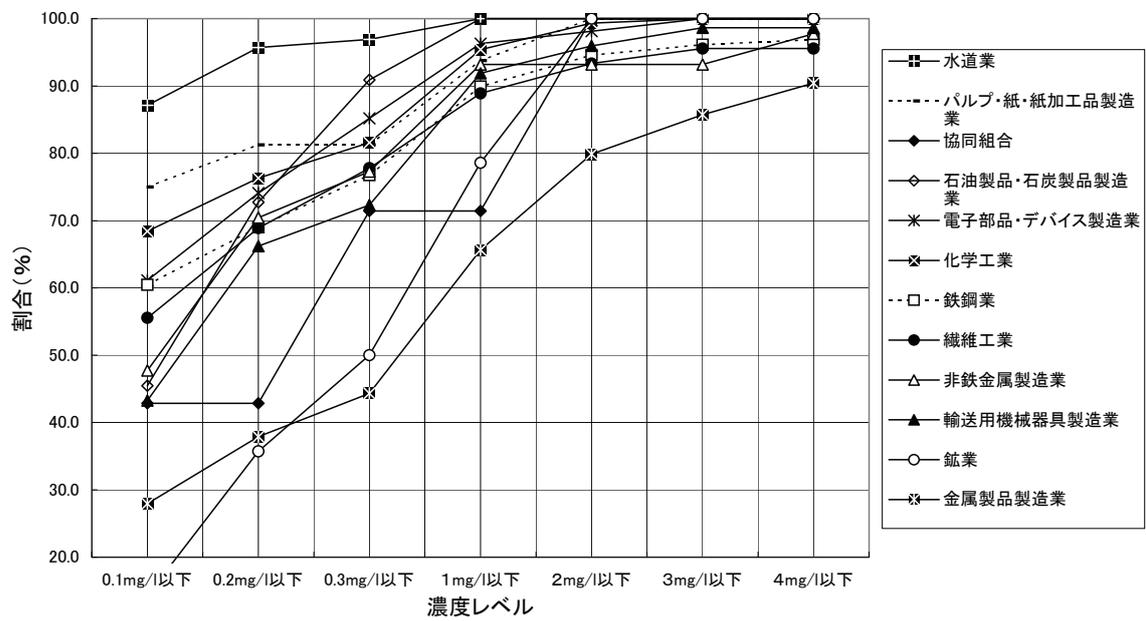
2
3 排出量ではなく排水規制の対象となる排水中亜鉛濃度でみると、どのような業種の排水
4 中亜鉛濃度が高いのか。本節では、環境省が水生生物への排出影響調査の一環として実施
5 した排水濃度の実態に関する詳細調査および亜鉛に係る排出量総合調査の結果(環境総合テ
6 クノス 2006)をまとめ、排水中の亜鉛濃度が相対的に高い業種を把握した。

7 環境情報テクノス(2006)では、過去の排出量総合調査の結果から亜鉛負荷量の占有率が高
8 かった 12 産業中分類について、環境省が行った亜鉛に係る自治体立入調査結果の収集デー
9 タを用いて傾向分析を行った。環境省では亜鉛に係る自治体立入調査結果の収集として、
10 地方自治体における水質汚濁防止法の立入調査のうち、亜鉛に係る排水測定が行われた事
11 例について表Ⅲ.16 に示すようなデータの収集を行っている。

12
13 表Ⅲ.16 亜鉛に係る自治体立入調査結果の収集

対象期間	平成 16 年度 (平成 16 年 4 月 1 日～平成 17 年 3 月 31 日)
対象箇所	全国 47 都道府県および 99 政令市(政令指定都市 13, 水質汚濁防止法政令市 86)
収集内容	<ul style="list-style-type: none"> ・ 特定施設 番号: イ, ロ, ハ等の種類まで ・ 産業分類: 日本標準産業分類 (平成 14 年 3 月改訂) に従い, 細分類 (4 桁表示) まで ・ 排水量 (m³/日) ・ 排水測定の結果: 採水日, 亜鉛含有量 (mg/L), 報告下限値

14
15 環境総合テクノス(2006)が行った、亜鉛負荷量の占有率が高かった 12 産業中分類につい
16 ての傾向分析の結果を図Ⅲ.4 に示す。濃度レベルごとに事業所の占有割合を見ると、1mg/L
17 を下回る事業所の割合は、金属製品製造業でおよそ 65%、協同組合でおよそ 70%、鉱業で
18 およそ 80%であった。2 mg/L を下回る事業所の割合は、金属製品製造業でおよそ 80%であ
19 ったのに対し、それ以外の業種では 9 割を超えていた。細分類別で見ると、電気メッキ業
20 で 1mg/L と 2mg/L を下回る事業所の割合が、それぞれ 5 割台と 7 割台となっていた (図表
21 なし)。



図Ⅲ.4 亜鉛の排水濃度の実態【各濃度レベルの割合】

(自治体立入調査：平成16年度)

出典：環境情報テクノス(2006)

1
2
3
4
5
6

5. 亜鉛含有製品の使用および他の非点源からの排出

5.1 最終製品の使用段階からの排出

5.1.1 タイヤの磨耗による亜鉛の排出

道路上の亜鉛の主要な発生源は、自動車等のタイヤの磨耗とガードレール等の建造物からの腐食であると報告されている(例えば Blok 2005)。亜鉛は自動車等のタイヤ、ブレーキパッド、燃料等に含まれている。このうちタイヤには加硫促進剤として酸化亜鉛が使われている。天然ゴムそのままでは必要な強度等の物性レベルが出ないので、カーボンを補強剤として、加硫(硫黄によるゴム分子間の架橋)を進めることにより、必要な物性レベルを持たせたゴムを作る(白水化学工業 1998)。その加硫を促進させるのが促進剤であり、促進剤の働きを助けるのが加硫促進剤である。自動車等の走行に伴いタイヤは磨耗され粉塵が発生する。その粉塵中に含まれる酸化亜鉛が環境中に排出されることになる。

本節では、自動車等のタイヤの走行磨耗によって環境中に排出される亜鉛量を全国スケールで推定する。具体的には前半部において、自動車が発生源であることを裏付ける関連の調査・研究について国内外の文献を紹介する。それから、文献に記載されているタイヤ磨耗による亜鉛の排出係数を取りまとめ、さらに自動車等の走行量の統計データを用いて日本におけるタイヤ磨耗由来の亜鉛排出量を推計する。さらにタイヤ磨耗由来で排出された亜鉛の公共用水域への到達量の試算を行う。

【自動車に起因する亜鉛】

自動車等(具体的にはタイヤの磨耗やガソリンの燃焼等)が亜鉛の環境への負荷源であることを裏付ける報告が国内外において数多くなされている。ここではそれらを紹介する。

白石ら(2002)は東京都内の主要道路より、道路粉塵、街路土壌および街路樹の葉を採取し、重金属類の濃度を測定して、道路粉塵の亜鉛濃度が交通量の増加に伴い上昇することを示した。

尾崎ら(2005)は自動車走行に関連した重金属類の発生源と放出量の検討を行った。彼らは、道路標示用塗料、スノーシェルター灰色塗料と防錆材、ガードレール白色塗料、路面舗装材、自動車タイヤ、ディーゼル排気すすおよびハイオクガソリンを分析対象として重金属類の濃度を測定した。そのうち他の物質と比較して亜鉛が高濃度で検出されたのは、ガードレールの白色塗装、スノーシェルター灰色塗料と防錆材、バスの排気すす、タイヤであり、それぞれ 491, 1610, 1450, 12700-16900 $\mu\text{g/g dry wt}$ であった。分析した自動車のタイヤには 1.3-1.7wt% の亜鉛が含まれていた。彼らはさらに、磨耗速度を 0.2g/km と仮定し、「13~17mg/g \times 0.2g/km \times 4輪 \times 1196万トリップエンド/日」より、都内におけるタイヤ磨耗による Zn 放出が 124~163kg/km/day となることが見込まれたと報告している。また Ozaki et al. (2004)は上高地、松本および東京都内の道路近傍の土壌・粉塵中の重金属類を分析し、亜鉛濃度は、それぞれ、95.8, 610 および 1162 $\mu\text{g/g dry-wt}$ であったとし、交通量の増加と亜鉛濃度の上昇の関係を示した。

1 三島ら(2005)は、高架道路から水環境への降雨に伴う亜鉛等の流出実態とその由来を明ら
2 かにすることを目的とした調査研究を行った。調査対象地域は、相模川支川小出川が新湘
3 南バイパスに接する地区で、①高架道路排水管の排水マス、②小出川への流入口、③河川
4 水中原橋、④追出橋（上流側）、⑤宮ノ下橋(下流側)より、サンプルが採取された。亜鉛濃
5 度を測定した結果、バイパス排水中の亜鉛濃度の変動が大きく、濃度も高いことがわかっ
6 た。また雨水中亜鉛濃度はバイパス排水の 1/10 程度であることから、雨水はバイパス排水
7 の負荷源となっていないことを示し、高架道路上の粉塵が河川への亜鉛の負荷源になって
8 いると述べた。また彼らはタイヤ中の亜鉛含有量試験も行っており、その結果、亜鉛の含
9 有量が 12 mg/g であることを示し、その濃度は流出物や底質濃度の 10 倍以上であると報告
10 している。これらより道路粉塵における亜鉛の由来は自動車の構成部品等に由来するもの
11 と考えられたと述べている。さらに三島ら(2005)は神奈川県における車種別走行量、車種別
12 磨耗係数等を用いてタイヤ由来の亜鉛排出量を 56,000kg/年と推計した。自動車由来の亜鉛
13 排出量は、平成 13 年度に集計された神奈川県の亜鉛の PRTR 届出排出量 49,000kg/年と同じ
14 オーダーであったと報告している。

15 杉谷ら(2004)は名古屋市全域にわたって採取した道路脇粉塵の化学組成を調査し、粉塵
16 中の亜鉛濃度は 996 ± 367 ppm (範囲 403-2336)であったと報告している。日本列島上部地
17 殻平均値は 74.1ppm であり、粉塵中亜鉛濃度はバックグラウンド値よりも有意に高いこと
18 を明らかにした。タイヤ粉塵、アスファルト粉塵がその原因だと指摘している。

19 自動車タイヤの磨耗に起因する亜鉛排出量の推定や影響について調査・研究した事例が
20 諸外国にも数多く存在する(例えば Falahi-Ardakani 1984; Davis et al. 2001; Callender & Rice
21 2000; Cristensen and Guinn 1979; Muschack 1990 ; Councell et al. 2004)。

22 Councell et al. (2004)は、1936 年から 1999 年にかけてのタイヤ磨耗に由来する米国におけ
23 る亜鉛の環境排出量の推定を行った。彼らは 1999 年単年のタイヤの磨耗に由来する米国に
24 おける亜鉛の排出量は 10,000-11,000 トンと推定した。また彼らは、郊外の湖の底質中の亜
25 鉛に注目して、その発生源と沈降量を推定し、その結果から、郊外の水辺へのタイヤ由来
26 の亜鉛のインプットは、大気沈着のインプットよりも際立って多いことを示した。

27

28 【タイヤの磨耗に伴う亜鉛排出量の推計】

29 自動車等のタイヤの磨耗に伴う亜鉛の排出量は図 III.5 に示す推計フローに従い、下記の
30 式より推定した。

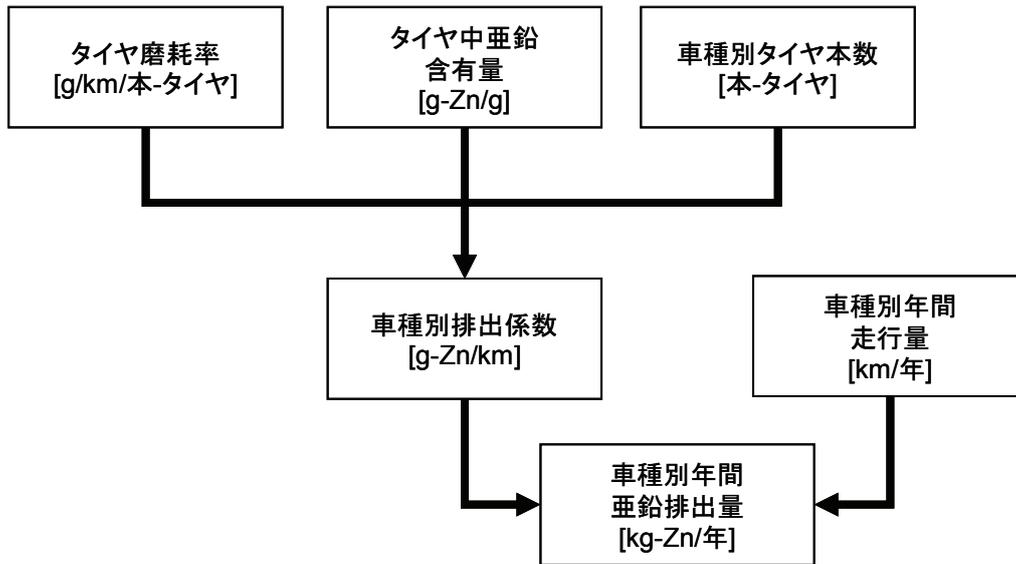
31

32 タイヤ由来の亜鉛排出量 [g-Zn/年] =

$$33 \sum_{i=\text{車種}} \text{年間走行量}_i [\text{km}/\text{年}] \times \text{タイヤ磨耗率} [\text{g}/\text{km}/\text{本}_{\text{タイヤ}}] \times \text{タイヤ本数}_i \times \text{亜鉛含有量} [\text{g}-\text{Zn}/\text{g}]$$

34

35



図Ⅲ.5 タイヤの磨耗に伴う亜鉛排出量の推計フロー

走行量

車種別年間走行量は、二輪車以外については「平成 14 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法の詳細」(経済産業省・環境省 2004)に掲載されている「全国の全道路における車種別・旅行速度別の年間走行量推計結果(平成 14 年度)」より得た。この年間走行量は「平成 11 年道路交通センサス」(国土交通省)や「自動車輸送統計年報」(国土交通省)をベースに車種別・道路区間別に集計されている。二輪車については「地域別 PRTR 非点源排出量推計マニュアル(第 1 版)」(環境省 2003)の参考資料「資料 5 自動車及び二輪車に係る市区町村別の走行量データ」より算出した。表Ⅲ.17 に全国の全道路における車種別・旅行速度別の年間走行量推計結果(平成 14 年度)を示す。

表Ⅲ.17 全国の全道路における車種別・旅行速度別の年間走行量推計結果(平成 14 年度)

	全道路年間走行量(百万台 km/年)		
	ガソリン	ディーゼル	合計
軽自動車	84,083	-	84,083
乗用車	405,404	39,746	445,150
バス	20	6,654	6,674
軽貨物車	72,365	-	72,365
小型貨物車	23,995	55,236	79,231
普通貨物車	553	81,665	82,218
特種車	1,212	17,935	19,147
二輪車	15,191	-	15,191

1 出典:平成14年度PRTR届出外排出量の推計方法の詳細(経済産業省・環境省2004)

2 二輪車は「地域別PRTR非点源排出量推計マニュアル(第1版)(環境省2003)」より算出

3 4 タイヤ磨耗係数

5 タイヤの磨耗には、走行条件、気候、車種、タイヤの種類、路面の状態等、様々な要因
6 が関係している。これらの要因は車ごとに異なるため、車全体を一般化したり、車種別に
7 値を求めたりすることは困難であると考えられる。本評価書では、文献等に記載されてい
8 る値を集計し、最も典型的だと思われる値とその範囲を特定して排出量の推計に使用する
9 こととした。

10 タイヤ1本あたり走行距離あたりの磨耗係数[g/km/本]については、数多くの値が報告さ
11 れており、Cuncell et al. (2004)にはそれらの値がまとめられている。Cuncell et al. (2004) に
12 は、文献調査より得た戦前から1990年代にかけて生産された23のタイヤの磨耗係数がま
13 とめられており、その中央値は0.04g/kmで大部分が0.1g/kmより小さかったと報告されて
14 いる。彼らが行った米国におけるタイヤ由来の亜鉛排出量の推定では、0.006, 0.012, 0.05 お
15 よび0.09 g/kmの範囲を選択し、このうち0.05 g/kmを”best available value”と位置づけている。

16 浮遊粒子状物質対策委員会(1997)には自動車走行に伴う粒子状物質の排出係数が車種別
17 に掲載されている。その排出係数は、排気口、タイヤ磨耗および走行巻上げの3つの発生
18 源に分けられている。そのうちタイヤ磨耗による粒子状物質の排出係数(g/km)は、軽乗用・
19 乗用:0.02, 乗用:0.02, バス:0.1, 軽貨物・小型貨物・貸客:0.02, 普通貨物・特殊:0.2
20 となっている。この値の根拠は見当たらない。この排出係数は一台当たりの係数である。

21 土岐(2006)は自動車タイヤの走行磨耗による粉塵の発生量を沿道で測定し、測定結果から
22 排出係数を推定し、その結果と上記の「浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル」(浮遊粒子状
23 物質対策委員会1997)に記載されている排出係数との比較を行った。その結果、上記マニ
24 ュアルに記載されているタイヤ磨耗による排出係数を1/10にすると、予測結果と観測結果
25 がよく整合することがわかったと述べている。さらに、この1/10にした値は、米国環境保
26 護庁(USEPA)が1995年に発行したレポートで提示しているタイヤ磨耗の排出係数と同程度
27 であったと述べている。USEPAのレポートでは、タイヤ1本当たりの排出係数は0.002 g/mile/
28 本(0.00125 g/km/本)であった。この値は、乗用車(light duty vehicle)のタイヤ磨耗による大気
29 粒子の排出率であるが、その根拠は探し当てることができなかった。Cuncell et al. (2004) に
30 記載されている値よりも、土岐(2006)が推定した排出係数の値が小さくなる理由は、前者は
31 磨耗粒子の動態やサイズによらず発生した全量を計算しているのに対し、後者は大気中濃
32 度への寄与という観点から係数が求められているためだと考えられる。

33 本評価書では、排出係数の網羅的な調査と考察を行ったCuncell et al.(2004)において”best
34 available value”と位置づけられている0.05 g/km/本を基本値とみなし、さらに0.006, 0.012 お
35 よび0.09 g/km/本を参考値として排出量の計算を行うこととした。

1 亜鉛含有量

2 亜鉛はゴムタイヤ中に加硫促進剤用途で酸化亜鉛として使われている。Cuncell et al.
3 (2004)はタイヤ中の亜鉛含有量を把握するため文献調査を行い、その結果、タイヤ中亜鉛含
4 有量は0.04-1.55 wt % (n=30)であり、平均および大部分はおよそ1 wt%であったと報告して
5 いる。路上から採取された二つのタイヤ片について、彼らが独自に測定した結果は、1.26 と
6 1.40 wt %であった。(社)日本自動車タイヤ協会にタイヤゴム中の亜鉛の比率についてヒア
7 リングを行ったところ、タイヤには酸化亜鉛が全体の重量比の約2%程度使用されていると回
8 答をもらった。酸化亜鉛量(分子量81.4)を亜鉛量(原子量65.39)に換算すると、タイヤゴム中
9 には亜鉛が重量比で約1.6%使用されていることになる。以上より本評価書では、多くの測
10 定データから推測された1 wt % (基本値)と1.6 wt %をタイヤゴム中の亜鉛含有量として排
11 出量の計算の際に用いることとした。

13 タイヤ本数

14 各車種のタイヤの本数は、二輪車：2本、軽乗用車・乗用車・軽貨物車：4本、バス・小
15 型貨物車：6本、普通貨物車：10本、特種車：4本と設定した。バス・小型貨物車および普
16 通貨物車のタイヤ本数については、各車種の代表的なタイプについて製造メーカーにヒア
17 リングを行い決定した。

19 タイヤ磨耗由来の亜鉛排出量推計結果

20 上記に記述した情報に基づき推計したタイヤ磨耗に由来する亜鉛の排出量を表III.18に示
21 す。2002年度(平成14年度)の年間走行量、タイヤ磨耗率0.05g/km/本および亜鉛含有量
22 0.01g-Zn/gを仮定した場合、タイヤの磨耗に由来する亜鉛の排出量は合計1,925トン/年であ
23 った。異なる亜鉛含有量とタイヤ磨耗率を仮定すると、最も小さい値のペアを用いた場合
24 (亜鉛含有量0.01とタイヤ磨耗率0.006)231トン/年であり、両者が最も大きい値のペアを
25 用いた場合5,545トンと推定された(表III.19)。

26 本方法と同じ前提条件で典型的な仮定に基づきCuncell et al. (2004)が推定した米国のタ
27 イヤ磨耗由来の1999年における亜鉛排出量は10,000トン/年から11,000トン/年であった。

29 表III.18 タイヤ磨耗に由来する亜鉛の排出量

車種	タイヤ 磨耗率 [g/km/本]	亜鉛含有量 [g-Zn/g]	タイヤ 本数 [本/台]	排出係数 [g-Zn/km/ 台]	年間走行量 [百万台 km/ 年]	排出量 [トン/年]
二輪車	0.05	0.01	2	0.001	15,191	15
軽乗用車	0.05	0.01	4	0.002	84,083	168
乗用車	0.05	0.01	4	0.002	445,150	890
バス	0.05	0.01	6	0.003	6,674	20

軽貨物車	0.05	0.01	4	0.002	72,365	145
小型貨物車	0.05	0.01	6	0.003	79,231	238
普通貨物車	0.1	0.01	10	0.005	82,218	411
特種車	0.1	0.01	4	0.002	19,147	38
					合計	1,925

1

2 表Ⅲ.19 異なる亜鉛含有量とタイヤ磨耗率を仮定した場合のタイヤ由来亜鉛排出量

亜鉛含有量 [g-Zn/g]	タイヤ磨耗率 [g/km/本]	排出量合計 [トン/年]
0.01	0.006	231
	0.012	462
	0.05	1,925
	0.09	3,466
0.016	0.006	370
	0.012	739
	0.05	3,081
	0.09	5,545

3

4

5 国内外におけるタイヤ磨耗由来亜鉛排出量の報告例

6

7 日本鋼管テクノサービス(2004)では日本全体での自動車タイヤからの亜鉛排出量を 2002
8 年度の廃タイヤ総発生量に基づき下記の式および仮定により推定した。廃タイヤの発生量
9 は乗用車用とバス・トラック用に 2002 年度の販売実績比率に基づき按分されている。その
10 結果 2002 年度の年間総排出量は 3825 トンと推定された。報告書では、タイヤより排出さ
11 れた亜鉛の一部は大気へ、一部は土壌へ、そして一部は道路側溝へ排出され、道路周辺の
12 土壌に高い濃度で亜鉛が蓄積されているという報告はないので、最終的には公共用水域へ
13 排出されると述べている。先に紹介したように交通量の増加に伴い近傍土壌中の亜鉛濃度
14 が上昇するという報告があること等から、この解釈には無理があると思われる。自動車タ
15 イヤ用酸化亜鉛の年間需要量は 40,000 トン/年(亜鉛として 32,136 トン)であり、タイヤの
16 構造と原材料構成比からトレッド部分の磨耗は全重量の 25%程度であることから、年間需
17 要量 32,136 トン/年の 12% (3,825 トン/年)が磨耗により排出されるのは容易に納得できると、
18 この報告書では述べられている。

19

20 年間総排出量 [t/年] = 廃タイヤ本数 × (平均直径 × 3.14 × トレッド幅 × 凸部面積比率 × (溝の深さ -
21 スリップライン深さ) × 安全率 × 比重) × (廃タイヤ平均磨耗量 × 亜鉛含有率)

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
32
33
34
35
36

仮定

- 廃タイヤ本数：10700 千本（乗用車），5300 千本（バス・大型トラック）
- 平均直径：60 cm, 100cm
- トレッド幅：17 cm, 25 cm
- 凸部面積比率：80%, 80%
- 溝の深さ：0.79 cm, 1.5 cm
- スリップライン深さ：0.16 cm, 0.16cm
- 安全率：0.7, 0.7
- 比重：1.1
- 亜鉛含有率：2.4%

尾崎ら(2005)は自動車走行に関連した重金属類の発生源と放出量の検討を行った調査研究の中で、都内におけるタイヤ磨耗による亜鉛の放出量を推定した。彼らが測定した自動車タイヤの亜鉛量は13~17mg/g (1.3~1.7 wt%)であった。その結果と磨耗速度を0.2g/kmと仮定し、さらに1196万トリップエンド/日を用いて推計した都内におけるタイヤ磨耗由来の亜鉛放出量は124~163 kg/km/day となることが見込まれたと報告されている。尾崎ら(2005)が使用したタイヤ磨耗量と亜鉛含有量すべての車種に適用し、前述の方法で日本全国のタイヤ由来の亜鉛排出量を計算すると10,056~13,150 トン/年となった。尾崎ら(2005)が採用している磨耗速度(0.2)は他の文献の値よりも一桁程度大きく、その根拠は見当たらなかった。

Davis et al. (2001) は特定の発生源からの都市流出水に含まれる鉛、銅、カドミウムおよび亜鉛の負荷量の推定を行った。その中で自動車由来の発生量の推定をしており、都市流出水に含まれる亜鉛の約29%が自動車由来(タイヤ由来:25%, ブレーキ:3%, オイルの漏出:1%)であり、その負荷量はタイヤ磨耗由来が0.163 kg/ha-yr, ブレーキ:0.021kg/ha-yr およびオイルの漏出:0.006 kg/ha-yr であったと報告している。これらの値は低密度の住宅街を想定し計算され(1ヘクタール当り5軒)、車の保有率一軒当り2台、一台当たりの走行距離24,000km, タイヤ当りの磨耗速度0.5g/km/タイヤ, タイヤ中亜鉛含有量3400μg/g等の条件の下で負荷量が計算されている。Davis et al. (2001) はタイヤ磨耗が都市流出水中の亜鉛の重要な負荷源であることを結論付けている。

Blok (2005)は29の事例研究に基づき路面流出と大気粒子の測定された長期的な負荷より、タイヤの磨耗、安全フェンスの腐食および他の交通関連発生源に由来する亜鉛の排出の定量化と検証を行った。道路とその近傍を人工的な”technosphere”と道路端から15mの範囲”target zone”に分け、それらへの負荷を推定している。大部分の排出された亜鉛は”technosphere”に留まり、高速道路の”target zone”まで達する量は限定されると報告している。オランダにおいてタイヤの磨耗により排出される亜鉛量は年間140トンであり、64ト

1 ンが都市域, 6.5 トンが”target zone”に到達し, 1.1 トンが高速道路沿いの”target zone”に到達
2 するとしている. 安全フェンス(ガードレール)由来の亜鉛発生量は 45 トンと推定された.
3 自動車・道路からの亜鉛の排出源には, ブレーキ・ライニングの磨耗, オイルおよび冷却
4 水, 路面の磨耗, タイヤの磨耗, ガードレール等道路建造物の腐食がある. このうちタイ
5 ヤの磨耗とガードレール等道路建造物の腐食が主要な発生源だと述べている(Tauw 1995).
6 Blok (2005)によると, 道路表面に沈着した粒子は 1/3 が風で飛ばされ, 残りの 2/3 が流出水
7 によって除去されるだろうとなっている.

9 タイヤ由来亜鉛発生量の河川への到達量

11 自動車交通に由来する亜鉛の排出量全てが公共用水域に到達するわけではない. 一部は
12 降雨に伴い流出水として下水処理場あるいは直接公共用水域に到達することが考えられる
13 が, 一部は近傍土壌へ沈着, 一部は周辺の植生に吸着すると考えられる. 本節では本評価
14 書において推定した自動車タイヤ由来の亜鉛排出量の公共用水域への到達率の試算を行っ
15 た.

16 前述したように Blok (2005)は路上における亜鉛負荷の消失に対する飛散と流出の寄与割
17 合を明らかにするため, 文献調査を行い, その結果より飛散に伴い路上から消失する割合
18 は多くて 1/3 程度であり, あとの残り 2/3 は流出によって除去されると結論付けている. こ
19 れより日本においてタイヤの磨耗により環境中に排出された亜鉛(ここでは 1,925 トン/年を
20 用いる)のち 2/3 が流出されると仮定すると, 路上からの降雨に伴い流出する亜鉛量は約
21 1,283 トン/年となった.

22 路上から流出した亜鉛全てが直接, 公共用水域に到達するわけではない. どれくらいが
23 公共用水域に到達するのかを定量的に推定するのは非常に難しい. そこで, ここでは日本
24 全体で下水道の多くが分流式であること(約 85%) (国土交通省 (2002), 特に都市域の合流式
25 において越流水は一定の降雨量に達すると直接河川に排出されること, 下水道の普及して
26 いない場所では路面排水の大部分が直接河川に排出されること等を踏まえ, 路上から降雨
27 に伴い流出する亜鉛は半分以上が公共用水域に到達すると考え, 到達率を 50, 75 および 90%
28 の 3 つのシナリオを考えた. 50, 75 および 90%の到達率を仮定したときの自動車等タイ
29 ヤの磨耗に由来する亜鉛の公共用水域への排出量は, それぞれ, およそ 642, 962 および 1155
30 トン/年と推算された. 典型シナリオの排出量は 962 トン/年であった.

31 ブレーキパッドの磨耗に由来する亜鉛の排出量は, Davis et al. (2001)より排出源単位がタ
32 イヤ由来の 1/10 程度であることから, 日本においては 962 トン/年の 1/10 である 96 トン/
33 年程度が最終的に公共用水域に到達されるとみなした. ガソリン等, 燃料の燃焼に伴う亜
34 鉛の排出については, 大気中亜鉛濃度への寄与が大きいと考えられることから, ここでは
35 考慮しないこととし, 後述する大気由来に含まれると考えた.

5.1.2 亜鉛めっき製品からの排出

本節では、屋根材や建造物として使用される亜鉛メッキ製品からの排出量推定を行った。亜鉛は鋼およびその他金属の腐食を抑制するために用いられる。その使用先は多岐に渡っており、例えば道路用（ガードレール、照明灯、標識、橋梁）、鉄道用（駅舎、車輛庫、架線柱、防音壁）、電力用（送電鉄塔、架線金具）、土木用（下水道、落石防護壁）、建築用（住宅、フェンス、工場プラント、仮設機材、駐車場）、農業水産用（温室、サイロ、果樹棚、生簀）、レジャー（スキーリフト、ウォータースライダー、ボート架台）などがある。亜鉛の用途はめっき等、鉄の防蝕向けが用途別使用量全体の約 53%を占める(石油天然ガス・金属鉱物資源機構 2005)。鉄の防蝕の役割を果たす亜鉛めっきには、主に保護皮膜作用と犠牲防蝕作用という大きな特徴がある(亜鉛めっき鋼構造物研究会 1992)。保護皮膜作用とは、亜鉛めっき表面に緻密なさびの薄膜が生成され、この緻密なさびの薄膜が強力な保護皮膜となって、その後の腐食が進行しにくくさせることである。犠牲防蝕作用とは、亜鉛めっき皮膜になんらかの理由でキズが生じた場合、周囲の亜鉛が陽イオンとなって鉄の腐食を抑制し、電気化学的に保護することである。このような目的で使われる亜鉛めっきは永久的に被覆材表面に存在するわけではなく、腐食された（さびとなった）亜鉛の一部は雨水等によって洗い流され、環境中に排出されることになる。

本節では鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報に記載されている亜鉛用途の大分類である「めっき鋼板」および「その他めっき」（以後合わせて「亜鉛めっき製品」とする）に属する製品からの排出量を推計する。その中でも屋外で使用されている割合が多く、大気に直接さらされる屋根材や建造物に使われる亜鉛めっきに焦点を当てた。

本節では、まず諸外国における屋根材や建造物からの亜鉛排出量の推定に関連する文献をいくつか紹介する。その後、亜鉛めっき製品からの排出量推定フローを示し、そのフロー各段階におけるデータ収集やパラメータの決定方法を説明し、最後に推定結果を示す。

5.1.2.1 屋根材や建造物からの亜鉛排出量の推定に関する報告事例

亜鉛めっきが施された屋根材や建造物からの亜鉛の腐食・流出に関しては、多くの調査研究が存在する。ここでは、そのいくつかを紹介する。

Korenromp & Hollander (1999)は、オランダにおける亜鉛めっき製品に由来する亜鉛の腐食・流出速度、大気汚染と腐食・流出速度の関係、さらに亜鉛の表面積を評価し、亜鉛めっき製品の腐食・流出に由来する亜鉛排出量の推定を行った。腐食速度は $4\sim 7 \text{ g/m}^2 \cdot \text{yr}$ と推定され、過去の腐食速度 ($15\sim 45 \text{ g/m}^2 \cdot \text{yr}$) よりも減少し、この減少の主たる原因は大気中の SO_2 レベルの低下であったと指摘している。現状の SO_2 レベルにおける亜鉛の典型的な流出速度は $2\sim 3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{yr}$ 程度と推定され、それは腐食速度の 55%程度であった(Korenromp & Hollander 1999)。オランダにおける亜鉛めっきの表面積は $50\text{-}90\text{km}^2$ と推定され、流出速度と表面積から算出された亜鉛排出量は 180 トン/年 ($\pm 65\%$) であった(Korenromp & Hollander 1999)。

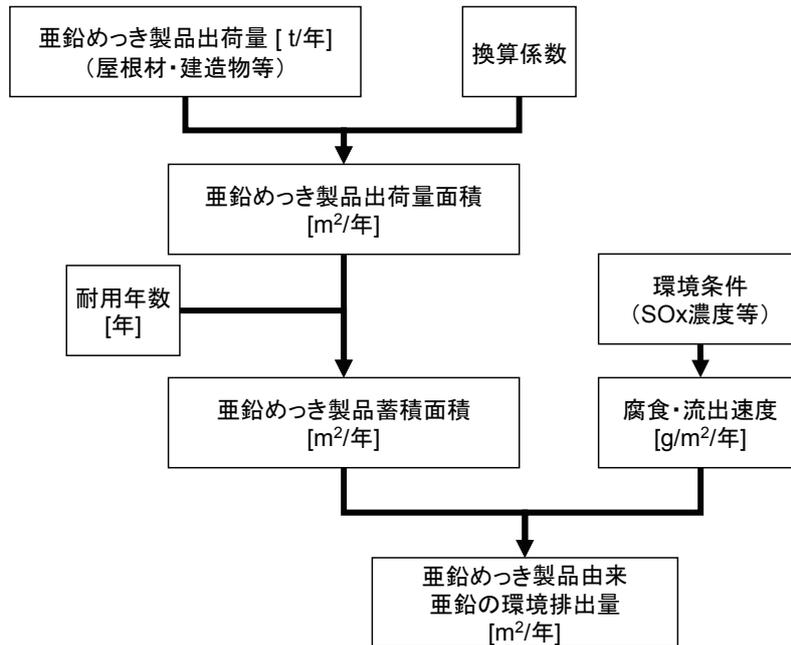
1 Good (1993)は都市流出水の制御および処理戦略を検討するため、米国ワシントン州の沿岸
2 地域に位置する製材工場の屋根（異なるタイプ/条件の屋根 5 種）からの流出水中の金属濃
3 度について調査を行った。すべての屋根のタイプからの流出水中において亜鉛は検出され
4 たが、『めっき加工あり・錆びあり』に分類される屋根からの流出水中における亜鉛濃度が
5 最も高く、全亜鉛で約 12.2 mg/L (溶存態 11.9 mg/L)を示した。Good は、めっきが施された
6 屋根は都市流出水において亜鉛の主要な発生源であり、沿岸環境という地理的条件がめっ
7 き屋根の腐食を急速に促進させる可能性があることを指摘した。屋根流出水中の亜鉛の形
8 態は大部分が溶存態であった。Bertling (2005)の調査研究では、屋根流出水における亜鉛は
9 95～99.9%が生物に利用可能な形態で存在すると報告されている。

10 Karlén et al. (2001) は、スウェーデンの都市環境において、市販されている数種類の亜鉛
11 含有素材（パネル）を用いて一年間の大気腐食試験を行い、亜鉛の流出速度を推定した。
12 推定された流出速度は $0.07\sim 3.5 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ であり、過去に規制で使われた値より大幅に低
13 い値であったと報告している。彼らは屋根材より腐食し、流出する亜鉛の大部分はイオン
14 態として存在、つまり生物に利用可能な形態として存在すると述べている。

15 Davis et al. (2001) は、都市流出水に含まれる金属類の様々な発生源からの負荷量を推定し
16 た。屋根については 38 の流出水と 4 つのブランクを採取し、建造物の違いにより流出水を
17 3 つのタイプ（居住 residential, 商業 commercial および施設 institutional）に分類して、分析
18 を行った。亜鉛に着目すると、流出水中の平均濃度は、居住: $100 \mu\text{g/L}$, 商業: $1,100 \mu\text{g/L}$
19 および施設 $1,100 \mu\text{g/L}$ であった。亜鉛めっきが施された屋根サンプルからは最大で $7,600 \mu$
20 g/L の亜鉛が検出された。

21 22 5.1.2.2 亜鉛めっき製品からの環境排出量推定

23 亜鉛めっき製品からの亜鉛排出量推定フローを図 III.6 に示す。亜鉛めっき製品由来の排
24 出量推定では、まず鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報資源統計年報において「亜鉛めっ
25 き鋼板」と「その他のめっき」に分類される用途について、用途別の鋼材量を把握し、そ
26 れに亜鉛付着量を考慮して亜鉛量を求める。その亜鉛量を表面積に換算し、製品の寿命を
27 考慮して、日本における蓄積表面積を推定する。そして表面積当りの亜鉛の腐食・流出速
28 度を考慮して、環境排出量を推計する。対象年は 2002 年度とした。本推計で使用したデー
29 タおよびパラメータ、さらに推計結果について以下に述べる。



図Ⅲ.6 亜鉛めっき製品に由来する亜鉛の環境排出量推計フロー

亜鉛めっき製品の蓄積表面積の算出

亜鉛めっき製品に由来する排出量を推計するためには、まず該当する用途の亜鉛が現在どれぐらい使用されているかを把握する必要がある。ここでは、排出量推計の対象となる用途の日本における蓄積暴露面積推定のために利用した業界団体が報告している統計データと仮定について説明する。

【めっき鋼板】

亜鉛めっき鋼板の用途は幅広く、主に自動車、家電、建築等の分野で使用される。日本鉄鋼連盟では、亜鉛めっき鋼板を「亜鉛めっき鋼板」と「塗装亜鉛めっき鋼板」に大別し、さらにそれぞれを5種類の鋼板に分類している。その10分類の中で最も生産・出荷実績が大きいのは溶融亜鉛めっきと電気亜鉛めっきに分類される鋼板である。2002年度の溶融および電気亜鉛めっき鋼板の市場製品向け出荷量を表Ⅲ.20に示す。亜鉛めっき鋼板の用途は自動車に利用される量が最も多く全体の約60%に相当する。屋外で大気に暴露されると思われる用途は「建材」と「その他」の範疇に入り、その割合は全体の26%程度である。溶融および電気亜鉛めっき鋼板以外の種類の鋼板については、国内向用途別出荷量のデータが日本鉄鋼連盟のホームページより入手することができる(表Ⅲ.21)。そこには細分化された用途別に出荷量が記載されており、その中では屋根材、外壁、建築その他の出荷量が多い。鋼板の種類別にみると、亜鉛鉄板や塗装溶融亜鉛55%アルミ等の出荷量が多い。

1

2 表Ⅲ.20 亜鉛めっき鋼板の用途別生産量 (2004 年度) [単位: 千トン]

国内用途別生産	自動車	電気機器	建材	パイプ	その他
溶融亜鉛	3,763.3	377.4	792.8	32.8	594.9
電気亜鉛	626.2	465.6	97.4	15.6	409.2

3 出典: 日本鉄鋼連盟 (2006)

4

5 表Ⅲ.21 亜鉛めっき鋼板の国内向け用途別出荷 (2004 年度) [単位: 千トン]

国内向け用途別出荷	屋根	外壁	内装	ダクト	仮設	雨戸	シャッター	建築 その他	土木	産業 用	電気 家庭	輸送 用	容器	その他
亜鉛鉄板	44.3	32.2	9.8	111.3	38.8	0.0	6.3	135.7	36.6	7.8	37.1	3.8	1.4	33.4
溶融亜鉛5%アルミ	23.9	14.0	2.5	0.0	0.3	0.0	0.0	340.8	1.2	15.3	10.1	1.6	0.0	6.0
溶融55%アルミ	177.4	84.2	21.8	4.1	4.1	0.8	3.2	52.7	0.0	3.7	24.0	0.1	2.3	37.2
カラー亜鉛鉄板	53.8	43.2	1.6	2.4	6.9	2.5	2.8	8.7	0.2	2.4	1.0	0.0	0.7	9.7
塗装溶融亜鉛めっき鋼板	0.7	2.1	17.3	0.4	2.6	18.3	48.6	17.2	0.2	14.6	15.9	1.4	0.0	14.0
塗装溶融亜鉛5% アルミ	39.0	14.5	1.4	0.1	0.1	0.8	3.1	7.2	0.0	0.2	0.3	0.0	0.2	6.7
塗装溶融亜鉛55% アルミ	179.6	151.6	5.7	8.7	3.0	1.5	6.1	95.4	2.3	11.5	4.2	0.0	0.9	24.4
塗装電気亜鉛めっき鋼板			0.9											

6

7 出典: 日本鉄鋼連盟 (2006)

8

9 亜鉛めっき鋼板からの排出量の計算のため、まず上記の亜鉛めっき鋼板の種類と用途ご
10 とに亜鉛の蓄積表面積を求めた。計算表は付録 XX に示す。亜鉛の蓄積表面積の推算では、
11 最初に亜鉛めっき鋼板の種類および用途ごとに亜鉛量を求めた。その計算に必要な鋼材当
12 りの亜鉛量は日本メタル経済研究所(1996)のマテリアルフロー分析の際に採用された値を
13 用いた。それから用途毎に平均目付量を考慮し、亜鉛量を表面積に換算した。さらに用途
14 ごとに屋外大気に暴露される表面積の割合を想定して、亜鉛暴露表面積を算出した。屋外
15 大気に暴露される表面積の割合は、鋼板の種類と用途より異なることが予想されるが、そ
16 れを定量的に表すことは困難である。そこで用途ごとに腐食・流出の可能性について、1) か
17 かなり高い、2) 高い、3) やや高い、4) 低い、5) ほとんどない、6) ない、の6段階に分け、
18 それぞれの暴露される表面積の割合を80%、60%、40%、20%、10%、0%と設定した。片
19 側が暴露すると考えられる用途については、大気への暴露割合を上記の割合の1/2の値にし
20 た。アルミとの合金については、上記の暴露される面積の割合にさらに亜鉛の割合を乗じ
21 た。塗装が施されているものは暴露面積に1/10を乗じた。屋外大気に暴露される用途は建
22 材・土木等とパイプのみを考え、自動車、電気機器、その他の用途は対象外とした。以上
23 のような前提条件のもと推定された2004年度出荷分の亜鉛めっき鋼板における暴露表面積
24 は37.02km²と推計された。大部分が建材としての利用であるため建材の寿命を20、30およ
25 び50年と仮定し、簡単のため毎年同じ量の亜鉛めっき鋼板が出荷され使用されているとす
26 ると、亜鉛めっき鋼板の蓄積亜鉛暴露面積は、それぞれ740.4、1110.6および1851km²と推
27 定された。ここでは蓄積亜鉛暴露面積の典型例を製品の寿命を30年として推算した1110.6
28 km²とする。

1 【その他のめっき】

2 鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計における亜鉛の国内消費において「その他のめっき」に
3 分類される用途は大部分が建材向けと解釈されている（日本メタル経済研究所 1996）. 表Ⅲ.
4 22 に 2002 年度の日本の溶融亜鉛めっき鋼材の生産量を示す. それによると, 建築材と道路
5 において使用される割合が高く, それぞれ 32 と 16%であり, 両方合わせて生産量全体の半
6 分近くになる.

7 「その他のめっき」に分類される用途における表面積は以下のように計算した. 計算表は
8 付録に示す. まず鋼材当りの亜鉛量(38.8kg/鋼材トン)（日本メタル経済研究所 1996）を溶
9 融亜鉛めっき鋼材の生産量に乗じて使用亜鉛量を求めた（表Ⅲ.22）. それから用途別の亜鉛
10 付着量から溶融亜鉛めっき製品の表面積を算出した. 亜鉛めっき鋼構造物研究会(1992)には,
11 溶融亜鉛めっきの用途別のおよそ付着量として, 構造物: 540-900 g/m², ボルト・ナット:
12 324-504 g/m², 取り付け金具: 252-540 g/m², 管: 540-720 g/m², 線: 86-252 g/m²等が記載さ
13 れている. 算出した溶融亜鉛めっき製品の表面積のうち屋外大気に曝され腐食・流出する
14 割合は 1)大きい, 2)やや大きいあるいは推測困難, 3)小さいの 3 通りを想定して, それぞれ
15 0.8, 0.5, 0.1 と設定した. 推定された「その他のめっき」由来の 2002 年度出荷分の表面積
16 は 57.88 km²であった. 「その他のめっき」に分類される亜鉛めっき製品の大部分が建材や
17 道路等であるため, 亜鉛めっき鋼板と同様に寿命を 30 年と仮定し, 「その他のめっき」に
18 由来する 2002 年度の蓄積亜鉛暴露面積を求めたところ, その値は 1736.38km²であった.

19 「その他のめっき」の範疇には「めっき鋼線材」の溶融亜鉛めっきも含まれるが, その
20 量(特に屋外で使用されると想定される用途)は「溶融亜鉛めっき鋼構造物」の生産量の数パ
21 ーセントに過ぎない(日本メタル経済研究所 1996)ことから, 本評価書では排出量推計の対
22 象とはしなかった.

23
24 表Ⅲ.22 溶融亜鉛めっき生産量と使用亜鉛量（2002 年度）

品種	溶融亜鉛めっき生産量:鋼材 (単位:トン)	使用亜鉛量 ¹⁾ (単位:トン)
鋼管	151,437	5,876
一般鋼材	55,099	2,138
道路	263,758	10,234
グレーチング	115,495	4,481
建築材	509,072	19,752
仮設機材	44,261	1,717
電力・通信	150,123	5,825
鉄道	10,564	410
継手(つぎて)	35,956	1,395
ファスナー	43,584	1,691

造船	55,949	2,171
その他	176,422	6,845
合計	1,611,756	62,536

1 出典: 日本溶融亜鉛鍍金協会 (2006)

2
3 腐食・流出速度係数

4 亜鉛めっきの最大の特徴は耐食性に優れていることであるが、どのような使用条件でも
5 耐用年数が長いというわけではない。亜鉛めっきの耐食性・耐用年数は、周り環境や使用
6 条件（降雨量、風向き、湿度、亜硫酸ガス量、海塩粒子量等）によって大きく変化するこ
7 とが知られており、国内外において、亜鉛めっきの耐用年数を予測するために、様々な環
8 境下において暴露試験が行われている（亜鉛めっき鋼構造物研究会 1992）。ここでは、そ
9 のような暴露試験から得られた亜鉛腐食速度あるいは流出速度について取りまとめ、本評
10 価書において用いることとした亜鉛の腐食・流出速度について、その選択理由を述べる。

11 表Ⅲ.23 に報告されている亜鉛めっきの腐食速度を示す。亜鉛の腐食は山間や田園地帯よ
12 りも重工業、海洋、都市工業地帯で大きい。重工業地帯のように大気中の亜硫酸ガス濃度が
13 高いと予測される地域の腐食速度が大きい。横浜市鶴見において 1992 年に測定された腐食
14 速度が、昭和 40 年代に測定されたものと比べて 1/4 程度になっている。これは重工業地帯
15 の大気環境中の亜硫酸ガスによる汚染の状況が大幅に改善されたことを示唆している。

16
17 表Ⅲ.23 日本における使用環境別の亜鉛腐食速度

暴露試験地域	腐食速度 (g/m ² /年)	備考	参考文献
重工業地帯	34	昭和 39 年～49 年に かけて行った試験結 果	亜鉛めっき鋼構造物 研究会(1992)
都市地帯	15	試験期間不明	
海岸地帯	13		
田園地帯	10		
山間地帯	6		
乾燥地帯	4		
伊良湖岬測候所	13	渥美湾より 1km. 暴 露期間 3 ヶ年	亜鉛めっき鋼構造物 研究会(1992)
北陸自動車道鯨波橋	20	海岸から 200 m. 暴露 期間 3 ヶ年	
三宅島	40	海岸から 100 m. 暴露期間 3 ヶ年	
静岡県大井川沖	20	海上 14km. 暴露期間	

		2年2ヶ月	
都市工業地帯 横浜市鶴見	40	昭和40年代	日本金属屋根協会 (2004)
都市工業地帯 横浜市鶴見	9.3	1992年	日本金属屋根協会 (2004)

1

2 諸外国でも様々な環境や条件において、亜鉛や銅等重金属類の腐食・流出速度に関する
3 試験や調査が行われている。

4 Bertling (2005)はストックホルムにおいて長期間にわたる建材からの銅、亜鉛、クロム、
5 ニッケルの流出速度を把握するための実験を行った。その結果、ストックホルム（平均雨
6 量470-790mm/年）における亜鉛めっき鋼板からの流出速度は1.9~2.5 g/m²/年と推定された。
7 また降雨量と流出速度の間には明白な相関は見られず、流出速度の大きさに影響を及ぼす
8 因子としては環境もしくは材料のパラメータの重要性が指摘された。

9 Wallinder et al. (1998) は、スウェーデンとベルギーにおいて亜鉛めっきが施された屋根材
10 からの亜鉛の流出・腐食と大気汚染レベルとの関係を解析した。スウェーデン・ストック
11 ホルム都市域における鋼板からの流出速度は2.94~3.05 g/m²/年であった。ベルギーの工業
12 地帯と重工業地帯における鋼板からの流出速度はそれぞれ、7.10~7.92 g/m²/年と14.1~14.6
13 g/m²/年であった。腐食速度に対する流出速度の割合は48~66%であり、降雨量と流出速度
14 の間には明白な関係は見られない。彼らは亜鉛の腐食・流出速度を以下のようにSO₂濃度
15 [μ g/m³] の関数で表現した。大気中のSO₂濃度は雨水のpHと相関があり、雨水の酸性化の
16 原因となる他の大気汚染物質とも相関が高いことから、腐食・流出速度に関する回帰式で
17 はSO₂濃度はそのような因子の影響も代用することが可能となる。ここで腐食・流出速度
18 の1 μ m/年は7.14g/m²/年に相当する。

19 腐食速度 (μ m/年) = 0.53 + 0.032 [SO₂] (R²=0.98)

20 または

21 腐食速度 (g/m²/年) = 3.78 + 0.228 [SO₂]

22

23 流出速度 (μ m/年) = 0.19 + 0.023 [SO₂] (R²=0.98)

24 または

25 流出速度 (g/m²/年) = 1.36 + 0.164 [SO₂]

26

27 Lehmann (1995)は1991年から1993年の間、ドイツのハノーバーにおいて亜鉛パネルからの
28 流出速度の検討を行い、推定された流出速度は3.9~5.7 g/m²/年であった。

29

30 環境省が実施している大気環境モニタリング調査結果(環境省 2006)によると、日本にお
31 ける一般環境大気測定局(一般局)と自動車排出ガス測定局(自排局)の2002年の年平均値は、

1 それぞれ 0.004 ppm と 0.005 ppm であった。一般局および自排局における 2002 年の年平均
 2 値は、気温 20℃・大気圧 103.193kPa を想定すると、それぞれ 11 および 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。
 3 これらの値を上記の腐食、流出速度式に代入すると、一般局では腐食速度：6.3 $\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$ 、流
 4 出速度：3.2 $\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$ 、自排局では腐食速度：6.7 $\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$ 、流出速度：3.5 $\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$ と算出され
 5 た。日本において野外試験等により求められた腐食速度（表Ⅲ.23）の最近の値（横浜市鶴
 6 見）と比較すると、この予測式で推定される自排局の腐食速度の値はやや小さめになるが、
 7 日本における大気汚染状況が改善されてきていることを考えると、これらの値は妥当な範
 8 囲にあると判断し、この予測式は利用可能だと考えた。

9
 10 【亜鉛めっき製品由来の亜鉛流出量の推計】

11 推定した亜鉛めっき製品の蓄積表面積と流出速度を用いて、亜鉛めっき鋼板等の亜鉛め
 12 っき製品に由来する亜鉛の環境排出を推計した結果を表Ⅲ.24 に示す。推計された亜鉛め
 13 っき製品由来の亜鉛の環境排出量は耐用年数を 30 年と仮定した場合 9964 トン/年であった。
 14 耐用年数を 20 年として推定した蓄積表面積で亜鉛めっき製品由来の排出量を求めると 6643
 15 トン/年と推算された。

16
 17 表Ⅲ.24 亜鉛めっき製品由来の亜鉛環境排出量

分類	亜鉛めっき 鋼板	その他のめっき(溶融 亜鉛めっき、主に建 材使用)	亜鉛めっき製品合計
年間表面積 [km^2]	37.02	57.88	94.9
過去 30 年蓄積表面積 [km^2]	1110.56	1736.38	2846.94
流出速度 ¹⁾ [$\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$]	3.5	3.5	3.5
環境排出量 [トン/年]	3887	6077	9964

18 ¹⁾ 流出速度は 2002 年の自排局における SO_2 濃度に基づき計算した結果を用いた

19
 20 亜鉛めっき製品の腐食・流出に伴い環境中に排出される亜鉛の全てが公共用水域に排出
 21 されるわけではない。亜鉛めっき製品の表面から腐食・流出した(環境に排出された)亜鉛は、
 22 一部は直接河川に流入し、一部は下水処理場に輸送され、一部は土壤に吸着あるいは地下
 23 に浸透する。亜鉛めっき製品から腐食・流出した亜鉛の公共用水域への到達に影響を及ぼ
 24 す因子には、めっき製品の使用場所、下水道普及率、下水道のタイプ等がある。したがっ
 25 て、亜鉛めっき製品に由来する環境排出量の公共用水域への排出量を適切に見積もるため
 26 には、そのような影響因子を考慮して排出量の分配を推定する必要がある。しかし、その
 27 ような影響因子を一般化することは極めて困難である。オランダの推計によると、めっき
 28 の腐食に由来する排出量のうち水域に排出される割合は全体の 3 割程度と見積もっている。
 29 単純に日本でも同程度だと考えるとおよそ 3000 トン/年が公共用水域に直接流入すること

1 になる。

3 5.2 生活系排水からの排出

4 本節ではヒトのし尿や雑排水等生活系からの排出される亜鉛量の試算を行う。生活系排
5 水に含まれる亜鉛の発生源はし尿、食物、水道水、化粧品等、様々な発生源が考えられる。
6 それぞれの詳細な発生源の濃度と使用量等からボトムアップ方式で排出量を推定すること
7 は手間がかかる上に、ばらつきが非常に大きいと考えられる。そこで、本節ではこれまで
8 に報告されている生活系排水中の一人当たりの亜鉛排出量（排出源単位）をまとめ、その中
9 から妥当だと判断した値に日本の人口を乗じて生活系由来の亜鉛排出量を求めることとし
10 た。

11 岡田ら(1985)は下水処理場の流入下水中の重金属類について、その由来および負荷特性を
12 把握するために、弘前市における重金属類の排出源および流入下水中の重金属濃度等に関
13 する調査を行った。彼らは生活系排水の重金属類の排水原単位を算出しており、亜鉛につ
14 いては、し尿系が 14.4 mg/人・日、し尿+雑排水系が 114 mg/人・日と報告している。調査
15 した下水処理場では、流入する亜鉛の 90%近くが生活系に由来していた。生活系排水中の
16 亜鉛、カドミウム、銅、鉛は相互に高い相関関係が認められ、この関係はバックグランド
17 系でも同様であることから、生活系排水中のこれらの重金属類は自然系汚濁の延長上に位
18 置していると述べている。

19 浅井ら(2005)は、名古屋市の下水処理場における多元素の存在量とその挙動に関する調査
20 を行い、各元素がどれだけ流入水として到着し、どのような挙動をした後に、放流水や焼
21 却灰として排出されているのかという物質の流れを名古屋市全体の下水処理システムにお
22 いて把握することを試みた。家庭排水による処理場への負荷を算出するために行った調査
23 において、家庭系排水の流入下水および放流水の亜鉛の負荷量原単位はそれぞれ、33 mg/
24 人・日および 10 mg/人・日であったと報告している。彼らは家庭系排水における各物質の
25 負荷源について全体の負荷に占める割合を算出しており、亜鉛については水道水由来が
26 4.2%、食物由来が 26%となっている。名古屋市の下水処理における物質収支を求めた結果
27 では、下水処理場に流入した亜鉛の約 1/4 は放流水、約 3/4 は焼却灰に移行・排出されると
28 計算されている。

29 森ら(1987)が行った家庭から下水へ排出される重金属の原単位を試算した結果によると、
30 亜鉛の原単位は 19.0~62.7 mg/人・日であった。3 地域の家庭個々の水道、風呂、洗濯なら
31 びに台所排水、および大便からの亜鉛排出量の寄与割合を求めたところ、それぞれ 7~16、
32 16~62、7~11、3~11 および 20~59%であり、大便からの排出割合が比較的高い。

33 環境省(2006b)の調査によると、亜鉛の排出源単位は戸建住宅の場合平均 11 mg / 人・日、
34 集合集宅の場合平均 19 mg / 人・日であったと報告している。この調査において一人一日当
35 りの水量は平均でそれぞれ 158 および 247 L/日・人であった。

36 以上、これまで報告されてきたいくつかの亜鉛の排出源単位を整理すると、その範囲は

1 11 ~114 mg/人・日となる。本評価書では典型的な値として、最近の報告から環境省(2006)
2 に示されている 11 および 19 の中央値である 15 mg/人・日を用いて以下の式より生活系か
3 らの排出量を算出することとした。

$$\begin{aligned} 4 \quad \text{排出量 [トン/年]} &= \text{亜鉛排出源単位 [mg/人・日]} \times \text{人口[人]} \times 365[\text{日/年}] \times 10^{-9}[\text{トン/mg}] \\ 5 \quad &= 15 \times 127,619,000 \times 365 \times 10^{-9} = 699 \end{aligned}$$

6 その結果、生活系から年間 699 トンの亜鉛が水系に排出されると推算された。ここで人
7 口は 2003 年の 127,619 千人（総務省統計局 2006）を使用した。仮に生活系の亜鉛排出源単
8 位が 33 あるいは 114 mg /人・日だとすると、排出量は年間およそ 1537 あるいは 5310 トン
9 となる。

10 日本の総人口に対する処理人口の割合はおよそ 69.3%である(日本下水道協会 2007)。こ
11 れより、生活系由来の亜鉛排出量のうち直接公共用水域に流入する負荷量は全体の 30.7%
12 (215 トン/年)と推定され、残りの 484 トン/年は下水処理施設等に輸送されると推定された。
13

14 5.3 大気からの沈着

15
16 亜鉛は大気中にも存在する。その主要な発生源は、固定および移動発生源からの化石
17 燃料の燃焼や自然由来等である。本節では、大気から乾性および湿性沈着によって公共用
18 水域に供給される亜鉛量を試算する。

19 坂田ら(2005)は東京湾をモデル水域として、大気と河川からの 14 の微量物質の負荷量の
20 調査結果(2003 年 12 月～2004 年 11 月までの 1 年間)に基づき、東京湾に沈着する微量物質
21 の発生源および大気からの負荷量の寄与を評価した。大気からの負荷量は 3 地点における
22 微量物質の年間沈着量（湿性+乾性）の平均値と東京湾の面積から算出され、一方、河川か
23 らの負荷量は主要 3 河川の年間平均微量物質濃度と東京湾への全河川の年間流入量から算
24 出された。亜鉛、鉛および水銀について両者を比較した結果、大気からの負荷量が相対的
25 に大きく、全負荷量の 1/3 以上（亜鉛では 2/5 程度）を占めることがわかったことより、東
26 京湾ではこれらの物質については大気からの負荷が重要だと述べている。東京湾における
27 亜鉛の年間負荷量は大気より 180 トン/年、河川より 230 トン/年であったと報告している。
28 坂田らは東京湾に沈着する微量物質の発生源と大気からの負荷量について相関行列等を用
29 いて考察を行っており、微量物質の主要な発生源として鉄鋼工業やごみ焼却施設を挙げて
30 いる。自動車由来の可能性については言及していない。

31 坂田&丸本(2003)は都市域における微量金属の乾性沈着量と沈着速度の実態を把握するた
32 に調査研究を行った。調査期間中における微量金属の乾性沈着量は亜鉛が最も多く、乾性
33 沈着量(176 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$)は湿性沈着量の約 2.5 倍だったと報告している。その原因として彼ら
34 は、亜鉛等の金属類は粗大粒子に多く含まれており、沈着速度が大きいからだ述べてい
35 る。

36 坂田&丸本(2004)では都市域におえる微量金属の湿性沈着量の経年変化と水銀の降水への

1 取り込みの実態を明らかにするための調査研究を行い、微量金属の湿性沈着量の経年変化
2 を求め、2000～2003 年にかけて亜鉛の湿性沈着量は 18.1～11.5 mg/m²であり、大気中の
3 濃度の変化と調和して経年的に低下する傾向があることが示された。さらに彼らは洗浄比
4 (質量基準)を計算しており、亜鉛では 109～180 であった。湿性沈着量 (D) と洗浄比 (W)
5 の関係は $D=WPK$ と表される。ここで P は降水量、K は微量金属の大気中濃度である。

6
7 本評価書では大気からの公共用水域への亜鉛の負荷量は、日本の大気中亜鉛平均濃度と
8 沈着速度定数を用いて求めることとした。まず沈着速度定数を求める。雨滴への粒子の捕
9 集率(f_{rs})は下記のように表せる。

$$f_{rs} = W \times Rain_a$$

10
11
12
13 ここで W は洗浄比、 $Rain_a$ は降雨量 ($RAINFALL$, m/日) を雨滴の終端速度 (RFS , m/日) で除
14 した値である。 $RAINFALL$ には 1.5m/年、 RFS には DEHP 評価書より 5.6×10^5 m/日を採用し
15 た。洗浄比は坂田&丸本(2004)より 2000～2003 年の平均値である 135 を採用し f_{rs} を求める
16 と 9.909×10^{-7} となった。

17 次に乾性沈着速度定数 [DEP_{dry} , 1/日] を求める。 DEP_{dry} は以下のように表すことができる。

$$DEP_{dry}[1/日] = \text{乾性沈着速度 [m/日]} \times (1-f_{rs}) / \text{混合層高度[m]}$$

18
19
20
21 乾性沈着速度に坂田&丸本(2003)より 0.73 cm/s^{-1} を採用すると、 DEP_{dry} は 1.26 [1/日] と算出さ
22 れた。湿性沈着速度定数 [DEP_{wet}] については以下のように表すことができる。

$$DEP_{wet} [1/日] = \text{洗浄比[-]} \times \text{降雨量[m/日]} / \text{混合層高度[m]}$$

23
24
25
26 それぞれのパラメータについて上記の値を代入すると、 DEP_{wet} は 0.0011 [1/日] と算出された。
27 乾性および湿性沈着速度定数を合計した全沈着速度定数はおよそ 1.26 [1/日] であった。

28 日本の大気中亜鉛濃度は 28.1～137 (坂田&丸本 2003) や 50 程度 (清浄地域) ～360 ng/m³ (大
29 都市) (前田ら 2002) 等が報告されている。地域差や季節変動が大きいため一般的な値を定
30 めることは困難であるが、仮に日本における亜鉛の大気中濃度の平均値を 100 ng/m³ だとす
31 ると、沈着量 [g/m²/日] は 6.3×10^{-5} となる。日本の面積を日本の面積を 377,899 km² (総務省
32 統計局 HP による平成 15 年確定値) とすると、年間沈着量は 8,690 トン/年と推定された。

33 この内、公共用水域の水表面に直接沈着される負荷量は、水表面積が 134 万 ha (総務省統計
34 局 2006) より 425 トン/年と推定された。平成 15 年における日本の国土面積の内訳 (国土交
35 通省 2006, 土地白書) をみると、森林と農用地が全国土面積の約 8 割を占めており、住宅地・
36 工業用地等の宅地が 4.8%、水面・河川・水路が 3.5%、道路が 3.5%、その他が 8.4% となっ

1 ている。大気沈着により地表面に堆積した亜鉛のうち、道路や宅地等に堆積したものは地
2 下への浸透や土壌へ吸着せず、雨天時に発生する路面排水によって下水処理施設や公共用
3 水域に輸送される。日本の国土面積のうち路面排水が発生すると予想される土地利用は道
4 路、宅地およびその他と考え、亜鉛の大気沈着量は場所によらないと仮定すると、大気沈
5 着・路面排水由来で下水処理施設や公共用水域に到達する亜鉛の量は約 1451 トン/年と推定
6 された。水表面への直接沈着と地表からの間接流入を合計すると、負荷量は $425+1451 = 1876$
7 トン/年と推定された。

8 大気中に存在する亜鉛の発生源は、燃料の燃焼、自動車(タイヤ、排ガス、ブレーキパッ
9 ド)、自然由来など多岐にわたる。このうち自動車のタイヤやブレーキパッドに由来する亜
10 鉛を含む粒子は粒径が相対的に大きいため大気中に浮遊し遠くまで輸送されるとは考えに
11 くい。大気中亜鉛濃度の発生源には自動車のタイヤ由来も含まれている可能性はあるが、
12 タイヤ粒子は相対的に大きく発生後直下に降下すると考えられることから、自動車のタイ
13 ヤ由来の亜鉛と、ここで示した大気沈着に伴う亜鉛にはダブルカウントの懸念はほとんど
14 ないと判断した。

15

5.4 農薬に含まれる亜鉛の環境排出量

PRTR の対象物質「亜鉛の水溶性化合物」の代表的な物質である塩化亜鉛は農薬の製造に使われ、ボルドー液（殺菌剤）には農作物への薬害を防止するために硫酸亜鉛が混合されている（環境省 2007）。塩化亜鉛や硫酸亜鉛に限らず他の亜鉛は様々な農薬（例えばマンゼブ、ジネブ）の成分として混合されている。本節では亜鉛を含む農薬に関する PRTR データを取りまとめることで、このような農薬の散布に伴い環境中に排出される亜鉛量を把握することとした。

PRTR では、農薬に係る届け出外排出量の推計がなされており、その中に亜鉛の水溶性化合物が含まれている（表Ⅲ. 25）。それによると、2001～2005 年度にかけての推計排出量は 23～41 トン/年の範囲にある。対象物質は硫酸亜鉛で、排出先は果樹園である。このうちどれぐらいが水域に到達するかについては定量的な情報はない。

硫酸亜鉛だけでなく、亜鉛は様々な農薬に含まれている。PRTR の対象となっている農薬の中で亜鉛を含むものは、ジネブ（N, N' -エチレンビス（ジチオカルバミン酸）亜鉛）、マンゼブ（N, N' -エチレンビス（ジチオカルバミン酸）マンガンと N, N' -エチレンビス（ジチオカルバミン酸）亜鉛の錯化合物）、ジラム（ビス（N, N-ジメチルジチオカルバミン酸）亜鉛）、ポリカーバメート（ビス（N, N-ジメチルジチオカルバミン酸）N, N' -エチレンビス（チオカルバモイルチオ亜鉛））、プロピネブ（N,N'-プロピレンビス（ジチオカルバミン酸）と亜鉛の重合体）である。それぞれの物質について報告されている排出量と亜鉛含有量より推算された亜鉛としての排出量を表Ⅲ.XX に示す。これらの物質の排出は農薬散布に伴うもので、農薬要覧で得られる都道府県別・別の農薬種類出荷量を適用対象（田、畑、家庭等）に配分し、その出荷量に農薬種類別に当該農薬に有効成分もしくは補助剤として含まれる対象化学物質の含有率を乗じて推計される。亜鉛を含む農薬類の排出は、ほぼすべてが土壌への排出だと考えられる。それぞれの排出量を亜鉛量でみると、最も多いのはポリカーバメートであり、続いてマンゼブ、プロピネブ、ジラム、ジネブの順であった。農地に散布された亜鉛は、植物に吸収されるもの、土壌粒子に吸着し粒子吸着態として存在するもの、地下水に浸透するものおよび流出や土壌の侵食に伴って公共用水域へ排出されるものがあると考えられる。

2002 年度の亜鉛を含有する農薬に伴う亜鉛の排出量は、合計およそ 233 トン/年であり、同じ年の「亜鉛の水溶性化合物」として推計されている農薬由来の排出量（23 トン/年）と合わせると、農薬の散布に伴う亜鉛の排出量は総計 256 トン/年と推算された。この値は農薬の散布に伴い環境中に排出された亜鉛量であり、このすべてが公共用水域に到達するわけではない。またここで対象とした亜鉛を含む農薬は PRTR の対象となっているものだけである。したがって PRTR の対象となっていない農薬の中にも亜鉛が含まれているものがあると考えられるが、それらは使用量としてはそれほど多くないと考え、排出量推計の対象とはしなかった。

1 表Ⅲ.25 亜鉛を含む農薬類の2004年度の環境排出量(亜鉛(64.41)に換算)

	物質名	用途	構造式	分子量	換算 係数	年度	当該物質排出 量* [kg/年]	亜鉛排出量 [kg/年]
48	ジネブ	農薬(殺菌剤)	C ₄ H ₆ N ₂ S ₄ Zn	275.7	0.24	2001	114,048	27,372
						2002	102,816	24,676
						2003	98,280	23,587
						2004	92,664	22,239
						2005	43,360	10,406
50	マンゼ ブ	農薬(殺菌剤)	[C ₄ H ₆ N ₂ S ₄ Mn] _x (Zn) _y x:y=10:1	265.3	0.02	2001	2,191,866	43,837
						2002	2,863,739	57,275
						2003	2,893,866	57,877
						2004	2,408,502 ^{b)}	48,170
						2005	2,273,531	45,471
249	ジラム	農薬(殺虫剤)、 加硫促進剤(チウ ラム系)	C ₆ H ₁₂ N ₂ S ₄ Zn	305.83	0.21	2001	252,082	52,937
						2002	213,924	44,924
						2003	212,734	44,674
						2004	190,108	39,923
						2005	167,849	35,248
250	ポリカ ーバメ ート	農薬(殺菌剤)	C ₁₀ H ₁₈ N ₄ S ₈ Z n ₂	581.5	0.22	2001	22,550	4,961
						2002	216,275	47,581
						2003	185,600	40,832
						2004	148,250	32,615
						2005	132,800	29,216
284	プロピ ネブ	農薬(殺菌剤)	C ₅ H ₈ N ₂ S ₄ Zn	289.8	0.23	2001	265,860	61,148
						2002	256,550	59,007
						2003	194,250	44,678
						2004	176,750	40,653
						2005	183,610	42,230

2 * 排出量情報の出典は経済産業省・環境省(2007)

3

1 6. 自然由来等その他の発生源について

2
3 鉱床の存在など流域の自然環境に由来する亜鉛も河川中濃度に影響を及ぼす要因である。
4 第IV章においても述べるが、公共用水域において亜鉛が高濃度で検出される地点には鉱山
5 地域に位置している地点が多く含まれる。亜鉛が高濃度で検出される鉱山地点の大部分は、
6 いわゆるグリーンタフ等の分布地帯の上に存在し、この地帯には亜鉛脈が多数存在する
7 (関西総合環境センター 2004)。このような地点では亜鉛のバックグラウンド濃度が高く
8 なる可能性がある。グリーンタフ (green tuff) とは、凝灰岩のうち緑色～緑白色～淡緑色を
9 呈するもののことを指し、日本語では緑色凝灰岩 (りょくしょくぎょうかいがん) とも言
10 われる。日本海側～北海道東部にかけて、新第三紀中新世の海底火山活動による火山岩が
11 大量に存在し、そのほとんどが緑色を呈するため、「グリーンタフ」といえばこれを指すこ
12 とが多い (ウィキペディア)。グリーンタフ地帯には豊羽鉱山等の亜鉛を採掘した鉱山が多
13 く存在しており、そのような地点の流域では高濃度の亜鉛が検出されている。

14 亜鉛脈が存在する鉱山地域では亜鉛のバックグラウンド濃度が高いことが推察される
15 が、その寄与分を定量的に説明することは容易ではない。例えば、鉱山地域において過去
16 に採掘活動があった場合、坑内廃水や鉱滓置き場等からのずり排水が発生する。そして、
17 それらが河川に流入する経路として、排水処理されたものが直接流入する経路や地下へ浸
18 透し湧水として流入する経路が考えられる。鉱山活動がなくとも鉱床が原因で地下水の亜
19 鉛濃度が高く、それが河川に流入することにより、高濃度の亜鉛が検出される可能性もあ
20 る。例えば亜鉛や鉛等の重金属類が高濃度で検出される宮城県の鉛川について、宮城県
21 (2004) は、鉛が高濃度で検出される原因は河床、河岸に鉛を高濃度に含む湧水があるな
22 ど地質構造由来の自然汚濁によるものと考えられ、フッ素については自然汚濁および鉱山
23 廃水によるものと考えられると指摘している。

24 含有量に多寡はあるが土壌には亜鉛が含まれている。土壌は降雨や風によって輸送され、
25 その一部は水環境に流入する。そのとき土壌粒子に含まれる亜鉛も一緒に水環境に流入す
26 ることになる。そして河川中に堆積した土壌粒子から可溶性の亜鉛が徐々に河川水中に溶
27 出していく。また地質の風化作用により、可溶性の亜鉛が形成され、雨水や地下水によっ
28 て水溶性の亜鉛が河川に流れ込む。河川水中の亜鉛のバックグラウンド濃度は、地質に含
29 まれる亜鉛量とその形態によって決定されると考えられる。河川堆積物を主要対象試料と
30 して日本全土における約 50 元素の地球化学図を作成した調査によると、3024 の試料におい
31 て希酸(0.1N 塩酸)に可溶性亜鉛濃度を求めた結果では、平均値:21.0 ppm, 中央値:17.1 ppm,
32 最大値: 6,879 ppm, 標準偏差: 15.4 ppm であった(産業技術総合研究所地質調査総合センタ
33 ー 2004)。希酸に可溶性元素は移動しやすく、水中の濃度により関与していると考えられる。
34 同様に亜鉛全量を対象とした分析では、平均値: 118 ppm, 中央値: 107 ppm, 最大値: 11,444
35 ppm, 標準偏差: 46.3 ppm であった(産業技術総合研究所地質調査総合センター 2004)。銅、
36 鉛、亜鉛、ヒ素、カドミウム等が特に高濃度で検出された地域は鉱床の影響が大きいこと

1 がわかった(産業技術総合研究所地質調査総合センター 2004). USEPA(1980)では輸送堆積
2 物(土壌)および亜鉛含有率に基づき,年間 45,400 トンの亜鉛が水環境に流入すると推算
3 した.この経路からの負荷量は水環境への亜鉛の負荷源の中で最も大きい(USEPA 1980).
4 降雨や風による土壌の輸送に伴い水環境に流入する亜鉛量は日本においても比較的大きい
5 ことが予想されるが,この負荷源は全国に遍在し面的負荷であること,水環境に流入した
6 土壌粒子は速やかに底質に堆積すること,土壌粒子からの亜鉛の溶出は極めて少ないと考
7 えられること等より,河川水中において高濃度で検出される亜鉛の主たる原因になるとは
8 考えにくい.
9

7. 排出量推定に関連する不確実性の考察

【PRTR および排出量総合調査に基づく排出量】

PRTR や排出量総合調査に基づく排出量は、日本全国すべての事業所からの排出量を網羅的に把握しているわけではない。両者とも一定の要件を満たした事業者のみが届け出を行っているため、要件を満たしていない事業者からもある程度の排出がある可能性は否定できない。

PRTR においては、事業所（あるいは業種）によって排出量の算出方法が異なる可能性があるため、実際に報告している物質が異なる可能性がある。PRTR では「亜鉛の水溶性化合物」が届け出の対象である。届け出の排出量は、実測値に基づき算出する方法、物質収支により算出する方法、排出係数を用いて算出する方法等があり、その中で事業者が適当だと判断した方法により把握されたものが報告されている。そのため排水中に亜鉛が存在したとしても、取り扱う亜鉛化合物が水溶性化合物ではない場合は届け出の報告はしないかもしれない。このような点から、PRTR では取り扱い物質の違いや算出方法によって、実際は排水中に亜鉛が含まれているにもかかわらず、届け出がなされないケースがあることを認識しておく必要がある。

排出量総合調査に基づく推定や PRTR の届け出の一部は、実測値に基づき算出する方法によって亜鉛排出量が推定されている。しかし実測値もばらつきがあること、高いレベルの定量下限値が設定されている可能性があること等より、推定排出量の精度には限度があることには注意が必要である。

PRTR の届け出外の排出量の推計は、利用可能な信頼できるデータが存在するもののみが対象となっているため、本評価書において推計した排出源を含むすべての排出源を網羅的に抑えているわけではなく、排出量推定方法も改善されていくため、年度ごとに値を単純に比較することはできない。排出源によって推定精度が異なることにも注意が必要である。

【休廃止鉱山からの排出量】

本評価書では小野ら(2007)のカドミウムの詳細リスク評価書において用いられた方法を踏襲して、休廃止鉱山に起因する亜鉛の排出量推定を行った。休廃止鉱山に関する利用可能なデータには限りがあるため、排出量推定は限られた利用可能なデータと多くの仮定を置き推定した。利用可能なデータ（例えば鉱山総合情報整理票に記載されている各鉱山の採水ポイント）にどれくらい代表性があるのか、採水ポイントの負荷量が鉱山全体の汚染負荷の何割を占めるのかといった問いに答えることは難しい。また休廃止鉱山周辺のため池（ダム）や河川の底質に蓄積した堆積物からの溶出や巻き上げに伴い排出される亜鉛の影響や、自然由来（鉱床由来）か人為由来かを見分けることは困難だと思われる。

【亜鉛含有製品の使用に伴う排出量】

1 亜鉛含有製品の使用に伴う環境中への亜鉛排出量および水域への流入量の推定には、様々
2 な要因が複雑に絡むため、排出および流入亜鉛量を定量的に把握することは容易ではない。

3 自動車タイヤの摩耗には、走行条件、気候、車種、タイヤの種類、路面の状態等様々な要
4 因が関係している。本評価書では報告されている摩耗速度や亜鉛含有量から簡単のため典型
5 値を設定し、排出量を推定したが、実際は上記のような条件に依存するため一般化した値を
6 設定することは不可能である。関連するパラメータに取り得る範囲の値を設定し求めた排出
7 量はばらつきが大きく、その範囲は231～5,532トン/年に及んだ。さらにタイヤの摩耗によ
8 り路面上や近傍土壌に排出された亜鉛のうち、どれくらいが公共用水域に到達するのかを推
9 定することもまた困難である。本評価書では、諸外国における報告とシナリオを設定するこ
10 とでおおよその量を推定した。したがって自動車のタイヤ由来の亜鉛排出量の推定結果も多
11 くの不確実性を含む値であり、その精度には限界があることを注意する必要がある。

12 亜鉛めっき製品の腐食・流出に伴う排出にも、同様に多くの不確実性が存在する。亜鉛め
13 っき製品の腐食・流出に伴う排出に影響を及ぼす因子には、ストック量(耐用年数)、気候、
14 表面の加工状況、使用場所等様々な要因がある。本評価書では簡単のため耐用年数は用途に
15 よらず一定とし、気候の違いも考慮しなかった。亜鉛めっき製品から流出した亜鉛の公共用
16 水域への到達率は、周辺の環境に大きく影響を受けると思われるが、その点についても簡単
17 のため典型ケースを想定して計算した。具体的な地域における亜鉛めっき製品由来の公共用
18 水域への到達率を精度高く予測するためには、土地利用や下水道のタイプ等を考慮すること
19 が必要であろう。亜鉛めっき製品の腐食・流出由来する排出量も多くの不確実性を含む値で
20 あり、その精度には限界があり、ばらつく可能性があることに注意が必要である。

23 【その他】

24 本評価書で排出量推定のために取り上げた排出源は、諸外国における報告等から相対的
25 に負荷量が多いと考えられたところである。よって本評価書では全ての排出源を網羅して
26 いるわけではなく、また亜鉛の用途から考えてすべての排出源を網羅し、それらを定量的
27 に評価することは不可能だと思われる。本解析ではデータの信頼性やメカニズムの複雑さ
28 等の理由により取り上げなかったが、考えられる他の潜在的な亜鉛の排出負荷源をいくつ
29 か挙げておく。

30 亜鉛は家畜からも糞尿を通して排出される。糞尿の一部は堆肥として農地に還元され、
31 そこから溶出した亜鉛が農地排水として公共用水域へ排出される可能性がある。日本鋼管
32 テクノサービス(2004)は、養豚場から排泄される亜鉛が、長期的にみれば公共用水域へ
33 排出されていると見られると述べており、養豚場、和牛・乳牛その他牛飼育場に起因して
34 417トン/年の亜鉛が排出されると見積もっている。また下水汚泥の農地還元も亜鉛の排出
35 源になると思われる。農地に還元された堆肥や汚泥から排出される亜鉛のメカニズムとそ
36 の定量化は今後の課題である。

8. 亜鉛の発生源と排出量のまとめ：亜鉛のライフサイクルにおける環境への排出量

本章では、日本における亜鉛の潜在的な発生源あるいは排出経路からの公共用水域への年間亜鉛排出量を2002年度について推定した。事業所からの排出量については排出量総合調査に基づき推計された値を採用し、PRTRや排出量総合調査ではカバーされていない発生源（例えば亜鉛めっき製品の腐食や自動車部品の摩耗等）からの負荷は入手可能なデータに基づき独自に推定した。本章において典型的な仮定と想定し推定した亜鉛の排出量を表Ⅲ.26に示す。公共用水域への排出量に着目すると、亜鉛メッキ製品の腐食、大気沈着および自動車のタイヤ・ブレーキパッドの摩耗等に起因する面的排出源からの排出量は、個別事業所からの排出量と比較して、かなり大きいことが示された。2003年における亜鉛めっき鋼板およびその他のめっきの用途別消費量はそれぞれ253,250トンおよび92,262トンであり（鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報2003）、本解析で推定された亜鉛めっき製品からの排出量は年間消費量の約3%程度であった。面的な発生負荷量では農薬の散布に伴う排出量も比較的大きいことがわかった。このような面的発生源からの排出量の大部分は、雨天時流出水によって河川等へ流出するため、晴天時の河川水中濃度に及ぼす影響は限定的だと思われる。晴天時に着目すると、製品の製造・加工、生産に関連する事業所や休廃止鉱山、下水処理施設からの排出が大きい。業種別にみると下水道業、化学工業、金属製品製造業、鉱業およびパルプ・紙・紙加工品製造業からの排出が大きかった。

公共用水域における生態リスクの削減対策を適切に実施するためには、本章で示した解析を流域レベルあるいは地点レベルで行うことが必要である。本解析は全国スケールで行ったものであり、その結果は、亜鉛の公共用水域への負荷発生源とその寄与率の全体像を理解することにつながった。日本全体として亜鉛の環境排出量を削減する対策を考えるのであれば、本解析の結果はそのための基礎情報になる。しかし公共用水域の生態リスク削減対策を検討する場合は、それぞれの水域あるいは地点の亜鉛濃度に影響を及ぼす発生源の寄与率を把握して、場の特徴を反映した対策を講じることが望ましい。第Ⅵ章では、亜鉛が高濃度で検出されているいくつかの河川を取り上げ、地域スケールで亜鉛の物質収支をとり、発生源対策の効果を検証する。

1

2 表Ⅲ.26 亜鉛の公共用水域への流入に関連する排出量のまとめ（2002年度）

潜在的な発生源	発生量(トン/年)	公共用水域への排出量（トン/年）
鉱業・休廃止鉱山	—	184 ¹⁾
非鉄金属製造業	—	20 ²⁾
製品の製造・加工	—	503 ³⁾
製品の使用：自動車タイヤ摩耗	1,925	962 ⁴⁾
製品の使用：ブレーキパッド摩耗	—	96 ⁵⁾
製品の使用：亜鉛めっき腐食	9,964	3000 ⁶⁾
廃棄物処理業	—	26 ⁷⁾
生活系	699	215 ⁸⁾
下水処理施設	—	442 ⁹⁾
大気沈着	—	1,876 ¹⁰⁾
農薬	256	26 ¹¹⁾
その他の個別事業所	—	121 ¹²⁾

3 1) 鉱業は排出量総合調査（2002年度）に基づく推算（環境総合テクノス 2006）、休廃止鉱山は

4 独自推計

5 2) 排出量総合調査（2002年度）に基づく推算（環境総合テクノス 2006）

6 3) 排出量総合調査に基づく推算（2002年度）（環境総合テクノス 2006）

7 4) 独自推計。2002年度典型値。

8 5) 独自推計。自動車タイヤ由来の1/10とした。

9 6) 独自推計。公共用水域への排出割合は発生量の3割程度と仮定した。

10 7) 排出量総合調査（2002年度）に基づく推算（環境総合テクノス 2006）

11 8) 独自に推計。

12 9) 排出量総合調査（2002年度）に基づく推算（環境総合テクノス 2006）

13 10) 独自推計。

14 11) PRTR データ（2002年度）

15 12) 排出量総合調査（2002年度）に基づく推算（環境総合テクノス 2006）。

9. 参考文献

- Blok J. (2005). Environmental exposure of road borders to zinc. *Science of the Total Environment* 348 : 173 - 190
- Bertling S. (2005). Corrosion-induced metal runoff from external constructions and its environmental interaction. - A combined field and laboratory investigation of Zn, Cu, Cr and Ni for risk assessment. Doctoral Thesis. School of Industrial Engineering and Management, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Callender E, Rice KC. (2000). The urban environmental gradient: anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environmental Science and Technology* 34: 232-238.
- Councell TB, Duckenfield KU, Landa ER, Callender, E. (2004). Tire-wear particles as a source of Zinc to the Environment. *Environmental Science and Technology* 38: 4206-4214.
- Christensen ER, Guinn VP. (1979). Zinc from automobile tires in urban runoff. *Journal of the Environmental Engineering Division* 105: 165-169.
- Davis AP., Shokouhian M., Ni S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44 : 997 - 1009.
- Falahi-Ardakani A. (1984). Contamination of environment with heavy metals emitted from automobiles. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 8 : 152 - 161.
- Good JC. (1993). Roof runoff as a diffuse source of metals and aquatic toxicity in storm water. *Water Science and Technology* 28 (3-5): 317-321.
- Karlén C., Wallinder IO., Heijerick D., Leygraf C., Janssen CR. (2001). Runoff rates and ecotoxicity of zinc induced by atmospheric corrosion. *The Science of the Total Environment* 227 : 169-180.
- Korenromp RHJ, Hollander JCTh. (1999). Diffusive emissions of zinc due to atmospheric corrosion of zinc and zinc coated (galvanized) materials. TNO-report TNO-MEP-R99/441.
- Muschack W. (1990). Pollution of street run-off by traffic and local conditions. *The Science and the Total Environment* 93 : 419-431.
- Vink R., Behrendt H. (2002). Heavy metal transport in large river systems: heavy metal emissions and loads in the Rhine and Elbe river basin. *Hydrological Processes* 16: 3227-3244.
- Nriagu JO, Pacyna JM (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.
- Ozaki H, Watanabe I, Kuno K (2004). Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water, Air and Soil Pollution* 157: 209-223.
- USEPA (1980). An Exposure and Risk Assessment for Zinc. EPA-440/4-81-016
- Bodar CWM, Pronk MEJ, Sijm DTHM (2005). The European Union Risk Assessment on Zinc and

1 Zinc compounds: The Process and the Facts. Integrated Environmental Assessment and
2 Management 1:301-319.

3 Wallinder IO, Verbiest P, He W, Leygraf C (1998). The influence of patina age and pollution levels
4 on the runoff rate of zinc from roofing materials. Corrosion Science 40 : 1977-1982.

5 WHO (2001). Environmental Health Criteria 221: Zinc. World Health Organization, Geneva 2001
6

7 浅井健好, 瀬賀堅吉, 兼子崇, 加藤正治 (2005). 名古屋の下水処理場における多元素の存
8 在量とその挙動調査. 下水道協会誌 : 42(508): 85-96

9 亜鉛めっき鋼構造物研究会 (1992). 鋼構造物の溶解亜鉛めっき Q&A -改訂第2版-. 監修 :
10 嵯峨卓郎

11 石川靖, 斉藤修, 濱原和広 (2007). 休廃止鉱山から排出される重金属濃度の長期変動. 北海
12 道環境科学研究所センター所報 第30号 : 67 - 107

13 環境省 (2003). 地域別 PRTR 非点源排出量推計マニュアル (第1版) 資料5 自動車及び二輪
14 車に係る市区町村別の走行量データ. 環境省環境保健部環境安全課.
15 http://www.env.go.jp/chemi/prtr/archive/past_hiten.html (平成19年4月3日)

16 環境省 (2005). 平成16年度水質汚濁物質排出量総合調査 (調査結果概要). 環境省環境管理
17 局水環境部. 平成17年2月

18 環境省 (2006). 大気環境モニタリング実施結果 平成14年度大気汚染状況について
19 http://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_h14/index.html (2006年12月20日アクセス)

20 環境省 (2007) リスクコミュニケーションのための化学物質ファクトシート 2005年度版.
21 <http://www.env.go.jp/chemi/communication/factsheet.html>(2007年4月5日)

22 環境総合テクノス. (2005). 平成16年度水生生物への排出影響調査報告書

23 環境総合テクノス. (2006). 平成17年度水生生物への排出影響調査報告書

24 経済産業省・環境省 (2004) 平成14年度 PRTR 届け出外排出量の推計方法の詳細
25 <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH14/syosai.html> (2007年4月3日)

26 経済産業省・環境省 (2007) PRTR 制度 集計結果の公表
27 http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/6.html (2007年3月8日)

28 平成13~17年度 PRTR データの概要~化学物質の排出量・移動量の集計結果~
29 <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/index.html> (2007年3月8日)

30 国土交通省 (2002). 合流式下水道の改善対策に関する調査報告書 (要確認)

31 国土交通省 (2006). 土地白書 平成18年版
32 http://www.mlit.go.jp/hakusyo/tochi/tochi_.html(2007年4月4日)

33 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2004). 日本の地球化学図.

34 岡田昌四郎, 石沢肇, 高橋理之, 川田賢治 (1985). 流入下水中の重金属類等の由来と特性
35 に関する調査. 日本下水道協会誌 22(254): 51-69.

36 尾崎宏和, 渡邊泉, 久野勝治 (2005). 自動車走行に関連した重金属類・微量元素の発生源,

- 1 放出量の検討. 第 14 回環境化学討論会要旨集: 804-805
- 2 小野恭子, 宮本健一, 蒲生昌志, 中西準子. (2007) 詳細リスク評価書シリーズ XX: カドミ
3 ウム. 丸善
- 4 白石さやか, 渡邊泉, 久野勝治 (2002). 東京都内の主要道路における道路粉塵, 街路土壌
5 および街路樹葉の重金属蓄積. 環境化学 12: 829-837.
- 6
- 7 総務省統計局 (2006) 日本の統計, <http://www.stat.go.jp/data/nihon/zuhyou/n0200100.xls> (2006
8 年 3 月 2 日)
- 9 森忠洋, 森山清, 荒屋敷秀俊, 森泰, 斉藤寛, 中野篤浩, 茅野充男 (1987) 家庭から下水
10 へ排出される重金属の原単位, 水質汚濁研究, 10, 7, 415-422
- 11 環境省 (2006b) 水生生物保全排水規制等専門委員会, 第 4 回参考資料 3
- 12 関西総合環境センター(2004) 平成 15 年度水生生物への排出影響調査報告書.
- 13 経済産業省経済産業政策局調査統計部 (2003). 鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報 平成 1
14 4 年 2 0 0 2
- 15 坂田昌弘, 成川正広, 丸本幸治 (2005). 東京湾における大気と河川からの微量物質の負荷
16 量. 電力中央研究所報告 研究報告: V04016
- 17 坂田昌弘, 丸本幸治 (2004). 首都圏西部における微量金属の湿性沈着量の経年変化と水銀
18 の降水への取り込み. 環境化学会誌 14: 555 - 566
- 19 坂田昌弘, 丸本幸治 (2003). 都市域における微量金属の乾性沈着量と沈着速度の実態—水
20 面捕集法の適用—. 電力中央研究所報告 研究報告: T02036
- 21 杉谷健一郎, 野村晶子, 南雅代, 加藤博和 (2004). 都市公共用水域に対するノンポイント汚
22 染源としての道路脇粉塵(63 μ m 画分)の化学的特徴—名古屋市の事例—. 水環境学会
23 誌 27(8): pp.547-552.
- 24 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2005). 鉱物資源マテリアル・フロー 2004.
- 25 土岐真一, 國見均 (2006). 道路近傍におけるタイヤ摩耗粉じんの計測と排出係数の推計.
26 大気環境学会誌 41: 144-163
- 27 南山瑞彦, 山縣弘樹 (2006). 下水処理場における重金属の除去に関する調査. 平成 17 年度
28 下水道関係調査研究年次報告書集 : 23-26. 国総研資料 第 323 号
- 29 日本鋼管テクノサービス(2004). 平成 15 年度環境負荷物質対策調査(産業界における排水処
30 理技術の動向調査) 報告書. 平成 15 年度経済産業省委託事業 (内部資料)
- 31 日本鉄鋼連盟 (2006). 亜鉛鉄板・統計情報・生産出荷実績
32 <http://www.jisf.or.jp/business/aen/data.html> (2007/04/04)
- 33 日本金属屋根協会 (2004). 素材からみる金属屋根と外壁.
- 34 日本下水道協会 (2007) 下水道の普及率と実施状況.
35 http://www.jswa.jp/05_arekore/07_fukyu/index.html (2007/04/04)
- 36 日本鉛亜鉛需要研究会 (1993). 亜鉛ハンドブック 改訂版. 日本鉛亜鉛需要研究会 亜鉛

- 1 ハンドブック編集委員会.
- 2 日本メタル経済研究所 (1996). 銅・亜鉛・鉛 国内マテリアルフロー調査.
- 3 日本溶融亜鉛鍍金協会 (2006). 溶融亜鉛めっき生産量
- 4 http://www.aen-mekki.or.jp/mekki/mekki_07.html (2007/04/04)
- 5 白水化学工業 (1998). 酸化亜鉛の可能性について②クルマと酸化亜鉛の関係. 白水化学工
- 6 業株式会社—総合情報誌 インフォ 8:1-2.
- 7 <http://www.hakusui.co.jp/J/info/> (2007年4月3日)
- 8 浮遊粒子状物質対策委員会 (1997) 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル. 環境庁大気保全局
- 9 大気規制課[監修] 東洋館出版社
- 10 前田泉, 田上啓之, 植木昭博, 中桐基晴, 小田淳子, 小川登, 山本弘捷 (2002). 有害大気
- 11 汚染物質に関する研究—全国の浮遊粒子状物質における金属元素の地域特性—. 岡山
- 12 県環境保健センター年報 26:1-7.
- 13 三島聡子, 大塚和泰, 庄司成敬, 坂本広美, 安部明美 (2005). 高架道路から水域への重金属
- 14 の流出と由来. 環境化学 15(2):335-343.
- 15 宮城県(2004). 平成16年度宮城県環境白書
- 16 山根靖弘 (1986). 環境汚染物質の生体への影響 17 亜鉛. 東京化学同人
- 17
- 18 JOGMEC (2007a). 鉱害防止支援事業～休廃止鉱山における鉱害防止対策を推進するために
- 19 ～ 独立行政法人 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 ホームページ
- 20 http://www.jogmec.go.jp/mric_web/prevention/technical/index.html (2007年3月28日ア
- 21 クセス)
- 22 JOGMEC (2007b). 鉱害防止対策の概要
- 23 <http://www.jogmec.go.jp/japan/preserve/index.html> (2007年3月28日アクセス)
- 24

第IV章 環境動態とモニタリングデータの解析

1. はじめに

亜鉛の生態リスクを評価するためには、評価対象生物に関係する環境媒体中の亜鉛濃度を把握する必要がある。そこで本章（第IV章）では、日本における環境媒体中の亜鉛濃度について、国や地方自治体等が取りまとめたモニタリングデータを収集し、それらをまとめることによって大気、水、底質および土壌中の亜鉛レベルを把握した。特に生態リスク評価の対象である水生生物に関する公共用水域については、高濃度地点について地点ごとの特徴や発生源の違いを把握するための解析を行った。大気や土壌も重要な暴露媒体であるが、本評価書では水生生物に対するリスク評価に限定したことから、淡水以外の媒体中の亜鉛濃度については参考情報としての記述に留めた。

本章の具体的な内容は以下の通りである。まず次節において亜鉛の分析方法を記述した。続いて第3節において、水中の亜鉛の挙動や存在形態について記述した。第4節では日本における各環境媒体中の亜鉛濃度についてまとめ、特に公共用水域については、モニタリングデータを整理し、日本全体の亜鉛濃度の検出状況を概観して、各モニタリング地点の濃度を代表する値を定義した。最後に第5節において、モニタリング地点を低濃度地点と高濃度地点に分類し、高濃度地点については資料に基づいて主要な排出源に関連する類型化を試みた。その結果から、高濃度地点の亜鉛濃度がどのような特徴をもっているかを示し、高濃度となった地点について亜鉛の主な排出源について考察した。

1 2. 濃度測定方法

2 河川水や海水，工業用水，工業排水などの水試料や，土壌試料，底質試料，大気試料に含まれ
3 る亜鉛の濃度測定方法について概説する．重金属の測定では試料がどのような媒体（水，土壌，
4 岩石など）でも，金属成分の溶出や共存有機物の分解などの前処理を行い，溶液状の試料を作成
5 して定量を行う．全亜鉛濃度の測定は，①酸による前処理，②濃縮と抽出による前処理，③定量，
6 の3段階から構成される．有機物の懸濁物が多い，他の金属元素（銅やカドミウムなど）が多い，
7 キレート剤が添加されている，予想される濃度が低い，などの試料の状態によって各段階の操作
8 を試料に合わせた最適な条件に設定する必要がある．検出限界や測定制度によって，最適な試薬
9 や器具機器類は異なることにも注意が必要である．特に亜鉛は環境中に広く分布する元素である
10 ので，様々な工業製品中に不純物として含有されている．場合によっては無視できない量の亜鉛
11 が含まれているので，使用する試薬や溶媒，純水，器具類から亜鉛が加わり，測定値が不正確に
12 なることに注意しなければならない（公害防止の技術と法規編集委員会 1995）．これらには高品
13 質のものを使用し，必要に応じて精製する．ガラス器具はパイレックスガラスあるいは石英製を
14 用いて十分な洗浄の後に使用し，事前に空実験を行って，亜鉛の溶出が無視できることを確かめ
15 ておくべきである（公害防止の技術と法規編集委員会 1995）．

16 尚，本評価書では資料に記載されている手順の概要を以下にまとめた．

17

18 2.1. 前処理

19 2.1.1. 水試料

20 水試料の前処理は，公害防止の技術と法規編集委員会（1995）と日本分析化学会北海道支部
21 （1994）に日本工業規格（JIS）に従った試験法が記載されており，その概要を下記にまとめた．

22 2.1.1.1. 酸処理

23 試料中の様々な形態の亜鉛を全て溶存態の亜鉛にする．それに加えて，測定の妨害となりうる
24 有機物などを十分に分解するために，酸性条件で処理される．その際に加熱することもある．具
25 体的には塩酸や硝酸の酸性条件下による亜鉛の溶出や，硝酸と硫酸の混合液や硝酸と過酸化物の
26 混合液による有機物の分解が行われる．ただし，事前に試料水に含まれる亜鉛の形態が把握され
27 ている場合は，これらの処理を行わない場合や簡易な処理で済ませることもある．

28 試料水中に含まれる亜鉛を酸処理でほぼ均質にした後やその過程で，亜鉛の測定に適した試料
29 に調整するために，蒸発濃縮，共沈，気化，イオン交換，溶媒抽出などの操作を行う．これらも
30 試料の状態によって適切なものを選択するべきである．

31

32 2.1.2. 土壌試料

33 土壌試料の前処理法は土壌標準分析・測定法（1986）に記載があり，概要のみを示す．

34

35 2.1.2.1. 過塩素酸分解法

1 風乾細土 5g に硫酸 1ml, 硝酸 5ml, 過塩素酸 20ml を加え, 130°C で 3 時間加熱分解後, 加熱濃
2 縮する. 放冷後 1N 塩酸 30ml, 熱水 50ml を加えて加熱する. 上澄みを採取して, 残渣は数回 1N
3 塩酸や熱水で洗浄して順次上澄みを採取して, 上澄みの全量を定容して測定に供する.

5 2.1.2.2. 0.1N 塩酸浸出法

6 土壌が生物や水環境へ与える影響を検討する目的に沿った測定方法の一つに 0.1N 塩酸浸出法
7 がある. 簡便・迅速性から, カドミウム・銅については「農用地の土壌の汚染防止等に関する法
8 律」に基づく検定方法に採用されている. その手順は, 風乾細土 10g を 0.1N 塩酸 50ml を加え,
9 恒温振とう (30°C, 1 時間) 後にろ過して試料液とするものである.

11 2.1.3. 底質及び地質試料

12 底質及び地質試料 (いわゆるシルトや砂礫) の前処理法は, 産業技術総合研究所地質調査総合セ
13 ンター (2004) に記載があり, その概要を示す.

15 2.1.3.1 全含有量測定

16 河床の細粒の堆積物 (最大粒径 3mm 程度以下) を採取し, 風乾後に流路 80 メッシュ (180 μ m)
17 以下を分離, その後に磁性鉱物を除いて分析対象試料を得ていた.

18 分析対象試料 0.2g をテフロンビーカーに秤量し, 硝酸, 過塩素酸, フッ化水素を加えて 200°C
19 以下で加熱分解する. 蒸発乾固後に硝酸を加えて溶解し, 純水で 100ml にする (今井ら 1987,
20 Imai1990: 引用未確認). 引用した資料では, 亜鉛の定量には ICP 質量分析法が採用されていた.

22 2.1.3.2. 0.1N 塩酸浸出法

23 底質の測定として希酸で溶出する亜鉛存在量も報告されていた. 底質粒子の表面に吸着してい
24 るか容易に溶出する濃度で人為影響に左右されていると見なされている. 「農用地の土壌の汚染
25 防止に関する法律」に基づく検定方法に採用されている 0.1N 塩酸浸出法では, 試料 1g に 0.1N 塩
26 酸 10ml を加え恒温水平振とう (30°C, 1 時間) して, ろ過後に蒸発乾固した後に (1+1) 硝酸 5ml
27 を加えて溶解し, 純水で 100ml にする (山崎 1990: 引用未確認).

29 2.1.4. 大気試料

30 環境省による有害大気汚染物質測定方法マニュアル (1997) による記載を元に下記にまとめた.

31 大気中の浮遊粉塵をハイボリウムエアサンブラまたはローボリウムエアサンブラを用いてフィ
32 ルタ上に捕集する.

33 試料となるフィルタを適量切り取り, 硝酸 20ml, 塩酸 5ml を加え 130°C で 1 時間加熱する. 残
34 り液量が 5ml 程度になったら冷却し, 再度硝酸を加えて再び加熱する. 冷却後, 硝酸 10ml, 過塩
35 素酸 3ml, フッ化水素酸 3ml を加え, 200°C で加熱する. 過塩素酸の白煙が発生し始めたら冷却し,

1 硝酸 5ml を加えて乾固に近い状態まで加熱し、放冷する。温水 10ml 及び (1+10) 希硝酸 10ml を
2 加え加温して溶かす。内容物をろ過して容器とろ紙を温かい (1+10) 希硝酸で洗い、穏やかに蒸
3 発乾固させる。冷却後に (1+10) 希硝酸を加えて溶かし、純水を加えて定容する。

4

5 2.2. 濃縮と抽出

6 亜鉛の濃縮や抽出には DDTC (ジエチルジチオカルバミド酸塩) や APDC (1-ピロリジンカルボ
7 ジチオ酸アンモニウム) による抽出が用いられる。前者は、酸処理で得られた試料液中の亜鉛イ
8 オンと、試薬として添加したジエチルジチオカルバミン酸 (DDTC) イオンとで生成する錯体を
9 溶媒抽出するものである。

10

11 2.3. 定量

12 前処理が済んだ溶液状の試料に対して、亜鉛の定量に多くの重金属と同様にフレイム原子吸光
13 法、電子加熱 (フレイムレス) 原子吸光法、ICP 発光分光分析法、ICP 質量分析法のいずれかが用
14 いられる。これらは日本工業標準調査会の「JIS K 0102 53」によって一般的な方法が記載されて
15 いる (日本工業標準調査会, 1998)。亜鉛はこれらの定量法で最も簡便なフレイム原子吸光法で高
16 感度に測定できる元素の一つである。河川や湖水の試料で全亜鉛濃度を定量する場合には、フレ
17 ーム原子吸光法において前述の前処理が不要である場合も多い。具体的な操作は各機器に依存す
18 るものであるが、JIS ではフレイム及び電子加熱原子吸光法では波長 213.9nm の吸光度を測定し、
19 ICP 発光分光分析法では波長 213.856nm の発光強度を測定する。ICP 質量分析法による亜鉛の測定
20 には質量数 66 が用いられる。

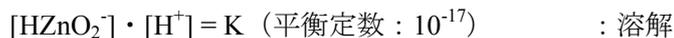
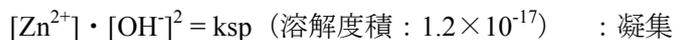
21

3. 亜鉛の環境中形態

亜鉛の環境中の挙動に関しては、2冊の既存評価文書に概要が記述されている。それは、IPCS (International Programme on Chemical Safety) による Environmental Health Criteria Monographs (2001) の Environmental Health Criteria 221 と、Handbook of Chemical Risk Assessment (Eisler 2000) である。ここでは、これらの評価文書を中心に、水環境、土壌および大気における亜鉛の動態についてまとめた。

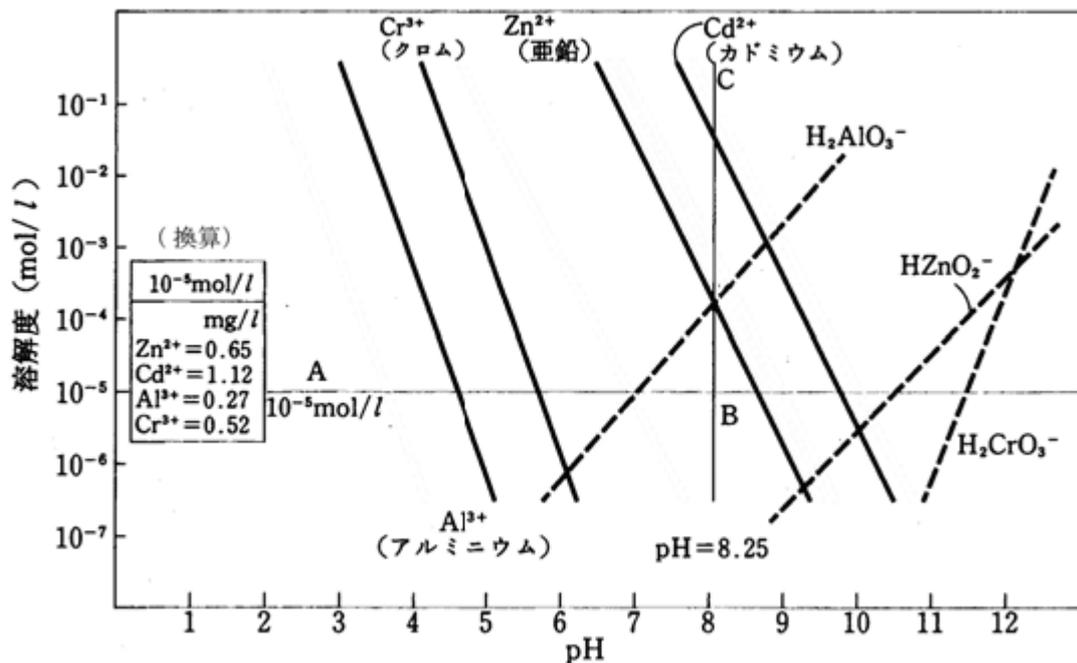
3.1. 水中の存在形態

一般に重金属の溶解度は酸化性及び酸性の環境で最大になる (Spiro & Stigliani 2000)。酸化性の環境でも pH が中性またはアルカリ性の時は、不溶性の粒子に吸着することが多い (Spiro & Stigliani, 2000)。亜鉛は酸化還元条件で存在形態はほぼ変化しない (Callahan et al., 1979) が、pH で溶解性は大きく変化する (Environmental Health Criteria Monographs 2001)。亜鉛はアルカリ性で水酸化亜鉛として沈殿するが、水酸化亜鉛は両性化合物であり、過剰のアルカリで溶解する。亜鉛は pH が 7.5 (Eisler 2000, 環境省水・大気環境局水環境課 2003 p54) から 8.0 (Environmental Health Criteria Monographs 2001) で水酸化亜鉛や炭酸亜鉛として沈殿し、10.5 (Environmental Health Criteria Monographs 2001) から 11 (環境省水・大気環境局水環境課 2003 p54) で再び溶解する。炭酸亜鉛と酸化亜鉛に加えて硫化亜鉛やリン酸亜鉛は溶解度が低い。溶解度の低い塩の形成のため、水環境中に導入された亜鉛のほとんどは水和鉄、酸化マンガン、粘土鉱物、有機物などに吸着されて最終的には堆積物に分配される (Eisler 2000)。



(環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 (2006) の資料)

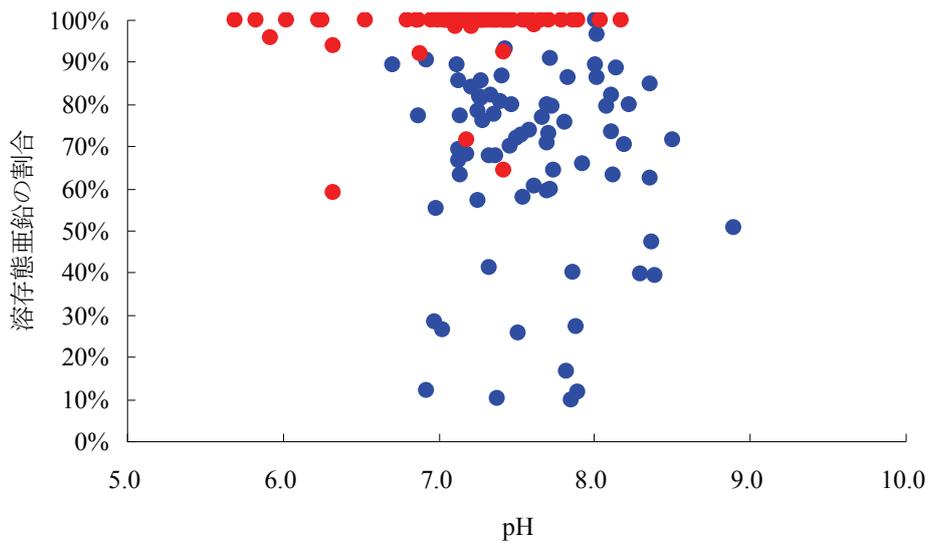
従って、アルカリ凝集沈殿法による理論上の亜鉛濃度低減レベルは下図 (図 IV.1) 2 直線の交点が理論上の最低濃度であり、約 $5 \times 10^{-7} \text{ mol/L} \approx 0.033 \text{ mg/L}$ となる (環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 2006)。しかし、実際の排水や河川水は他の金属イオンや有機物を含むため、理論上の値とは異なる。



1
2 図 IV.1 金属イオンの溶解度と pH の関係. 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基
3 準専門委員会 (2006) の資料で改変されていた公害防止の技術と法規編集委員会 (1995) のグラ
4 フを掲載.

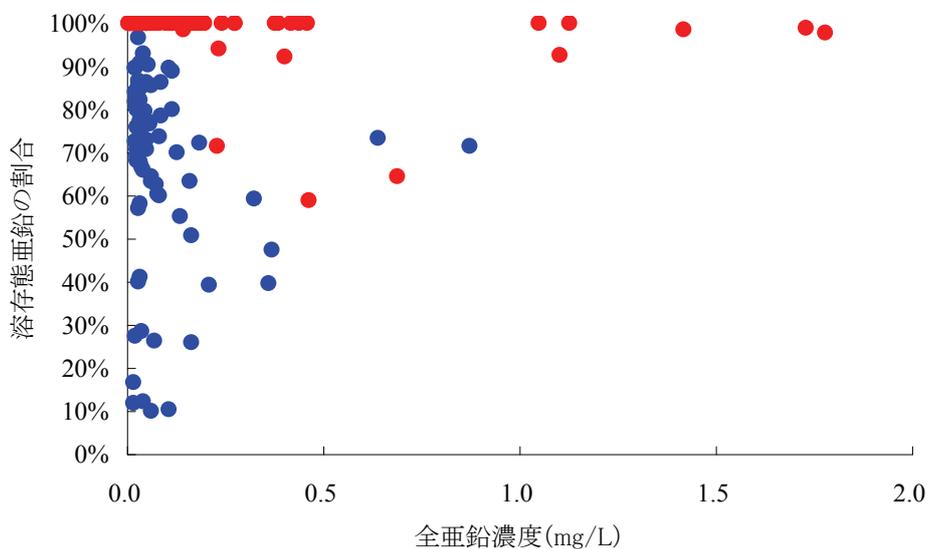
5
6 しかし、塩化亜鉛、硫酸亜鉛、硝酸亜鉛は溶解度が高い。これら溶解度の高い塩を含む排水が
7 負荷されることや、鉱山や地質由来の硫化亜鉛が酸化されて硫酸亜鉛となって負荷されることも
8 多い。そのため実際の日本の河川においては、酸化亜鉛や炭酸亜鉛の溶解度が低下する pH であ
9 っても溶存態亜鉛の濃度が維持されていることも多い (図 IV.2)。休廃止鉱山より亜鉛が負荷され
10 る河川では、溶存態亜鉛の割合が 100%に近いことが多く、全亜鉛濃度の高いことも多かった (図
11 IV.3)。亜鉛を含む主な鉱物には硫化亜鉛 (Eisler 2000 p28) の化学組成で亜鉛が含まれている。そ
12 のため、休廃止鉱山からの負荷が高いと予想される河川 (図 IV.2 の赤丸) では全亜鉛に占める溶
13 存態亜鉛の割合が高く、濃度も高いことが多かった。

14



1
2
3
4
5
6
7

図 IV.2 pH と全亜鉛濃度に対する溶存態亜鉛濃度の割合 (%) との関係. 亜鉛濃度が高いと予測された自然河川での環境省の資料による調査結果を抜粋して作図し, 赤は流域に休廃止鉱山を持つ河川 (環境省水・大気環境局水環境課 2004 p. 156-160 表 IV-2-9), 青は流域に休廃止鉱山がない河川 (環境省水・大気環境局水環境課 2003 p. 80-110 表 IV-3-1~8) を示した.



8
9
10
11
12
13

図 IV.3 全亜鉛濃度 (mg/L) と全亜鉛濃度に対する溶存態亜鉛の割合 (%) との関係. 数値の出典は図 IV.2 と同じく, 自然河川のでの調査結果であり, 赤は流域に休廃止鉱山を持つ河川 (環境省水・大気環境局水環境課 2004 p. 156-160 表 IV-2-9), 青は流域に休廃止鉱山がない河川 (環境省水・大気環境局水環境課 2003 p. 80-110 表 IV-3-1~8) を示した.

1 なお、第 V 章(V.7.3)で説明するように亜鉛の水生生物への毒性のほとんどは溶存態の亜鉛によ
2 って説明される。モニタリングデータや環境基準値、排水基準値は水中の全亜鉛濃度であり、毒
3 性の適切な把握が目的であるならば、溶存態亜鉛（のうち、さらに生物が利用可能な）濃度で議
4 論を行うことがふさわしい。しかしながら、生物利用可能量の把握は、水質の詳細な条件を知る
5 必要があり、非常に困難である。よって、本評価書では、全亜鉛の濃度をもとにして議論を進め
6 る。ただし、全亜鉛濃度を用いて水生生物のリスクを議論することは安全側の評価であることに
7 注意頂きたい。

8

9 **3.2. 土壌中の存在形態**

10 土壌中の亜鉛は以下の形態で存在している（Viets,1962）。

- 11 • 土壌溶液中に溶解して
- 12 • 土壌粒子への吸着して
- 13 • 有機錯体と結合して
- 14 • 粘土鉱物や酸化/水酸化金属に囲まれて
- 15 • 鉱物の内部

16 これらの反応や分別は、土壌の pH や酸化還元電位、亜鉛や共存するイオンの濃度、土壌の固相
17 の吸着部分、配位子の種類や数などに支配される。通常の場合は、土壌粒子に吸着している亜鉛
18 は土壌溶液に溶解している量や錯体と結合している亜鉛よりも多い（Environmental Health Criteria
19 Monographs 2001）。

20

21 **3.3. 大気中の存在形態**

22 大気中の亜鉛は主にエアロゾル中の酸化物の形態をとる（Environmental Health Criteria Monographs
23 2001）。亜鉛は様々な大きさの粒子で存在し、その放出源で大きさが異なる（Environmental Health
24 Criteria Monographs 2001）。一般に廃棄物焼却炉は比較的小さい粒子を大気に放出し、乗り物のタ
25 イヤの摩耗は比較的大きい粒子を作り出す（Environmental Health Criteria Monographs 2001）。

26

27 **3.4. 生物濃縮性（bioconcentration, bioaccumulation）**

28 環境媒体（水や土壌、底質）に対して生物体への蓄積性や、食物連鎖を通じて被食生物に対し
29 て捕食生物への蓄積性は、金属としての亜鉛に関しては報告されていない（Environmental Health
30 Criteria Monographs 2001 4.3.2.）。

31 カキは海水濃度の 100000 倍以上に亜鉛を濃縮することが知られている（初期リスク評価書 5.4.
32 参照、しかし引用がない）が、亜鉛は生物に必須元素であり、一般的な生物には体内組織の亜鉛
33 濃度を調節して一定に保つ機能がある（Environmental Health Criteria Monographs 2001 4.3.2.）。

34

1 4. モニタリングデータの把握

2 4.1. 水質

3 4.1.1. 水質モニタリングデータとその整備

4 水生生物への亜鉛の暴露濃度を把握するために、環境省環境総合データベースの亜鉛の検出状
5 況（環境省水・大気環境局水環境部 200#）に記載されている 1991～2000 年における公共用水域
6 の測定値を用いてデータ解析を行った。このデータベースには各調査地点で年度ごとの平均濃度
7 が収録されている。その定量下限値は公共用水域の測定値をとりまとめる地方公共団体（都道府
8 県）によって異なり、定量下限値未満の測定値は通常、定量下限値に切り上げて年度の平均値が
9 求められている。また環境総合データベースとは別に、1999～2002 年について調査日ごとの公共
10 用水域の測定値に関するデータ（環境省水・大気環境局水環境部 2005）を入手し、そのデータも
11 解析に用いた。1999～2002 年の測定値は環境総合データベースと比較するため、環境総合データ
12 ベースと同様に定量限界未満の場合には定量下限値に切り上げて年度ごとに平均値を算出した。
13 1999 年と 2000 年では双方のデータベースが重複していたが、同一地点の数値は一致していた。

14 観測地点の整理と緯度経度の決定には、独立行政法人国立環境研究所環境情報センター環境数
15 値データベース（国立環境研究所環境情報センター200#）を利用した。二つのデータベースを単
16 純に合わせた総観測地点数は陸域と海域で 4189 地点（陸域 3081 地点、海域 1108 地点）だったが、
17 重複を整理した結果、3355 地点（陸域 2694 地点、海域 661 地点）となった。重複の確認では、
18 地点名、緯度経度データ、公共用水域の水系コード番号と地点コード番号、観測年が重複してい
19 ないこと等を比較し、可能な限り地図上で確認した。都府県境で観測地点が重複している場合は、
20 定量下限値が低く観測年数の多い方の都府県を採用した。

21

22 4.1.2. 水質モニタリングデータの特徴

23 公共用水域の測定は都道府県別にまとめられており、定量下限値は都道府県ごとにほぼ一定だ
24 ったため、公共用水域の測定結果に基づく水質モニタリングデータの概観は都道府県別に集計し
25 た。都道府県別に集計した観測地点数と年度平均濃度のデータ数を表 IV.1 に示す。観測地点数は
26 都道府県別で差があり、150 地点以上（北海道、秋田県、兵庫県）から 20 地点未満（宮城県、福
27 井県、滋賀県、鳥取県、徳島県、愛媛県、熊本県、宮崎県、鹿児島県、沖縄県）の県まで見られ
28 た。1991～2002 年の 12 年間で観測地点の各年度の平均濃度（以下、データ）の数を都道府県別
29 に集計すると、27 都道府県が陸域で平均 9 回以上の年度平均濃度データが得られていた。北海道、
30 群馬県、千葉県、東京都、神奈川県、京都府、大阪府において、データ数が多かった。各都道府
31 県では面積も河川総延長も異なり、河川の長さに対する観測地点数の正確な評価はできないが、
32 千葉県、神奈川県、大阪府、山口県、香川県、長崎県が河川距離に対する観測地点が多いようだ
33 った。

1 表 IV.1 都道府県別の公共用水域における地点数と年度平均濃度データ数（1991～2002年）

都道府県*	観測地点数			データ数			観測地点の平均データ数		
	全域	陸域	海域	全域	陸域	海域	全域	陸域	海域
北海道	209	161	48	2009	1641	368	9.6	10.2	7.7
青森県	79	62	17	774	604	170	9.8	9.7	10.0
岩手県	37	32	5	262	212	50	7.1	6.6	10.0
秋田県	193	189	4	1198	1165	33	6.2	6.2	8.3
山形県	26	25	1	265	254	11	10.2	10.2	11.0
福島県	40	36	4	388	340	48	9.7	9.4	12.0
茨城県	100	95	5	647	606	41	6.5	6.4	8.2
栃木県	84	84	0	984	984	0	11.7	11.7	-
群馬県	111	111	0	1055	1055	0	9.5	9.5	-
埼玉県	31	31	0	305	305	0	9.8	9.8	-
千葉県	159	118	41	1731	1258	473	10.9	10.7	11.5
東京都	105	97	8	1019	947	72	9.7	9.8	9.0
神奈川県	138	95	43	1464	1030	434	10.6	10.8	10.1
新潟県	149	117	32	1164	911	253	7.8	7.8	7.9
富山県	69	65	4	670	646	24	9.7	9.9	6.0
石川県	28	28	0	263	263	0	9.4	9.4	-
福井県	12	12	0	83	83	0	6.9	6.9	-
山梨県	50	50	0	477	477	0	9.5	9.5	-
長野県	66	66	0	210	210	0	3.2	3.2	-
岐阜県	36	36	0	366	366	0	10.2	10.2	-
静岡県	93	74	19	1015	805	210	10.9	10.9	11.1
愛知県	89	56	33	892	615	277	10.0	11.0	8.4
三重県	33	23	10	263	226	37	8.0	9.8	3.7
奈良県	34	34	0	258	258	0	7.6	7.6	-
和歌山県	47	29	18	492	284	208	10.5	9.8	11.6
京都府	98	98	0	1107	1107	0	11.3	11.3	-
大阪府	156	134	22	1852	1593	259	11.9	11.9	11.8
兵庫県	199	190	9	1498	1464	34	7.5	7.7	3.8
鳥取県	11	11	0	59	59	0	5.4	5.4	-
島根県	51	35	16	294	233	61	5.8	6.7	3.8
岡山県	67	38	29	778	452	326	11.6	11.9	11.2
広島県	75	45	30	610	388	222	8.1	8.6	7.4
山口県	127	76	51	675	452	223	5.3	5.9	4.4
香川県	62	40	22	610	447	163	9.8	11.2	7.4
愛媛県	17	11	6	157	103	54	9.2	9.4	9.0
高知県	142	92	50	602	400	202	4.2	4.3	4.0
福岡県	43	32	11	275	174	101	6.4	5.4	9.2
佐賀県	57	36	21	574	368	206	10.1	10.2	9.8
長崎県	140	62	78	1533	670	863	11.0	10.8	11.1
熊本県	4	4	0	36	36	0	9.0	9.0	-
大分県	84	60	24	270	235	35	3.2	3.9	1.5
宮崎県	5	5	0	52	52	0	10.4	10.4	-
鹿児島県	1	1	0	12	12	0	12.0	12.0	-
合計	3357	2696	661	29248	23790	5458	8.8	8.9	8.3

2 *宮城県、滋賀県、徳島県、沖縄県はデータがない

1 表 IV.2 都道府県別公共用水域の全亜鉛濃度における年度平均濃度の定量下限値未満データ数
2 (1991～2002年)

都道府県*	定量下限値未満データ数			定量下限値**	
	全域	陸域	海域	mg/L	(備考)
北海道	1798	1446	352	<u>0.04</u>	
青森県	422	276	146	0.01	1993年に0mg/Lが3回
岩手県	89	66	23	0.01	
秋田県	576	561	15	0.01	
山形県	37	30	7	0.01	
福島県	176	145	31	0.01	
茨城県	149	129	20	0.01	
栃木県	303	303	0	0.01	
群馬県	202	202	0	0.01	1999年に0.001mg/Lが2回
埼玉県	35	35	0	0.01	
千葉県	1616	1153	463	<u>0.05</u>	
東京都	180	175	5	0.01	1994年に0mg/Lが1回
神奈川県	610	281	329	0.01	
新潟県	801	568	233	0.01	1992年で一部で0.004mg/Lと0.007mg/L
富山県	668	644	24	<u>0.5</u>	2001、2002年に0.01mg/Lが13地点で22回
石川県	52	52	0	0.01	1991、1992年は0.15mg/L
福井県	63	63	0	0.01	
山梨県	228	228	0	0.01	
長野県	192	192	0	<u>0.05</u>	0.2mg/L、0.024mg/L、0.043mg/L、0.025mg/Lが1回
岐阜県	211	211	0	<u>0.02</u>	
静岡県	663	467	196	<u>0.02</u>	1996年に0.015mg/Lが3回
愛知県	345	108	237	0.01	1994年に0mg/Lが3回
三重県	136	104	32	0.01	1991年から1993年はND表記なし。1994年は0mg/L
奈良県	108	108	0	<u>0.005</u>	1993年から1998年は0.01mg/L
和歌山県	482	274	208	<u>0.15</u>	1991年から1993年は0mg/L
京都府	134	134	0	0.01	1999年以降は0.001mg/L
大阪府	225	184	41	0.01	1999年以降は0.001mg/L
兵庫県	686	666	20	0.01	
鳥取県	10	10	0	0.01	
島根県	241	184	57	<u>0.03</u>	1995と1998年に0.1mg/Lが1回、1996と1997年に0.01mg/Lが17
岡山県	523	260	263	0.01	
広島県	467	250	217	0.01	
山口県	556	370	186	0.01	1991年から1994年は0mg/L
香川県	607	444	163	<u>0.15</u>	1996年に1箇所です0.05mg/L
愛媛県	95	65	30	0.01	1994年に0mg/Lが3回
高知県	554	355	199	0.01	
福岡県	227	137	90	0.01	1999年から2002年は0.1mg/L
佐賀県	380	240	140	0.01	1991年に1箇所です0.02mg/L
長崎県	1355	560	795	<u>0.02</u>	2002年に0.01mg/Lが3回、2001年に0.03mg/Lが1回
熊本県	19	19	0	<u>0.05</u>	
大分県	177	152	25	0.01	2001と2002年で0.005mg/Lが1回、1993年に0.1mg/Lが1回
宮崎県	6	6	0	0.01	
鹿児島県	10	10	0	0.01	
合計	16414	11867	4547		

3 **0.01mg/L以外の場合は下線で示した

4 陸域 2694 地点全体の年度平均濃度のデータ数 23790 の半数程度 (11849 データ) が定量下限値
5 未満であり、海域では全データ 5458 の 8 割以上の 4547 データが定量下限値未満だった。定量下

1 限値のデータ数が多いため、定量下限値の取扱いは亜鉛の暴露状況を評価する上で注意する必要
2 がある。ほとんどの定量下限値には 0.01mg/L が採用されていた（表 IV.2）が、富山県では定量下
3 限値が 0.5mg/L と高く、670 データ（69 地点）の全てが定量下限値未満だった。定量下限値を
4 0.15mg/L とした和歌山県と香川県も全てのデータ（それぞれ 492 データ 47 地点、610 データ 62
5 地点）が定量下限値未満だった。石川県は 1991 年と 1992 年で定量下限値が 0.15mg/L で、福岡県
6 では 1999 年から 2002 年で 0.1mg/L と一部の年度で高い定量下限値が採用されていた。

7

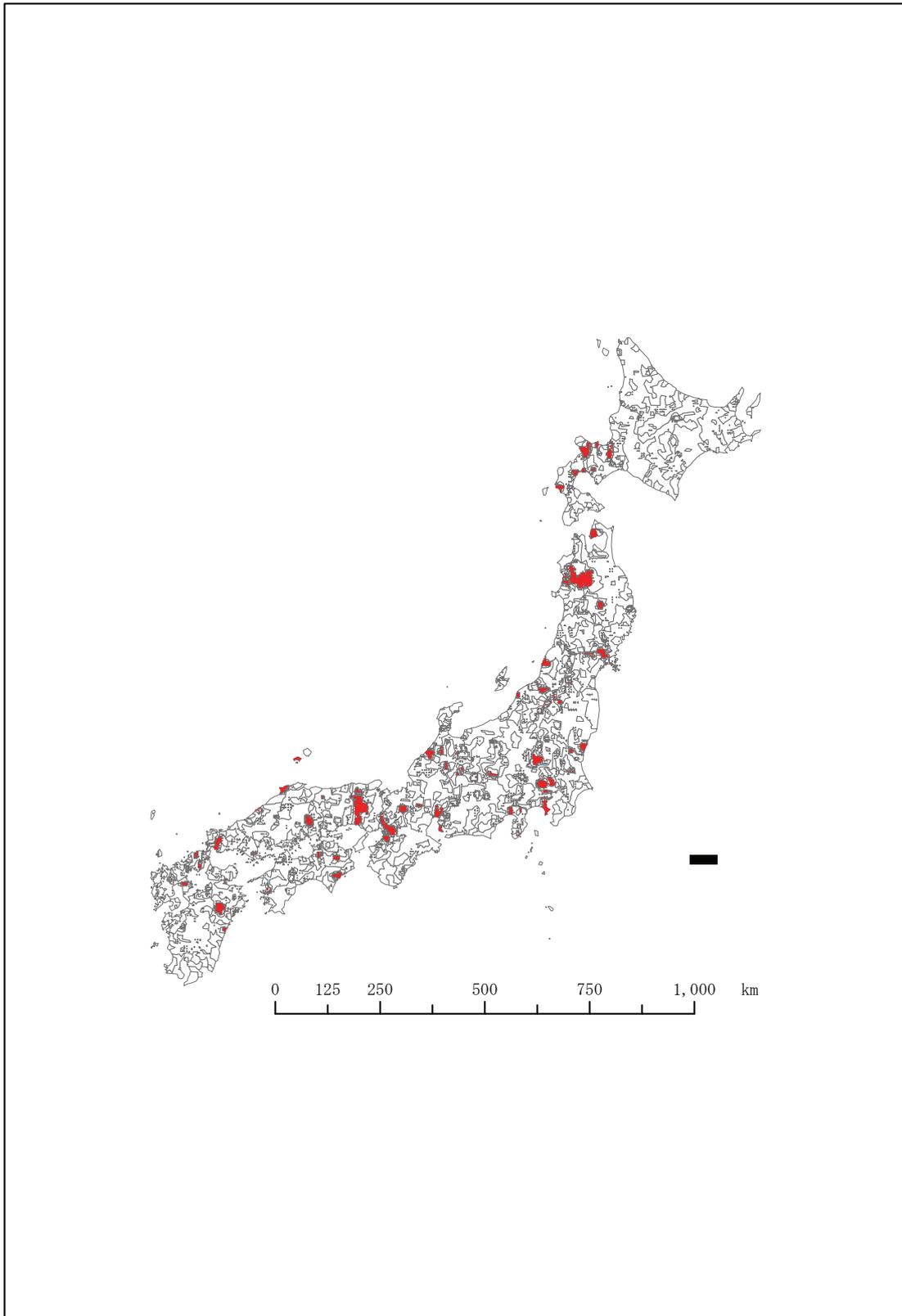
8 4.2. 堆積物（底質）

9 亜鉛の水生生物への毒性はイオン化した亜鉛が“えら”から取り込まれて発現するため、水域
10 の堆積物（底質）中の亜鉛含量は水生生物へのリスクと直接的には関わりがない。そのため本評
11 価書の亜鉛の水生生物への暴露指標に底質のモニタリングデータは採用しなかった。

12 ただし、河川などの水域の堆積物は、自然起源の地質の寄与や地理分布や、歴史的な過去の人
13 間活動の影響の蓄積を評価するための試料として意義を持つと考えられる。また、水生生物の中
14 でも特に底生生物に注目して影響を考慮する場合には堆積物のモニタリングデータは重要な意義
15 がある。

16 河川堆積物に対する亜鉛含有量の調査は独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センタ
17 ーによって日本の地球化学図作成の一環として日本全国で網羅的に行われている。地球化学図は
18 地殻表層における元素の濃度分布図（今井 2001）であり、亜鉛を含めた 53 元素の 3024 試料で作
19 成されている。堆積物の測定方法としては 0.1N 塩酸浸出法による測定と全含有量で行われ、その
20 結果は出版されている（産業技術総合研究所地質調査総合センター2004）だけでなく、全含有量
21 の結果はホームページ上で公開されている（産業技術総合研究所地質調査総合センター2004b）。

22 日本の地球化学図（産業技術総合研究所地質調査総合センター2004）による堆積物中の亜鉛の
23 全含有量は、異常値（外れ値）をスミルノフ・グラブスの検定により除外して求めた平均値で
24 118mg/kg、標準偏差では 46.3mg/kg だった。0.1N 塩酸浸出法では平均 21.0mg/kg、標準偏差 15.4mg/kg
25 だった。濃度による元素間の相関で亜鉛はカドミウム（相関係数 0.81）や鉛（相関係数 0.75）、ス
26 ズ（相関係数 0.68）が指摘されている。全含有量測定値（産業技術総合研究所地質調査総合セン
27 ター2004b）の 95 パーセンタイル値 266mg/kg より高い値は 152 地点だった。



1

2 図 IV.4 日本の地球化学図（産業技術総合研究所地質調査総合センター2004b）による堆積物の亜

1 鉛全含有量が 266mg/kg を超えた地点（赤色部分）

2
3 両方の高濃度地点の位置は公共用水域での水中の全亜鉛濃度観測と一致することが多いと考えら
4 れる。これは水中の全亜鉛と堆積物中の亜鉛の起源が一致するか、両者に交換が起こることを示
5 唆する。

6 休廃止鉱山がある流域では鉱物から溶出して水中の亜鉛濃度が高くなり、細かい鉱物が河川に
7 堆積して堆積物中の亜鉛含量が高くなる。事業所などの排水中には懸濁態の亜鉛は多く含まれて
8 いない場合も考えられるが、堆積物や懸濁物に吸着することもあり、水中の濃度が高い区域で堆
9 積物中の亜鉛含量が高まると考えられる。

10 これら堆積物の全含有量の多い地点は、休廃止鉱山を流域に持つ地点は流域に休廃止鉱山を持
11 つ地点が多かった（北海道豊平川、秋田県米代川流域、宮城県迫川、石川県梯川、兵庫県市川な
12 ど）。それ以外のものは東京や大阪、名古屋などの大都市圏や、茨城県日立市、群馬県安中市周辺
13 など金属製錬所の位置と一致する地点が多かった。

15 4.3. 土壌

16 Eisler R (2000) によれば非汚染土壌では 10~300mg/kg で、平均値として約 50mg/kg とする報
17 告もある（Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants1986）。汚染のない
18 地域では、その含量は通常もとの岩石の含量とほとんど差がない（Committee on Medical and
19 Biologic Effects of Environmental Pollutants1986）。アメリカ国内の 863 ヶ所の土壌の報告では、平均
20 54mg/kg であった（Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants1986）。国内
21 の非汚染土壌の亜鉛含有量は平均 55-60mg/kgDW としてまとめられ（浅見 2001）、その最大最小
22 は 3-232mg/kgDW だった。

23 亜鉛を産する鉱山がある河川の流域では重金属による土壌汚染が問題となる。富山県神通川流
24 域では 130-981mg/kgDW、兵庫県市川流域で 393-1205mg/kgDW、長崎県対馬で 782-2080mg/kgDW、
25 秋田県小坂川流域で 44-531mg/kgDW である（浅見 2001）。その他、非鉄金属精錬所の付近でも土
26 壌汚染が確認されて、群馬県安中市では 137-1810mg/kgDW が報告されている（浅見 2001）。

27 道路脇粉塵も重金属濃度が高いことが知られ、市町村などを主に単位とする 16 の地域で行われ
28 た調査によると、地域の平均値は高いところで 1601mg/kgDW（大阪市）、1209mg/kgDW（東京都
29 区部）、936mg/kgDW（京都市）となった（浅見 2001）。Fergusson and Kim (1991) がまとめた世
30 界の道路脇粉塵中亜鉛濃度の中央値の範囲は 300-900mg/kgDW（浅見 2001）となっていた。

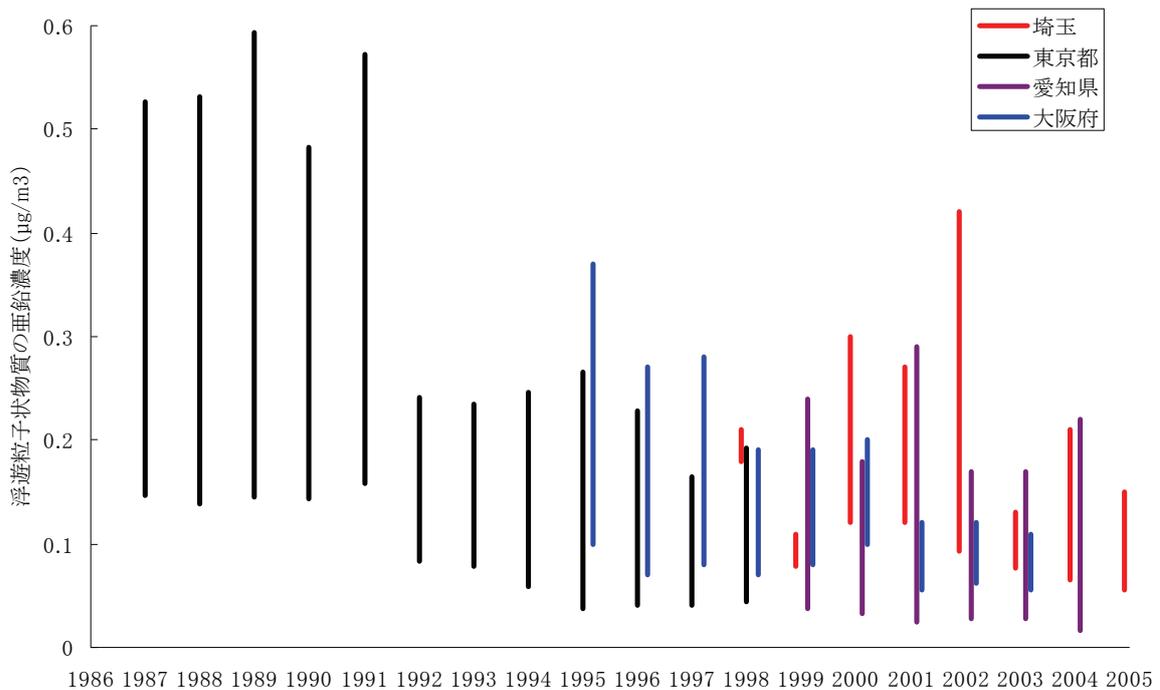
32 4.4. 地下水

33 地下水への亜鉛の溶解性は酸化還元電位の値が高く（EHC221 : Hermann & Neumann-Mahlkau,1985）、
34 pH の値が低いほど増加する（EHC221 : Pedroli et al.,1990）。

1 4.5. 大気

2 Colin et al. (1990)は、フランスの雨の亜鉛を報告し、その幾何平均は全亜鉛で 78 $\mu\text{g/L}$ で、可溶性
3 亜鉛で 3.25 $\mu\text{g/L}$ だった (Environmental Health Criteria Monographs 2001). Teraoka(1989)は、灰化し
4 たサンプルあたり 290 から 790 mg/kg の範囲の、日本での乾性沈着物の亜鉛濃度を報告した. バル
5 ク (湿性と乾性をまとめた) 沈着物の濃度は 25-67 $\mu\text{g/L}$ だった (Environmental Health Criteria
6 Monographs 2001) .

7
8 近年の日本の大気中の浮遊粒子状物質の亜鉛濃度を概観する. 埼玉県 (埼玉県環境部青空再生
9 課), 東京都 (東京都衛生局生活環境部 2002), 愛知県, 大阪府 (大阪府 1997, 1998, 1999, 2000,
10 2001, 2002, 2003, 2004) の 4 都府県からモニタリングデータを得た. 4 都府県の観測地点別の年平
11 均値から, 最大最小値の年変化を図 IV.5 に示した. 亜鉛濃度はより都市部で高く, 郊外では低い
12 値となっていた. 1992 年以降の 4 都府県の全地点 (371 地点) の年平均値の 95 パーセンタイル値
13 は 0.24 $\mu\text{g/m}^3$, 50 パーセンタイル値は 0.14 $\mu\text{g/m}^3$, 5 パーセンタイル値は 0.06 $\mu\text{g/m}^3$ だった.



14

15 図 IV.5 浮遊粒子状物質の亜鉛濃度観測地の年平均値の 4 都府県における最大最小値の年変化

16

17

1 5. 公共用水域データの類型化分析

2 本評価書では淡水域での生物のみの評価を行うため(詳しくは V 章), 公共用水域でのモニタリン
3 グデータを対象に解析を行った。また, 各モニタリングサイトでの年間当たりの報告数が異なる
4 ため, 全て年度平均に基づいて類型化を行い, 亜鉛の排出源や負荷経路の特徴をとらえることと
5 する。

6 モニタリングデータのデータベースには“<ND (検出下限あるいは定量下限未満)”と報告され
7 ているものが含まれている。このような場合通常, <ND を ND の値やその 1/2 の値等とみなして,
8 データの統計解析が行われるが, ND が非常に高い場合, 信頼性のある結果は得られない。その
9 ため, 本節のデータの解析では ND が 0.1mg/L より大きくかつ報告値がそれ未満と記載されてい
10 るデータは利用しないこととした。結果, 定量下限値が 0.1mg/L 以上の富山県, 和歌山県, 香川
11 県の全データと, 福岡県の 1999 年から 2002 年までと石川県の 1991 年と 1992 年のデータの大部
12 分を除いた。

13 1991 年から 2002 年までの 12 年の年度平均値が得られており, 各地点のデータ数は最大で 12
14 あるが, 中には 12 に満たないものもある。データ数が少なすぎるとやはり信頼性に欠ける。本稿
15 では 12 年間での年度平均濃度データが 3 以下の地点は解析からはずすことにし, 陸域の公共用水
16 域観測地点 2075 地点 (21537 データ) を地点の類型化解析の対象地点とした。定量下限値として
17 0mg/L が入力されているデータが青森県で 3 データ, 東京都で 1 データ, 愛知県で 3 データあっ
18 たがこれらの県では, 該当データ以外の定量下限値が 0.01mg/L だったので 0.01mg/L に読みかえ
19 た。三重県と山口県では 1991 年から 1994 年では定量下限値の記述が無いか, 0mg/L が定量下限
20 値と表記されていた。両県共に 1995 年移行は定量下限値を 0.01mg/L としていたため, 1991 年か
21 ら 1994 年のデータを定量下限値が 0.01mg/L となるように 0.01mg/L 未満の数値を直した。

22 同様に海域のモニタリングデータに関しても, 定量下限値が高い(0.1mg/L 以上)の値を排除し,
23 観測回数の少ない(4 回未満)の調査地点を除き, 661 地点から解析対象の 468 地点を選択した。
24 尚, 各地点の 1991 年度から 2002 年度までの年度平均濃度から得られる中央値を地点の代表値と
25 して取り扱うことがあるため, 観測回数が 4 回未満を解析対象から除いた。

26

27 5.1. 全国のデータの概要と高濃度地点の定義

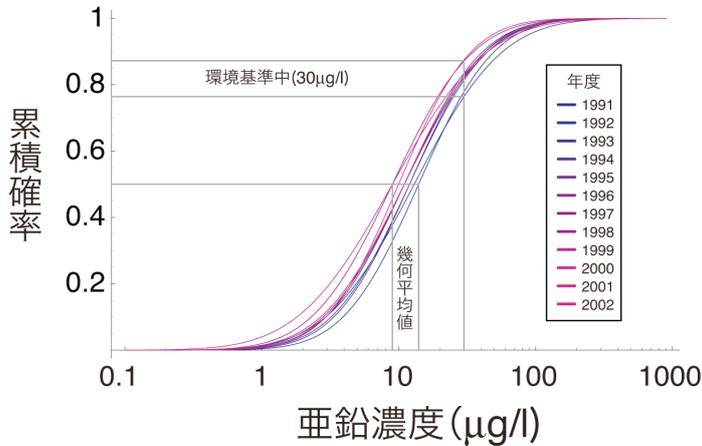
28 5.1.1. 陸域のモニタリングデータの分布

29 全国 21537 データ (2075 地点) の算術平均値は 0.030mg/L であり, 幾何平均値 0.018mg/L, 中央
30 値 0.013mg/L, 95%タイル値 0.068mg/L であった。定量下限値未満のデータ数は 9875 であり, 全
31 データ (21537) の 46%だった。下限値が環境基準値 (0.03mg/L) や水生生物に影響を及ぼす最低
32 濃度よりも高い場合も多く, リスクのより正確な把握には, モニタリングの定量下限値を, 少な
33 くとも環境基準値以下にする必要がある。

34 解析に用いた 1991 年から 2002 年までの 2075 地点 21537 データについて, 年度ごとに中央値と
35 95 パーセンタイル値を求めた。また, 定量下限値を含む全年度平均濃度データの数値を区間値に

1 変換し，対数正規分布を仮定した最尤法（Naito et al.2006）により求めて，データの分布図を作成
 2 した．数値の区間値への変換は定量下限値未満と定量下限値以上の場合で，以下の手順で行った．
 3 • 定量下限値以上の場合は，有効数字が mg/L 単位の小数第二位であるので，濃度の数値を中心
 4 に 0.01mg/L の区間とした．定量下限値が 0.01mg/L で濃度データが 0.03mg/L だった場合は，
 5 区間値は 0.025mg/L から 0.035mg/L までとなる．
 6 • 定量下限値未満の場合は，0mg/L から定量下限値までの区間とした．定量下限値が 0.02mg/L
 7 で定量下限値未満の場合は，区間値は 0mg/L から 0.02mg/L までとなる．
 8 以上の手順で年度ごとに解析対象の亜鉛データの対数正規分布が得られた．正規分布の平均値と
 9 標準偏差を示す（表 IV.3）．また，各年度の予測された分布図 IV.6 に示した．

10



11

12 図 IV.6 陸域公共用水域観測地点 2075 地点の年度ごとのの中央値による最尤法から対数正規分布
 13 を仮定して作図した分布図．青であるほど，過去のデータであることを示している．幾何平均値
 14 は，近年であるほど下がっているようにも見られるが詳しくは調べていない．

15

1 表 IV.3 陸域公共用水観測地点の亜鉛年度平均濃度データによる最尤法から得られた対数正規分
 2 布の変数. 対数正規分布に適合させているため, 中央値と幾何平均値はおなじである.

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	幾何 標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)	30 $\mu\text{g/L}$ のパーセン タイル値(頻度%)
1991年度	1321	14	2.7	73	77%
1992年度	1414	13	3.2	83	78%
1993年度	1626	12	2.8	66	81%
1994年度	1927	12	2.7	64	81%
1995年度	1905	11	2.8	63	82%
1996年度	1920	11	2.9	62	83%
1997年度	1953	9	2.9	54	86%
1998年度	1926	11	3.0	64	83%
1999年度	1875	11	3.0	67	82%
2000年度	1898	9	3.5	68	84%
2001年度	1893	10	2.6	49	87%
2002年度	1879	9	2.8	48	88%
12年間中央値	2075	6	3.8	56	88%

3
4

5 1991年度から2002年度の濃度データ分布によると, 中央値と95パーセンタイル値は(ケンド
 6 ールの検定によって)有意な減少傾向を示した.

7 水生生物保全のための環境基準値の0.03mg/L(30 $\mu\text{g/L}$)を超過する地点の割合は12~23%であ
 8 った. およそ4~8地点に1ヶ所の割合で環境基準値を超過していると考えられる.

9 定量下限値が中央値に近いことと定量下限値未満のデータの取扱いを考慮すると, 中央値未満
 10 の濃度分布に言及すること困難であるが, 公共用初域の類型区分がAAとAで高濃度地点に分類
 11 されなかった427地点で対数正規分布を作成すると, その幾何平均値(中央値)は5 $\mu\text{g/L}$ で幾何
 12 標準偏差は0.65だった. 汚染されていない淡水では一般に10 $\mu\text{g/L}$ 弱と報告(環境汚染物質の生体
 13 への影響)されているが, 今回評価した値とほぼ一致していた.

14

15 5.1.2. 海域のモニタリングデータの分布

16 海域の468地点のうち, 年度平均濃度のデータが全てその地点の定量下限値未満だった地点は
 17 217地点, 定量下限値を超えた年度平均濃度が通算1年度のみ地点が98地点であった. 両者(定
 18 量下限値以上の年度平均濃度が0回と1回の地点)は海域468地点の67%を超えた.

19 468地点の総データ(年度平均値)数の4706の内, 0.05mg/Lを超えるデータ(年度平均値)数は
 20 42と少なかった. 0.05mg/Lを超過することが複数回確認された地点は9地点で, 厚岸湖(厚岸湖
 21 St-1, 厚岸湖 St-3), 千葉港の3地点, 静岡県西駿河湾焼津漁港沖, 大阪湾神崎川河口中央, 愛媛
 22 県東予港壬生川地区東予海域, 山口県宇部小野田地先工業運河だった. 2000年度から2002年度
 23 は千葉港の3地点で0.05~0.08mg/Lが観測されているが, これらを除いて定量下限値付近の年度

1 平均濃度が記載されている。海域では全体的に全亜鉛濃度が低いこと、定量下限値を超える海域
2 は限定されていることから、これ以上の詳細な検討をしなかった。

3

4 5.1.3. 高濃度地点の定義

5 陸域の公共用水域に排出される亜鉛の主要な起源を評価するため、亜鉛の排出が推定されて濃度
6 が高い地点を対象にする必要がある。そのため解析対象の 2075 地点から亜鉛の高濃度地点を選別
7 した。陸域の公共用水域のモニタリング地点における高濃度地点は以下によって定義した。

- 8 • 2006 年現在の河川及び湖沼における全亜鉛の環境基準値 (30 μ g/L) は年間平均値が対象であ
9 る。そのため取り扱うデータは年度平均濃度とした。得られたデータは 1991 年から 2002 年
10 まで得られているため、年度平均濃度の値は一つの地点で最大 12 データが得られる。
- 11 • 各地点で 4 個から 12 個得られている観測期間の年度平均値の最高値として、年度平均値の
12 95 パーセンタイル値 (百分位値) を地点の代表値に用いる。
- 13 • 解析に用いた 2075 地点の定量下限値は 0.005mg/L から 0.05mg/L である (表 IV.2)。現在得ら
14 れているデータでは 0.05mg/L 以上について、その値を追跡できることから地点の代表値であ
15 る 12 年分の単年度平均濃度の 95 パーセンタイル値が 0.05mg/L を越える地点を高濃度地点と
16 定義し、本節で類型化を行う対象とした。その結果、高濃度地点に全データが定量下限値未
17 満の地点を除くことができる

18 ここで定義された高濃度地点は 364 地点でデータ数が 3984 となった (表 IV.3)。高濃度地点の全
19 データの内、定量下限値未満のデータは 748 (19%) である。高濃度地点の 12 ヶ年度の平均デー
20 タ数は 10.9 個と多く、高濃度地点ほどモニタリングがよく実施されていることが伺えた。その内、
21 定量下限値未満は平均 2.1 個となった。兵庫県や茨城県などで 1991 年から 1993 年までのデータ
22 のない県があったため、データ数は 1993 年度までは少ない。

23

24 高濃度地点に対しても最尤法によって対数正規分布を作成した。地点数や対数正規分布の中央
25 値や幾何標準偏差などを表 IV.4 に示した。

26

1 表 IV.4 陸域公共用水観測地点の中から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる最
 2 尤法から得られた対数正規分布の変数と定量下限値未満データ数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	幾何 標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)	定量下限値未満 データ数
1991年度	262	42	2.8	226	39
1992年度	278	46	3.4	341	47
1993年度	297	40	2.9	239	44
1994年度	352	39	3.2	267	56
1995年度	354	37	3.3	263	61
1996年度	356	38	3.2	250	61
1997年度	357	32	3.3	222	81
1998年度	343	37	3.5	292	73
1999年度	340	41	3.0	253	49
2000年度	348	36	3.3	254	72
2001年度	348	28	3.2	190	80
2002年度	349	27	3.4	202	85
12年間中央値	364	31	3.1	198	748(12ヶ年度合計)

6 5.2. 高濃度地点の分類

7 陸域の公共用水域に排出される亜鉛の主要な起源を評価するため、高濃度地点を以下の手順で分
 8 類した。

10 5.2.1. 高濃度地点の分類手順

11 高濃度地点の分類に用いたデータは以下の通りである。

- 12 ● 既述のモニタリングデータ（364 地点）の緯度経度データ
- 13 ● 河川図としてジオグラフィネットワークジャパン（2004）の水域データ
- 14 ● 平成 14 年度版 PRTR（2003）の緯度経度付きデータ
- 15 ● 平成 15 年度版 PRTR（2004）の緯度経度付きデータ
- 16 ● 平成 16 年度版 PRTR（2005）の緯度経度付きデータ
- 17 ● 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全排水規制等専門委員会（第 1 回）資料-7（環
 18 境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 2005）
- 19 ● 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全排水規制等専門委員会（第 6 回）参考資料（環
 20 境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 2006）
- 21 ● 平成 15 年度環境負荷物質対策調査委託事業報告書（経済産業省 2004）
- 22 ● 平成 15 年度水生生物への排出影響調査報告書（環境省水・大気環境局水環境課 2004）p121
- 23 ● 都道府県へのヒヤリング（一部地点を対象、表 IV.5）

- 1 • 休廃止鉱山データベース（2006）
 2 • 市販の県別道路地図（昭文社県別マップル 各都道府県版 広域・詳細道路地図；2002）
 3 • 石油天然ガス・金属鉱物資源機構ホームページ（2004）
 4 • 日本メタル経済研究所（2004）
 5 以上のデータを地理情報システム（GIS）ソフトである Arc GIS 8.2（ESRI 社）を用いて高濃度地
 6 点との位置を確認した。

8 表 IV.5 都道府県へのヒヤリング結果（2006年8月2～10日実施）

県名	観測地点		ヒヤリング先	ヒヤリング結果
	水系名	地点名		
茨城県	下大野水路	利根川流入点前	茨城県 生活環境部 環境対策課	亜鉛を含む農薬（マンゼブ）の多量散布
群馬県	蛇川	静音橋/新開橋	群馬県 環境・森林局 環境保全課	流量が少ない。上流にめっき工場がある。染色工場も流域にある。
	柳瀬川	下の淀橋		流量が少ない。亜鉛の精錬工場（排水は“高濃度”ではない）がある。上流と下流の観測地点では濃度が低いので明確な原因は不明
愛知県	庄内川 中流(2)	水分橋	春日井市 環境部 環境政策課	庄内川上流の観測地点は低濃度。合流する八田川の濃度が高いため。
	八田川	御幸		少ない流量（約1トン/秒）に、製紙工場の排水（2トン/秒）が流入するため。
大阪府	近木川 下流	近木川橋	大阪府 環境情報セン ター 環境科学室分析 課	鉄鋼業と金属製品製造業の亜鉛の水溶性化学物質排出工場がある。
	見出川	見出橋		金属製品製造業の排出事業場がある。
	男里川	男里川橋		PRTR登録の事業所は無いが、上流に鉄鋼業の取扱い事業所がある。
鳥取県	蒲生川	岩美川下流 (県営ダム)	鳥取県 生活環境部 水・大気環境課	休廃止鉱山からの負荷が有る。
山口県	有帆川	小野田橋	山口県 環境生活部 環境政策課	1996年までは高濃度だった。要因は不明。
宮崎県	祝子川 下流	中州合流点左 岸から30m 十貫	宮崎県 環境森林部 環境管理課	上流に平成13年まで稼動していたレーヨン工場があった

9
 10
 11 陸域の公共用水域において全亜鉛濃度を増加させる主要な負荷源として、休廃止鉱山や地質、
 12 工場や下水処理場などの事業所、タイヤの粉塵、屋外の亜鉛めっき製品などが挙げられる。（環境
 13 省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会（2006）；小山田ら2006）。公共用
 14 水域の観測は降雨の影響がない状況で行われることが多いので、降雨による流出負荷に関係する
 15 と思われるタイヤや亜鉛めっき製品については、負荷源からみた高濃度地点の分類の対象とはし
 16 なかった。

1 鉱山は坑内水や堆積場浸透水として高濃度の亜鉛を含む排水を排出することがある（環境省中
2 央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会（2006））。また鉱山に付設される事業
3 所は亜鉛含有量の高い鉱石などを多量に扱うことから、亜鉛の排出量も多い。このような事業所
4 は輸入鉱石を対象とするなどで元の鉱山の閉山後も操業が盛んである場合もある。また鉱山の周
5 辺の湧水は亜鉛などの重金属を多く含む地質を帯水層としていることがあるため、それらの濃度
6 が高いことがあり（環境省水・大気環境局水環境課（2004）p144）、非点源で高濃度の亜鉛を排出
7 していることがある。これらのことから鉱山及びその周辺の（人間活動による）事業所や（人間
8 活動によらない）地質・鉱床由来の発生源は排出量が一般的な事業所よりも単位排出源あたりで
9 多いことが予測され、非点源の特徴も持つことがある。鉱山は比較的都市部から離れている事が
10 多いため、鉱山と無関係の事業所や下水処理場等による生活系からの排出による影響の少ない地
11 域に位置することが多い。そのため流域に鉱山が認められた高濃度地点の主要な亜鉛排出源を「鉱
12 山地域」に分類した。

13 また農地に試用される「農薬」が主要な亜鉛負荷源である地点が都道府県への聞き取りで 1 地
14 点確認された。亜鉛を含有する農薬が主要な亜鉛負荷源となる場合は流域のほとんどが農地であ
15 り、流域に他の亜鉛排出源がほとんど無いと考えられる。そのためこれら、「鉱山地域」と「農薬」
16 への分類の後に、残りの地点について亜鉛排出源を「事業所」「下水処理場」「事業所と下水処理
17 場の複合」に分類した。分類できなかった地点を「不明」とすることにした。

18 高濃度地点の 364 地点を主要な亜鉛負荷源で分類した結果、主要な亜鉛負荷源が鉱山地域であ
19 ると考えられたのが 63 地点、農薬が 1 地点、事業所が 110 地点、事業所と下水処理場の複合が
20 42 地点、下水処理場が 58 地点だった。残りの 90 地点は不明だった。364 地点の都道府県、水域、
21 地点の名称、緯度経度、各年の年度平均値から得られる統計値、評価された亜鉛排出源の一覧を
22 表 IV.6 に示す。

23

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイプ値が 0.05mg/L を越えた地点 (1)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 城地点番号	緯度	経度	n	95%tile	median	5%tile	c.v.	類型区	休廃止鉱山	事業場	下水道 (雑排水)
北海道	余市川下流 (2)	大川橋	111901	43.1895	140.7858	0	0.05	0.04	0.04	0.14	B	大江鉱山		
北海道	豊平川中流	東橋	114701	43.0588	141.3748	0	0.07	0.04	0.04	0.34	B	豊平鉱山		
北海道	豊平川中流	滝通橋	114751	42.9762	141.3375	0	0.42	0.11	0.05	0.87	B	豊平鉱山		
北海道	精進川放水路分派前	精進川	115201	43.0085	141.3535	0	0.05	0.04	0.04	0.15	A	豊平鉱山		
北海道	折戸川	雨澤川橋	124602	42.0048	140.7263	0	0.11	0.06	0.04	0.38		精進川鉱山		
北海道	堀株川	学橋	125402	42.9738	140.6518	0	0.08	0.04	0.04	0.39		国管鉱山		
北海道	島付内川	島付内橋	125501	42.9732	140.6378	0	0.26	0.14	0.09	0.37		国管鉱山		
北海道	セトセ川	セトセ橋	125601	42.9745	140.6562	0	0.04	0.04	0.04	0.33		国管鉱山		
北海道	湯内川	湯内橋	125701	43.2408	140.7042	0	1.14	0.89	0.70	0.19		余市鉱山		
北海道	湯内川	鉱山排水流入前	125702	43.2225	140.6902	0	0.85	0.67	0.58	0.14		余市鉱山		
北海道	湯の沢川	湯の沢上流	125801	43.2172	140.6930	0	0.44	0.04	0.03	2.26		余市鉱山		
北海道	小砂子川	小砂子橋 (右崎川合流前)	125901	41.6745	140.0515	0	0.23	0.04	0.04	1.19		上国鉱山		
青森県	七戸川	立石沢 (坪川)	205460	40.7398	140.9533	0	0.25	0.21	0.12	0.26	A	上北鉱山		
青森県	七戸川	鉱山終 (坪川)	205462	40.7432	140.9557	0	0.06	0.05	0.03	0.24	A	上北鉱山		
青森県	湯ノ沢川	湯ノ沢橋	220302	40.5252	140.2405	0	0.06	0.03	0.01	0.70		尾木鉱山		
青森県	木戸ヶ沢	木戸ヶ沢橋	220401	40.5038	140.2528	0	0.92	0.34	0.06	0.76		尾木鉱山		
青森県	温川沢	温川橋	221501	40.5037	140.7928	0	0.12	0.03	0.01	1.03		温川鉱山		
岩手県	米代川	瀧の沢橋	307452	40.1377	140.9342	0	0.10	0.07	0.02	0.54	AA	花輪鉱山		
岩手県	田代川下流	日の出橋	309601	39.7340	141.9708	0	0.25	0.04	0.03	0.94	A	田老鉱山		
岩手県	小鬼ヶ瀬川	松倉橋	320602	39.3043	140.7747	0	0.06	0.05	0.03	0.32		土畑鉱山		
岩手県	小鬼ヶ瀬川	天子森	320603	39.3090	140.7728	0	0.14	0.11	0.09	0.17		土畑鉱山		
岩手県	長内川	荒谷橋	321501	39.7388	141.9707	0	0.97	0.72	0.30	0.37		田老鉱山		
秋田県	長木川下流	餅田橋	502201	40.2723	140.5095	0	0.06	0.04	0.03	0.24	B	花輪鉱山		
秋田県	下内川下流	松木橋	502601	40.2900	140.5408	0	0.08	0.05	0.03	0.36	B	花輪鉱山		
秋田県	小坂川中流	大地橋	503601	40.2898	140.7415	0	0.12	0.10	0.09	0.14	C	小坂銅山		
秋田県	小坂川下流	御山橋	503801	40.2683	140.7573	0	0.09	0.08	0.05	0.23	B	小坂銅山		
秋田県	淀川	鳥場橋	509501	39.5540	140.2560	0	0.10	0.04	0.02	0.60	A	烟鉱山		
山形県	太田川	太田川 (山梨沢)	620301	37.8685	140.0245	0	0.33	0.20	0.14	0.34		唐戸屋鉱山		
山形県	鬼面川	大樽橋	602551	37.9083	140.0677	0	0.06	0.02	0.01	0.98	A	唐戸屋鉱山		
山形県	吉野川	第 1 利水点	603051	38.1522	140.1718	0	0.22	0.13	0.12	0.26	B	吉野鉱山		
山形県	吉野川	尾嶋橋	603052	38.0867	140.1407	0	0.13	0.08	0.06	0.30	B	吉野鉱山		
山形県	間沢川	間沢川橋	621601	38.4430	140.1392	0	0.77	0.48	0.39	0.26		柴山鉱山, 吉野鉱山		
山形県	海味川	下山堰地点	621701	38.4560	140.1592	0	1.47	0.81	0.55	0.40		柴山鉱山, 泉立鉱山		
山形県	熊野川	木戸口橋	621801	38.4592	140.2035	0	0.22	0.17	0.16	0.13		高池鉱山		
山形県	オノミヤ川	オノミヤ橋	622201	38.6882	140.3890	0	0.30	0.16	0.12	0.36		幸生米松鉱山		
山形県	皆坂川	第 1 利水点	622301	38.7068	140.5038	0	1.10	0.86	0.79	0.14		尾花沢鉱山		
栃木県	渡良瀬川上流	沢入森電所渡良瀬川取水堰	905354	36.6062	139.4040	0	0.06	0.03	0.02	0.40	A	金山鉱山 (最上町)		
山梨県	大幡川	大幡川流末	1920401	35.5560	138.8905	0	0.08	0.02	0.01	0.84		足尾鉱山		
静岡県	狩野川中流	大仁橋	2200201	34.9885	138.9383	0	0.08	0.02	0.02	1.15	A	宝鉱山		
石川県	梯川上流	お茶用水取入口	1701351	36.3873	136.5048	0	0.18	0.14	0.12	0.15	A	尾小屋鉱山		
石川県	梯川上流	花坂用水取入口	1701354	36.3738	136.4917	0	0.20	0.17	0.13	0.14	A	尾小屋鉱山		
石川県	梯川上流	植田用水取入口	1701355	36.3922	136.5172	0	0.13	0.04	0.02	0.74	A	尾小屋鉱山		

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイプ値が 0.05mg/L を越えた地点 (2)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 域地点番	緯度	経度	n	95%ile	median	5%ile	c.v.	類型区 分		事業場	下水道 (雑排水)
											休憩工	飲山		
石川県	梯川下流	鶴ヶ島橋	1701501	36.4083	136.4338	0	0.09	0.04	0.02	0.62	B	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	沢ノ橋	1701401	36.3390	136.5090	0	0.39	0.34	0.24	0.17	A	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	主谷川合流点上流	1701451	36.3080	136.5248	0	0.40	0.34	0.25	0.17	A	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	主谷川合流点下流	1701452	36.3167	136.5258	0	1.08	0.95	0.71	0.15	A	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	西谷川合流点下流	1701453	36.3243	136.5240	0	0.82	0.48	0.31	0.37	A	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	金平太湯用水取入口	1701454	36.3543	136.5035	0	0.41	0.35	0.29	0.11	A	尾小屋飲山		
石川県	郷谷川	平野橋	1701455	36.3552	136.4908	0	0.43	0.39	0.32	0.11	A	尾小屋飲山		
兵庫県	市川上流	神崎橋	2801601	34.9528	134.7540	0	0.05	0.03	0.02	0.33	A	生野飲山		
兵庫県	市川上流	夏弓橋	2801651	35.1513	134.7868	0	0.23	0.17	0.13	0.23	A	生野飲山		
兵庫県	市川上流	寺前橋	2801652	35.0722	134.7333	0	0.10	0.08	0.06	0.15	A	生野飲山		
島根県	梁折川	島根橋	3222001	34.6427	131.9865	0	0.17	0.10	0.04	0.55		都茂飲山		
鳥取県	蒲生川	岩美川下流 (県営ダム)	3122404	35.5207	134.3563	0	0.33	0.21	0.11	0.42		因幡飲山		
鳥取県	蒲生川	菅谷川中流	3122406	35.5203	134.3530	0	0.09	0.07	0.04	0.40		因幡飲山		
愛媛県	砥部川水城	砥部川水城 St - I	3820101	33.7022	132.7915	0	0.21	0.08	0.04	0.67		億量飲山, 兵田飲山		
大分県	大野川上流	権現橋	4401371	32.8578	131.4348	0	0.32	0.01	0.01	2.95	A	豊栄飲山		
大分県	大野川上流	宮前橋	4203501	34.2243	129.2087	0	0.18	0.11	0.05	0.45	A	九州飲山		
長崎県	佐須川	金田小学校前	4203502	34.2247	129.2043	0	0.14	0.11	0.05	0.33	A	九州飲山		
長崎県	佐須川	日見川日見橋上	4203552	34.2232	129.2258	0	0.09	0.06	0.02	0.52	A	九州飲山		
長崎県	権根川	鬼ヶさい沢下流	4220103	34.2095	129.1930	0	0.32	0.22	0.08	0.45		九州飲山		
長崎県	権根川	板さい橋下流	4220104	34.2210	129.1872	0	0.13	0.08	0.04	0.41		九州飲山		
秋田県	大沢川	京田橋	510001	39.2870	139.9540	0	0.06	0.02	0.01	0.60	B	PRTR		
秋田県	田雄物川	旭川合流前	512852	39.7022	140.0907	0	0.12	0.08	0.06	0.27	C	地図		
福島県	大滝原川 (谷田川を)	谷田川橋	702752	37.3763	140.4035	0	0.09	0.01	0.01	1.17	A	地図		
福島県	濁川	阿武隈川合流前	721701	37.7373	140.4670	0	0.10	0.03	0.02	1.01		地図		
新潟県	通船川	山ノ下橋	1502001	37.9262	139.0687	0	0.06	0.02	0.01	0.79	D	地図		
新潟県	保倉川下流	古城橋	1503001	37.1740	138.2503	0	0.10	0.01	0.01	1.70	B	地図		
新潟県	岩江川下流	中川新道橋	1506102	37.0352	138.2582	0	0.12	0.04	0.01	0.83	C	PRTR		
栃木県	西仁連川	武井橋	911501	36.2422	139.8227	0	0.05	0.02	0.01	0.68	B	PRTR		
茨城県	宮田川	宮田川橋	812701	36.5920	140.6550	0	0.25	0.10	0.05	0.71	B	地図		
茨城県	大川	河口	803501	36.5890	140.6593	0	0.15	0.12	0.08	0.29	B	地図		
茨城県	大川	救護橋	804801	36.3750	140.5530	0	0.05	0.04	0.03	0.22	D	PRTR		
茨城県	境川	境橋	801401	36.8557	140.7573	0	0.06	0.03	0.02	0.65	A	地図		
群馬県	粕川	保泉橋	1000601	36.3010	139.2203	0	0.20	0.08	0.04	0.62	A	地図		
群馬県	粕川	華蔵寺橋	1000651	36.3370	139.2007	0	0.10	0.05	0.03	0.45	A	地図		
群馬県	粕川	碓蓮橋	1000652	36.2337	139.2175	0	0.11	0.05	0.03	0.52	A	PRTR, 地図		
群馬県	休泊川	太田幹線 (矢場分水)	1001151	36.3512	139.3720	0	0.07	0.02	0.01	0.82	C	地図		
群馬県	大泉町境界	大泉町境界	1001152	36.2860	139.4002	0	0.06	0.02	0.02	0.61	C	地図		
群馬県	鳥川下流	高松	1002053	36.3237	138.9923	0	0.05	0.04	0.02	0.29	B	地図		
群馬県	鳥川下流	柳瀬橋	1002056	36.2880	139.0728	0	0.05	0.03	0.02	0.37	B	PRTR, 地図		
群馬県	碓氷川下流	碓氷橋	1002201	36.3207	138.9523	0	0.10	0.07	0.04	0.34	B	地図		
群馬県	碓氷川下流	七曲橋	1002252	36.3187	138.8865	0	0.09	0.06	0.03	0.45	B	地図		

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイル値が 0.05mg/L を越えた地点 (3)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 域地点番 号	緯度	経度	n	95%tile	median	5%tile	c.v.	類型区	事業場 分	下水道 (雑排水)
群馬県	碓氷川下流	第二板鼻堰	1002256	36.3345	138.8932	0	0.24	0.08	0.05	0.69	B	地図	
群馬県	碓氷川下流	立町堰	1002257	36.3333	138.9392	0	0.15	0.09	0.07	0.32	B	地図	
群馬県	碓氷川下流	金ヶ崎堰	1002258	36.3253	138.9588	0	0.17	0.08	0.06	0.43	B	地図	
群馬県	碓氷川下流	旧八千代橋	1002260	36.3227	138.9878	0	0.09	0.06	0.05	0.27	B	地図	
群馬県	大川	石田川合流前	1021201	36.2572	139.3185	0	0.06	0.04	0.02	0.32		地図	
群馬県	高寺川	石田川合流前	1021301	36.2580	139.3212	0	0.06	0.02	0.01	0.74		地図	
群馬県	聖川	石田川合流前	1021401	36.2562	139.3397	0	0.06	0.03	0.02	0.50		PRTR, 地図	
群馬県	蛇川	新開橋	1021102	36.3042	139.2005	0	0.45	0.11	0.05	1.15		地図	
群馬県	八瀬川	石田川合流前	1021602	36.2503	139.3712	0	0.19	0.07	0.03	0.67		PRTR, 地図	
群馬県	滝川	滝川橋	1020302	36.3888	139.0420	0	0.05	0.01	0.01	1.03		PRTR	
群馬県	韮川	恵比寿橋	1020602	36.2585	139.2253	0	0.12	0.03	0.02	0.83		地図	
群馬県	柳瀬川	柳瀬橋	1022101	36.3233	138.9058	0	0.06	0.03	0.02	0.44		地図	
群馬県	柳瀬川	下の淀橋	1022102	36.3335	138.9198	0	0.83	0.63	0.35	0.30		地図	
東京都	綾瀬川下流	内匠橋	1300501	35.7888	139.8220	0	0.06	0.04	0.02	0.38	C	PRTR, 地図	
埼玉県	綾瀬川下流	手代橋	1100451	35.8237	139.8088	0	0.06	0.05	0.01	0.47	C	PRTR, 地図	
東京都	綾瀬川下流	桑袋大橋	1300554	35.8067	139.8203	0	0.05	0.03	0.01	0.49	C	PRTR, 地図	
埼玉県	鴨川	加茂川橋	1101851	35.9048	139.5920	0	0.09	0.05	0.04	0.34	C	PRTR, 地図	
千葉県	利根運河	運河橋	1200901	35.9262	139.9030	0	0.10	0.07	0.03	0.35	B	地図	
千葉県	利根運河	本川合流前	1200951	35.9052	139.8743	0	0.08	0.06	0.05	0.19	B	地図	
千葉県	坂川	赤次樋門	1201001	35.7743	139.8898	0	0.12	0.06	0.05	0.42	E	地図	
千葉県	坂川	赤橋	1204501	35.6028	140.1195	0	0.08	0.05	0.05	0.24	E	PRTR	
千葉県	印旛放水路下流	新花見川橋	1204701	35.6518	140.0572	0	0.13	0.05	0.05	0.66	C	PRTR	
千葉県	新坂川	さかね橋	1206001	35.7870	139.9007	0	0.10	0.05	0.05	0.31	E	PRTR	
東京都	毛長川	鷺宮橋	1321901	35.8060	139.8187	0	0.06	0.03	0.01	0.57		地図	
神奈川県	相模川下流	河原橋	1403152	35.3597	139.3713	0	0.07	0.02	0.02	0.73	C	地図	
神奈川県	引地川	富士見橋	1401101	35.3340	139.4680	0	0.13	0.05	0.03	0.59	D	PRTR, 地図	
神奈川県	引地川	下土棚大橋	1401151	35.4043	139.4528	0	0.20	0.11	0.03	0.53	D	PRTR	
神奈川県	引地川	石川橋	1401152	35.3698	139.4527	0	0.16	0.07	0.03	0.56	D	PRTR, 地図	
神奈川県	金目川下流	花水橋	1401201	35.3208	139.3243	0	0.07	0.01	0.01	0.84	C	PRTR	
神奈川県	金目川上流	小田急鉄橋	1401301	35.3578	139.2410	0	0.06	0.02	0.01	0.81	A	PRTR	
神奈川県	葛川	吉田橋	1401401	35.3013	139.2872	0	0.11	0.02	0.01	1.11	C	PRTR	
山梨県	濁川	濁川橋	1901001	35.6075	138.5890	0	0.07	0.01	0.01	1.16	C	地図	
山梨県	鎌田川	鎌田川流末	1901101	35.5930	138.5567	0	0.09	0.01	0.01	1.72	B	地図	
静岡県	巴川	巴川巴大橋	2201652	35.0000	138.4170	0	0.05	0.02	0.02	0.57	C	PRTR	
静岡県	小石川	小石川八雲橋	2203001	34.8688	138.3202	0	0.07	0.02	0.02	0.66	D	地図	
静岡県	ほう僧川	ほう僧川東橋	2203601	34.6693	137.8837	0	0.06	0.04	0.02	0.39	C	地図	
静岡県	大場川下流	大場川塚本橋	2205201	35.0735	138.9227	0	0.06	0.04	0.02	0.31	B	PRTR	
静岡県	大場川下流	大場川月見橋	2205251	35.1228	138.9185	0	0.13	0.05	0.03	0.59	B	PRTR	
静岡県	萩間川	萩間川港橋	2205401	34.6855	138.2002	0	0.06	0.02	0.02	0.74	B	地図	
静岡県	新中川	新中川間門橋	2221701	35.1005	138.8405	0	0.13	0.06	0.02	0.58		地図	
静岡県	小坂川	小坂川新小坂川橋	2222101	34.9222	138.3598	0	0.29	0.09	0.02	0.89		地図	
静岡県	新野川	新野川末端	2223001	34.6208	138.1357	0	0.14	0.08	0.02	0.63		地図	

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイル値が 0.05mg/L を越えた地点 (4)

静岡県	梅田川	2224001	34.7203	137.4730	0	0.06	0.03	0.02	0.47		地図
愛知県	境川上流	2300301	35.0360	137.0075	0	0.20	0.02	0.01	1.41	B	地図
愛知県	境川下流	2300401	35.0055	136.9863	0	0.23	0.03	0.02	1.33	C	地図
愛知県	逢妻川上流	2300501	35.0050	136.9868	0	0.33	0.06	0.03	1.55	D	PRTR, 地図
愛知県	逢妻川下流	2300552	35.0243	137.1002	0	0.08	0.06	0.04	0.28	D	PRTR, 地図
愛知県	逢妻川下流	2300601	34.9835	136.9752	0	0.22	0.04	0.03	1.53	D	地図
愛知県	猿渡川	2300701	34.9848	137.0178	0	0.12	0.03	0.02	1.43	D	地図
愛知県	朝鮮川	2300801	34.8910	137.0375	0	0.18	0.03	0.03	1.42	C	地図
愛知県	半場川	2300901	34.8920	137.0358	0	0.08	0.02	0.01	1.43	C	地図
愛知県	長田川	2301001	34.9060	137.0172	0	0.11	0.02	0.01	1.51	C	PRTR, 地図
愛知県	庄内川中流 (2)	2302702	35.2093	136.9337	0	0.23	0.17	0.07	0.41	D	地図
愛知県	鹿乗川	2303901	34.8872	137.0557	0	0.10	0.01	0.01	1.59	C	地図
愛知県	八田川	2320501	35.2173	136.9358	0	1.47	0.34	0.27	1.17		地図
岐阜県	新薬田川	2120701	35.4033	136.7708	0	0.07	0.04	0.03	0.42		地図
京都府	天神川	2602701	34.9727	135.7195	0	0.09	0.04	0.01	0.60	B	地図
大阪府	春木川	2703401	34.4718	135.3855	0	1.41	0.07	0.02	2.58	E	地図
大阪府	津田川	2703501	34.4522	135.3567	0	0.08	0.03	0.02	0.63	E	地図
大阪府	近木川下流	2703701	34.4348	135.3408	0	0.50	0.24	0.07	0.60	E	地図
大阪府	見田川	2703801	34.4242	135.3367	0	0.65	0.33	0.15	0.52	E	地図
大阪府	佐野川	2703901	34.4178	135.3223	0	0.08	0.02	0.01	0.71	E	地図
大阪府	男里川	2704201	34.3557	135.2503	0	0.36	0.19	0.04	0.73	A	地図
大阪府	平野川	2706152	34.6173	135.5708	0	0.08	0.05	0.02	0.48	D	地図
大阪府	内川放水路	2721101	34.5845	135.4683	0	0.08	0.02	0.00	1.01		地図
大阪府	内川	2721201	34.5760	135.4597	0	0.05	0.01	0.00	1.02		地図
大阪府	新川	2721901	34.5042	135.4018	0	0.07	0.04	0.02	0.53		地図
大阪府	稲谷川	2722101	34.3925	135.3847	0	0.09	0.01	0.00	2.54		地図
大阪府	雨田川	2722201	34.4035	135.3362	0	0.08	0.04	0.02	0.49		地図
大阪府	女瀬川	2722901	34.8362	135.6037	0	0.26	0.02	0.01	1.95		地図
兵庫県	赤根川	2827001	34.6747	134.9167	0	0.17	0.05	0.02	0.92		地図
兵庫県	瀬戸川	2827101	34.6882	134.8917	0	0.41	0.07	0.01	1.43		地図
高知県	益田川 (3)	3200701	34.6923	131.8365	0	0.41	0.13	0.03	0.84	C	PRTR
岡山県	小田川	3321201	34.4710	133.8022	0	0.08	0.03	0.02	1.00		地図
山口県	木屋川水系 (1)	3500901	34.0673	131.0408	0	0.21	0.01	0.01	2.05	B	地図
山口県	樺野川水系 (2)	3501201	34.1228	131.4093	0	0.06	0.01	0.01	1.07	A	地図
山口県	有明川水系 (1)	3503101	33.9912	131.1750	0	0.92	0.16	0.01	1.40	B	地図
山口県	南岩川水系 (2)	3505801	34.0757	131.4393	0	0.07	0.01	0.01	1.40	A	地図
福岡県	大牟田川	4011201	33.0343	130.4422	0	0.19	0.13	0.10	0.29	E	地図
福岡県	大牟田川	4011257	33.0213	130.4543	0	0.08	0.01	0.01	1.36	E	地図
長崎県	西大川	4221301	32.8255	130.0068	0	0.18	0.04	0.02	1.02		地図
佐賀県	秋光川下流	4102701	33.3743	130.5363	0	0.10	0.01	0.01	1.98	B	地図

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイル値が 0.05mg/L を越えた地点 (5)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 域地点番 号	緯度	経度	n	95%tile	median	5%tile	c.v.	類型区 分	休廃止鉱山	事業場	下水道 (雑排水)
佐賀県	大木川下流	酒井西上橋	4102901	33.3670	130.5263	0	0.39	0.01	0.01	3.05	B		地図	
熊本県	水無川	鹿島橋	4322951	32.5537	130.5862	0	0.59	0.08	0.05	0.67			地図	
宮崎県	祝子川下流	中州合流点左岸から 3.0 m	4500301	32.5883	131.6852	0	0.59	0.24	0.05	0.71	B		地図	
宮崎県	祝子川下流	十貫	4500351	32.5883	131.6860	0	1.01	0.43	0.12	0.77	B		地図	
群馬県	烏川下流	旧根小屋堰	1002054	36.2880	139.0240	0	0.11	0.05	0.02	0.63	B		地図	PRTR
千葉県	江戸川上流	栗山浄水場取水口	1200102	35.7517	139.8860	0	0.05	0.05	0.05	0.01	A		地図	地図 (住宅)
千葉県	江戸川下流 (1)	東西線鉄橋	1200301	35.6917	139.9262	0	0.05	0.05	0.05	0.01	C		地図	地図
埼玉県	荒川中流	久下橋	1100501	36.1197	139.4017	0	0.06	0.01	0.01	1.47	B		地図	PRTR, 地図
埼玉県	芝川	山王橋	1101903	35.7853	139.7423	0	0.07	0.02	0.01	0.87	E		地図	地図 (住宅)
千葉県	真間川	根本水門	1201101	35.7367	139.9010	0	0.12	0.05	0.05	0.64	E		地図	PRTR
千葉県	真間川	三戸前橋	1201102	35.7043	139.9415	0	0.05	0.05	0.04	0.13	E		地図	PRTR
千葉県	海老川	八千代橋	1204801	35.6915	139.9877	0	0.05	0.05	0.05	0.03	E		地図	地図
千葉県	春木川	国分川合流前	1206101	35.7362	139.9217	0	0.06	0.05	0.04	0.20	E		地図	地図 (住宅)
東京都	立念川	立念川橋	1301001	35.5922	139.7360	0	0.05	0.02	0.01	0.68	E		地図	地図 (住宅)
東京都	大場川	葛三橋 (中川合流点前)	1320201	35.7907	139.8557	0	0.10	0.04	0.03	0.54			地図	地図 (住宅)
静岡県	巴川	巴川市境巴川橋	2201601	35.0028	138.4338	0	0.11	0.04	0.02	0.79	C		地図	地図 (住宅)
愛知県	日光川	日光大橋	2302402	35.1210	136.7738	0	0.06	0.01	0.01	1.45	E		地図	PRTR
愛知県	新川下流	菅津橋	2302601	35.1755	136.8395	0	0.21	0.03	0.02	1.80	E		地図	PRTR
愛知県	庄内川下流	枇杷島橋	2302801	35.1887	136.8675	0	0.13	0.10	0.07	0.19	D		地図	PRTR
京都府	由良川下流	下荒河橋下流	2631901	35.3098	135.1078	0	0.06	0.01	0.00	1.24			地図	PRTR
大阪府	木津川運河	船町渡	2701301	34.6333	135.4540	0	0.06	0.02	0.00	0.87	C		地図	PRTR
大阪府	住吉川	住之江大橋下流 1 1 0 0 m	2701001	34.6087	135.4712	0	0.08	0.03	0.02	0.78	C		地図	PRTR
大阪府	正蓮寺川	北港大橋下流 7 0 0 m	2701201	34.6747	135.4372	0	0.08	0.01	0.01	1.65	C		地図	PRTR
大阪府	寝屋川	住道大橋	2701502	34.7065	135.6195	0	0.06	0.03	0.02	0.49	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	寝屋川	合津橋	2701503	34.6912	135.5713	0	0.05	0.04	0.03	0.23	D		地図	PRTR, 地図
大阪府	寝屋川	京橋	2701504	34.6883	135.5195	0	0.07	0.04	0.03	0.34	D		地図	PRTR, 地図
大阪府	寝屋川	清水橋	2701551	34.7695	135.6210	0	0.05	0.01	0.01	0.79	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	石津川	石津川橋	2702701	34.5532	135.4567	0	0.05	0.04	0.02	0.35	E		地図, 他資料	地図, 他資料
大阪府	石津川	毛穴大橋	2702752	34.5260	135.4687	0	0.09	0.06	0.02	0.50	E		地図, 他資料	地図, 他資料
大阪府	寝屋川 (玉串川)	三野郷農協前	2720602	34.6405	135.6098	0	0.05	0.02	0.01	0.57			地図	地図 (住宅)
大阪府	寝屋川 (長瀬川)	第二寝屋川合流直前	2720701	34.6853	135.5588	0	0.10	0.04	0.01	0.64			地図	地図 (住宅)
大阪府	第二寝屋川	巨摩橋	2706053	34.6530	135.5928	0	0.07	0.03	0.01	0.68	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	恩智川	住道新橋	2701601	34.7048	135.6230	0	0.09	0.06	0.03	0.40	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	恩智川	福栄橋下流 1 0 0 m	2701651	34.6405	135.6222	0	0.28	0.05	0.03	1.35	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	恩智川	三池橋	2701652	34.6533	135.6222	0	0.20	0.06	0.03	0.81	D		地図	地図 (住宅)
大阪府	神崎川	千船橋	2702302	34.7062	135.4400	0	0.05	0.03	0.02	0.42	B		地図	PRTR
大阪府	神崎川	神崎橋	2702352	34.7335	135.4412	0	0.05	0.04	0.01	0.42	B		地図	PRTR
大阪府	神崎川 (大正川)	安威川合流直前	2706901	34.7727	135.5578	0	0.05	0.02	0.01	0.79	B		地図	地図 (住宅)
大阪府	神崎川 (正雀川)	安威川合流直前	2720401	34.7693	135.5430	0	0.07	0.03	0.01	0.73			地図	PRTR
大阪府	東除川	明治小橋	2706201	34.5893	135.5722	0	0.16	0.04	0.01	1.28	C		地図	地図 (住宅)
大阪府	東瀬福川	木町橋	2707801	34.6835	135.5058	0	0.16	0.04	0.02	0.95	C		地図	地図 (住宅)
大阪府	大里川	河口水門	2722601	34.3715	135.2523	0	0.20	0.07	0.02	0.71			地図	地図

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイル値が 0.05mg/L を越えた地点 (6)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 域地点番 号	緯度	経度	n	95%ile	median	5%ile	c.v.	類型区	休廃止鉱山	事業場	下水道 (雑排水)
大阪府	猪名川下流	和倉橋	2702201	34.7575	135.4530	0	0.08	0.02	0.02	0.74	D			PRTR
兵庫県	庄下川	庄下川橋	2803354	34.7085	135.4178	0	0.07	0.02	0.01	0.98	C			地図 (住宅)
兵庫県	尾陽川	尾陽橋	2803401	34.7370	135.4098	0	0.10	0.04	0.02	0.68	C			地図 (住宅)
兵庫県	本明川 (2)	不知火橋	4200952	32.8547	130.0855	0	0.35	0.02	0.02	2.22	B			PRTR
北海道	十勝川中流	清水大橋 (佐幌川合流前)	100901	42.9840	142.9422	0	0.06	0.04	0.04	0.33	A			PRTR
北海道	留萌川下流	留萌橋 (河口)	101801	43.9520	141.6397	0	0.08	0.04	0.04	0.49	B			PRTR
北海道	豊平川下流	中沼	114801	43.1365	141.4522	0	0.06	0.04	0.04	0.21	B			PRTR
北海道	豊平川下流	野津幌川 7 号橋	114853	43.0872	141.4725	0	0.06	0.04	0.04	0.22	B			PRTR
北海道	豊平川下流	東栄橋	114854	43.0845	141.4335	0	0.07	0.06	0.04	0.25	B			PRTR
北海道	長流川中流	弁喜橋	106851	42.5705	140.9905	0	0.07	0.04	0.04	0.38	A			PRTR
北海道	茨戸川中流	茨戸辨北橋	115903	43.1545	141.3518	0	0.07	0.04	0.04	0.28	B			PRTR
秋田県	草生津川	面影橋	510301	39.7217	140.0893	0	0.07	0.02	0.01	0.70	B			PRTR
秋田県	旧雄物川	港大橋	512801	39.7235	140.0733	0	0.08	0.05	0.03	0.33	C			PRTR
山形県	倉津川	倉津川橋	621901	38.3733	140.3365	0	0.08	0.01	0.01	1.00	A			PRTR
長野県	信濃川上流 (3)	立ヶ花橋	2001002	36.7425	138.3053	0	0.06	0.05	0.05	0.06	A			PRTR
長野県	松田川下流	末流	909401	36.3523	139.3890	0	0.09	0.04	0.02	0.60	B			PRTR
栃木県	巴波川上流	吾妻橋	910501	36.3528	139.7407	0	0.11	0.02	0.01	1.26	C			PRTR
栃木県	姿川	宮前橋	911301	36.4042	139.8363	0	0.23	0.02	0.01	2.18	B			PRTR
群馬県	利根川中流	刀水橋	1000252	36.2368	139.3738	0	0.06	0.02	0.01	0.77	A			PRTR
群馬県	石田川下流	古利根橋	1001001	36.2427	139.3727	0	0.12	0.03	0.02	1.06	B			PRTR
東京都	中川下流	葛西小橋	1300402	35.6697	139.8503	0	0.07	0.02	0.01	0.88	C			PRTR
埼玉県	芝川	壺橋	1101951	35.9172	139.6397	0	0.07	0.04	0.04	0.33	E			地図
埼玉県	藤右衛門川	輪處橋	120102	35.8503	139.7023	0	0.13	0.03	0.02	0.83	E			地図
千葉県	国分川	須和田橋	1201201	35.7357	139.9220	0	0.05	0.05	0.05	0.06	E			PRTR
千葉県	国分川	秋山弁天橋	1201251	35.7588	139.9203	0	0.08	0.05	0.04	0.27	E			PRTR
千葉県	桑納川	桑納橋	1205301	35.7508	140.1007	0	0.09	0.06	0.05	0.25	D			地図 (住宅)
千葉県	大堀川	北相橋	1205402	35.8705	139.9840	0	0.06	0.05	0.04	0.15	D			地図 (住宅)
千葉県	手賀川	手賀沼水門	1220301	35.8383	140.1417	0	0.05	0.05	0.05	0.01				PRTR
千葉県	六間川	古ヶ崎排水機場	1221501	35.8008	139.8908	0	0.08	0.05	0.04	0.25				PRTR
神奈川県	境川	新道大橋	1401053	35.4530	139.4718	0	0.07	0.04	0.03	0.32	D			PRTR
神奈川県	鶴見川下流	矢上川橋	1400354	35.5370	139.6563	0	0.06	0.03	0.03	0.37	E			PRTR
神奈川県	金目川下流	鈴川合流前	1401252	35.3392	139.3210	0	0.07	0.02	0.01	0.81	C			PRTR
静岡県	富士川 (4)	富士川橋	2202001	35.1527	138.6213	0	0.05	0.02	0.02	0.77	A			PRTR
長野県	天竜川 (1)	新橋橋	2000501	35.9590	137.9847	0	0.12	0.05	0.04	0.50	B			PRTR
長野県	天竜川 (3)	つっじ橋	2000701	35.4373	137.8170	0	0.22	0.05	0.05	0.82	A			PRTR
静岡県	浜川	浜川水門	2202601	34.9403	138.4168	0	0.06	0.02	0.02	0.60	C			PRTR
静岡県	瀬戸川下流及び朝比奈瀬戸川当目大橋	瀬戸川当目大橋	2202901	34.8727	138.3230	0	0.05	0.02	0.02	0.55	B			PRTR
愛知県	日光川	北合橋	2302401	35.2928	136.7565	0	0.16	0.03	0.01	1.55	E			PRTR
愛知県	五桑川下流	待合橋	2302501	35.2677	136.8757	0	0.21	0.04	0.03	1.49	E			PRTR
愛知県	矢田川下流	天神橋	2303001	35.2018	136.9382	0	0.06	0.03	0.02	0.50	E			PRTR
京都府	宇治川 (2)	相鳥橋	2621820	34.9007	135.7358	0	0.11	0.06	0.03	0.43				PRTR
京都府	宇治川 (2)	中橋	2621901	34.9025	135.7395	0	0.10	0.04	0.02	0.63				PRTR

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイプ値が 0.05mg/L を越えた地点 (7)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 城地点番	緯度	経度	n	95%ile	median	5%ile	c.v.	類型区	林陸止鉱山	事業場	下水道 (雑排水)
京都府	桂川下流 (2)	桂川流入前 (七間堀川)	2624910	34.9045	135.7072	0	0.08	0.05	0.02	0.54				地図
奈良県	布留川 (2)	布留川流末	2904801	34.5737	135.8040	0	0.05	0.01	0.01	1.05	C			PRTR, 地区
大阪府	寝屋川 (古川)	徳栄橋	2707101	34.6927	135.5760	0	0.09	0.04	0.02	0.64	D			PRTR, 地区
大阪府	平野川分水路	天王田大橋	2707001	34.6858	135.5527	0	0.15	0.07	0.04	0.52	D			PRTR, 地区
大阪府	第二寝屋川	新金吾郎橋	2706001	34.6848	135.5717	0	0.09	0.06	0.04	0.31	D			PRTR, 地区
大阪府	第二寝屋川	下城見橋	2706052	34.6872	135.5362	0	0.11	0.06	0.04	0.42	D			PRTR, 地区
大阪府	安威川下流 (3)	新京阪橋	2702001	34.7550	135.5253	0	0.07	0.02	0.01	0.72	C			PRTR, 地区
大阪府	芥川 (2)	鷺打橋	2705101	34.8183	135.6172	0	0.13	0.01	0.01	2.16	A			地図
大阪府	船橋川	新登橋上流	2705401	34.8507	135.6750	0	0.05	0.02	0.01	0.59	B			PRTR, 地区
大阪府	平野川	城見橋	2706101	34.6862	135.5373	0	0.15	0.07	0.03	0.61	D			PRTR, 地区
大阪府	平野川	南弁天橋	2706151	34.6598	135.5368	0	0.52	0.06	0.03	1.36	D			PRTR, 地区
大阪府	西除川 (2)	大和川合流直前	2706401	34.5842	135.5013	0	0.12	0.05	0.02	0.78	D			PRTR, 地区
大阪府	黒田川	西の口樋門	2723101	34.8260	135.6522	0	0.09	0.06	0.02	0.50				PRTR, 地区
兵庫県	明石川下流	嘉永橋	2801501	34.6523	134.9843	0	0.26	0.05	0.02	1.02	C			PRTR, 地区
兵庫県	谷八木川	谷八木橋	2802901	34.6598	134.9387	0	0.40	0.06	0.01	1.28	E			PRTR, 地区
岡山県	百間川	百間橋	3301601	34.6360	133.9850	0	0.06	0.01	0.01	1.06	C			PRTR, 地区
岡山県	倉敷川	盛綱橋	3302152	34.5567	133.8060	0	0.13	0.02	0.01	1.25	C			PRTR, 地区
広島県	御調川	御調川 3	3401301	34.5503	133.2008	0	0.06	0.01	0.01	1.58	A			PRTR, 地区
熊本県	緑川下流	平本橋	4301401	32.7078	130.6377	0	0.07	0.05	0.05	0.20	B			PRTR, 地区
熊本県	浜戸川	大曲	4301701	32.6895	130.6427	0	0.09	0.05	0.04	0.35	B			PRTR, 地区
茨城県	下大野水路	利根川流入点前	810101	36.1345	139.7413	0	0.52	0.17	0.08	0.88	D		農業	
北海道	石狩川中流下流	石狩大橋	100401	43.1210	141.5388	0	0.06	0.04	0.04	0.21	B			
北海道	留萌川下流	大和田水位観測所 (大和田)	101851	43.9047	141.7000	0	0.09	0.04	0.04	0.69	B			
北海道	釧路川下流 (4)	浜頓別橋	109001	45.1227	142.3843	0	0.08	0.04	0.04	0.49	B			
北海道	夕張川上流	夕張市上水南部浄水場取水口	114001	43.0192	142.0872	0	0.20	0.04	0.04	0.88	AA			
北海道	夕張川中流	川端橋	114102	42.9178	141.9065	0	0.05	0.04	0.04	0.20	A			
北海道	月寒川	函館本線鉄橋 (月寒鉄北橋)	115401	43.0415	141.4253	0	0.05	0.04	0.04	0.20	A			
北海道	厚別川	函館本線鉄橋 (厚別鉄北橋)	115501	43.0395	141.4528	0	0.08	0.04	0.04	0.60	A			
北海道	創成川	北 1 6 条橋	116101	43.0748	141.3508	0	0.07	0.04	0.04	0.27	B			
北海道	赤川	赤川橋	124301	42.5410	140.7670	0	0.08	0.04	0.04	0.39				
北海道	長万部川	旭橋	124401	42.5168	140.3755	0	0.06	0.04	0.03	0.24				
北海道	天の川	小森大橋	125201	41.7718	140.1402	0	0.11	0.04	0.04	0.64				
北海道	天の川	宮越橋	125202	41.7572	140.1848	0	0.06	0.04	0.04	0.18				
北海道	厚志内川	農業用水取水口	125301	41.7542	140.1682	0	0.26	0.11	0.06	0.62				
北海道	汐泊川	捕瀧場	127501	41.7672	140.8553	0	0.13	0.04	0.04	0.92				
青森県	土淵川	西田橋	221305	40.6190	140.4897	0	0.05	0.01	0.01	1.22				
岩手県	赤川	東大更橋	320104	39.9005	141.1513	0	0.05	0.01	0.01	1.27				
秋田県	高松川	須川橋	509701	39.0870	140.4723	0	0.06	0.04	0.02	0.43	A			
福島県	松川	阿武隈川合流前	703401	37.7735	140.4845	0	0.06	0.03	0.02	0.45	A			
新潟県	大通川	大通橋	1502301	37.7410	138.9190	0	0.05	0.02	0.01	0.62	C			
新潟県	ぬな川	国道 8 号 脇	1520102	37.0247	137.8170	0	0.06	0.04	0.01	0.64				
栃木県	小俣川上流	新上野田橋	909101	36.3698	139.3733	0	0.05	0.01	0.01	0.84	A			

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイプ値が 0.05mg/L を越えた地点 (8)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 城地点番	緯度	経度	n	95%ile	median	5%ile	c.v.	類型区 分	事業場	下水道 (雑排水)
栃木県	小俣川下流	宋流	909201	36.3575	139.3750	12	0.07	0.03	0.01	0.88	B		
栃木県	永野川上流	大岩橋	910702	36.3867	139.7012	12	0.07	0.02	0.01	1.39	A		
栃木県	永野川下流	落合橋(甲切)	910801	36.2908	139.7240	12	0.06	0.01	0.01	1.08	B		
栃木県	新川	航空橋西	921303	36.5180	139.8677	7	0.07	0.02	0.01	0.97			
茨城県	花巻川(2)	稲村橋	812551	36.6917	140.7095	9	0.07	0.02	0.01	0.92	A		
茨城県	早戸川(2)	浄水場下	805001	36.3915	140.4913	9	0.06	0.04	0.02	0.33	C		
茨城県	山王川	所橋	806101	36.1583	140.3045	9	0.05	0.04	0.02	0.27	A		
茨城県	前川	潮来あやめ橋	808201	35.9365	140.5432	6	0.06	0.01	0.01	1.22	A		
群馬県	早川下流	前島橋	1000801	36.2412	139.2347	12	0.05	0.04	0.02	0.27	B		
群馬県	碓氷川	石田川合流前	1021501	36.2537	139.3527	11	0.12	0.02	0.01	1.01			
群馬県	八瀬川	八瀬川新橋	1021601	36.3030	139.3565	11	0.18	0.02	0.01	1.16			
群馬県	一貫堀川	井瀬川合流前	1021003	36.3225	139.0558	9	0.05	0.03	0.02	0.45			
埼玉県	荒川上流(2)	正喜橋	1103902	36.1067	139.1912	11	0.07	0.01	0.01	1.75	A		
千葉県	霞川	日本橋	1204602	35.6030	140.1190	12	0.10	0.05	0.04	0.34	E		
神奈川県	藤川	境橋	1401051	35.5838	139.3900	12	0.06	0.04	0.03	0.35	D		
神奈川県	金目川下流	渋田川合流前	1401251	35.3397	139.3203	12	0.07	0.02	0.01	0.79	C		
山梨県	笛吹川上流	広瀬ダム貯水池	1900651	35.8367	138.7575	10	0.09	0.01	0.01	1.74	A		
長野県	犀川(3)	田沢橋	2001301	36.3002	137.9338	10	0.06	0.05	0.05	0.06	A		
長野県	犀川(3)	睦橋	2001302	36.4028	137.9215	10	0.05	0.05	0.05	0.03	A		
長野県	奈良井川(2)	島橋	2001601	36.2588	137.9398	10	0.06	0.05	0.05	0.06	A		
長野県	小波川	小波ダム	2001801	35.6063	137.9855	9	0.10	0.05	0.05	0.48	AA		
静岡県	安倍川上流	安倍川曙橋	2202301	35.0692	138.3682	9	0.14	0.02	0.02	1.46	AA		
静岡県	勝間田川	勝間田川港橋	2206001	34.7235	138.2183	10	0.10	0.02	0.02	1.26	B		
愛知県	油ヶ淵	中央	2350101	34.9027	137.0075	12	0.07	0.02	0.01	1.36	B		
岐阜県	可児川下流	はね橋	2104501	35.4187	137.0050	12	0.09	0.02	0.02	1.36	C		
三重県	勢田川	勢田大橋	2402801	34.5017	136.7360	12	0.10	0.02	0.01	0.80	C		
三重県	多度川	上之郷	2402901	35.1263	136.6557	12	0.13	0.05	0.02	0.74	A		
京都府	宇治川(2)	新橋	2621920	34.8735	135.7722	12	0.06	0.04	0.01	0.45			
京都府	桂川上流	八千代橋	2600354	35.1427	135.6343	12	0.07	0.01	0.00	1.76	A		
京都府	鴨川下流	天神橋	2625801	34.9417	135.7370	12	0.08	0.08	0.07	0.08			
京都府	竹野川	荒木野橋	2601301	35.7240	135.1012	12	0.06	0.01	0.00	1.17	B		
京都府	犀川	小貝橋	2603301	35.3062	135.2043	12	0.06	0.01	0.00	1.88	A		
奈良県	飛鳥川(2)	佐田橋	2903201	34.5833	135.7538	10	0.09	0.01	0.01	1.72	C		
奈良県	岡崎川	岡崎川流末	2905301	34.5893	135.7390	10	0.09	0.02	0.01	0.90	C		
大阪府	土佐堀川	天神橋	2700501	34.6882	135.5072	12	0.07	0.04	0.01	0.50	C		
大阪府	太正川	平野川合流直前	2724201	34.6082	135.5730	12	0.14	0.04	0.02	0.73			
大阪府	牛滝川	高橋	2703001	34.4702	135.4167	12	0.06	0.02	0.01	0.79	B		
大阪府	近木川上流	厄除橋	2703601	34.3915	135.3852	12	0.05	0.01	0.00	2.13	B		
大阪府	菟碓川	西打合橋	2704401	34.3515	135.2513	12	0.10	0.01	0.00	1.93	A		
大阪府	百舌鳥川	北条橋	2721401	34.5427	135.4835	12	0.06	0.02	0.01	0.65			
大阪府	田尻川	府道堺阪神線陸橋	2722401	34.3905	135.2888	12	0.07	0.01	0.01	1.17			
大阪府	山川	芥川合流直前	2722801	34.8590	135.5895	12	0.27	0.01	0.00	2.50			

表 IV.6 1991 年から 2002 年までの 12 年間の各年度平均値の 95% タイル値が 0.05mg/L を越えた地点 (9)

都道府県	水域名	地点名	公共用水 域地点番 号	緯度	経度	n	95%tile	median	5%tile	c.v.	類型区 分	事業場	下水道 (雑排水)
大阪府	安居川	淀川合流直前	2723201	34.8093	135.6380	0	0.07	0.04	0.03	0.32			
大阪府	番田井路	玉川橋	2723301	34.8088	135.6010	0	0.06	0.03	0.01	0.73			
大阪府	桑田川	神崎川合流直前	2723401	34.7507	135.4903	0	0.09	0.01	0.01	1.47			
兵庫県	庄下川	尾浜太橋	2803301	34.7373	135.3922	0	0.10	0.02	0.01	1.20	C		
兵庫県	昆陽川	伊尼市境	2803455	34.7550	135.4172	0	0.06	0.03	0.01	0.65	C		
兵庫県	夙川	浜夙川橋	2803555	34.7233	135.3240	0	0.08	0.01	0.01	1.52	C		
兵庫県	別府川	十五社橋	2803801	34.7423	134.8343	0	0.06	0.02	0.01	0.74	C		
兵庫県	内川	流末	2820201	34.8002	135.4058	0	0.05	0.03	0.02	0.48			
兵庫県	金岡排水路	伊尼市境	2820902	34.7573	135.4043	0	0.05	0.03	0.01	0.48			
兵庫県	久寿川	九郎橋	2823003	34.7192	135.3550	0	0.42	0.05	0.02	1.27			
兵庫県	久寿川	ポンプ場	2823004	34.7192	135.3420	0	0.07	0.04	0.03	0.35			
兵庫県	東川	津田橋	2823105	34.7353	135.3567	0	0.05	0.01	0.01	0.87			
兵庫県	洗成川	前浜ポンプ場	2823401	34.7237	135.3347	0	0.06	0.03	0.01	0.70			
兵庫県	宮川	宮川橋	2823701	34.7237	135.3077	0	0.06	0.01	0.01	1.06			
兵庫県	鳴尾新川	上田橋	2822601	34.7068	135.3693	0	0.05	0.02	0.02	0.63			
岡山県	加茂川	加茂川橋	3303001	35.0672	134.0505	0	0.05	0.01	0.01	1.48	A		
広島県	小坂川	加納化成上手	3423702	34.4025	133.0182	0	0.14	0.01	0.01	2.10			
山口県	山居川	庄司橋	3201401	35.4423	133.0512	0	0.07	0.03	0.03	0.54	D		
山口県	夜市川水系 (1)	常盤橋	3502901	34.0692	131.7253	0	0.07	0.01	0.01	1.49	B		
山口県	武久川水系	汐入橋	3504601	33.9715	130.9180	0	0.14	0.03	0.01	1.01	B		
山口県	綾羅木川水系 (1)	望洋橋	3504701	34.0040	130.9215	0	0.10	0.02	0.01	0.98	B		
山口県	友田川水系 (1)	安永橋	3504901	34.0222	130.9085	0	0.09	0.02	0.01	0.99	B		
山口県	菅野湖	EC-9	3550101	34.1375	131.9035	0	0.08	0.01	0.01	1.72	A		
山口県	光井川水系 (1)	鮎橋下流 30 m	3506801	33.9513	131.9503	0	0.08	0.01	0.01	0.99	B		
高知県	江の口川	廿代橋	3900301	33.5588	133.5340	0	0.06	0.01	0.01	1.41	C		
高知県	新川川	中ノ橋	3901202	33.5000	133.5410	0	0.20	0.01	0.01	2.10	B		
長崎県	舟志川	堂坂川合流点	4203101	34.6002	129.4333	0	0.07	0.02	0.02	1.00	A		
宮崎県	五ヶ瀬川下流 (2)	大武	4505851	32.5888	131.6895	0	0.16	0.06	0.02	0.69	A		

2 * 公共用水域地点番号は公共用水域の観測地点に付けられた番号で、都道府県番号 (1~47)、都道府県ごとの水域番号 (3桁)、水域ごとの地点番号 (2桁) で構成されている。n は 1991 年から 2002 年までの 12 年間の年度平均濃度のデータ数である。95%tile と 5%tile はその地点の 12 年間の年度平均濃度 (データ) から算出した 95パーセンタイル値と 5パーセンタイル値である。同様に Median はその地点の 12 年間の年度平均濃度の中央値出あり、c.v. はその地点の 12 年間の年度平均濃度から得られる変動係数である。

1 5.2.2.1. 鉱山地域による影響の特徴

2 高濃度地点 364 地点の内、鉱山地域が亜鉛の主要な排出源と見なした 63 地点の対数正規分布を
3 求めた。

4
5 表 IV.7 陸域公共用水観測地点から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる最尤
6 法から得られた対数正規分布の変数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)
1991年度	39	106	3.4	782
1992年度	48	123	3.4	939
1993年度	57	104	3.2	713
1994年度	62	105	3.4	786
1995年度	63	94	3.5	734
1996年度	63	99	3.5	775
1997年度	63	88	3.6	724
1998年度	62	81	3.6	661
1999年度	61	90	3.9	843
2000年度	62	109	3.4	812
2001年度	61	68	3.9	649
2002年度	62	87	3.5	675
12年間中央値	63	89	3.5	690

7
8
9

10 鉱山地域による影響を受けていると分類した 63 地点の対数正規分布の中央値（幾何平均値）は
11 0.07~0.12mg/L と高かった（表 IV.7）。

12 この分布の中央値濃度を各年度の高濃度地点の濃度分布と比較すると 71~80 パーセンタイルに
13 相当し、分布の高濃度域の多くを占めていた。

14 実際に 63 地点の内 38 地点の中央値が 0.07mg/L を超え、29 地点が 0.10mg/L を超えていた。12
15 ヶ年度で対数正規分布の中央値は有意な減少傾向が認められたが、95 パーセンタイル値では減少
16 傾向は有意ではなかった。

17 63 地点の幾何標準偏差は 3.2~3.9 と大きく、地点ごとの中央値濃度に差があることが分かる。
18 これら 63 地点（それぞれ）での年度平均濃度の変動係数の幾何平均値は 0.36 であり、高濃度地
19 点 364 地点の各地点の変動係数の幾何平均の 0.57 と比較すると、鉱山地域に影響を受ける 63 地
20 点は年度平均濃度の 12 ヶ年度での変動が小さい。

21 鉱山地域からの亜鉛は、鉱物からの溶出や一時的に排水を貯める処理施設からの排出を経て公
22 共用水域に供給されることが考えられる。このような排出源の特徴は休廃止鉱山の影響を受ける
23 地点で高濃度地点の中でも比較的濃度が高く、年度平均濃度の変動が少ない特徴と矛盾がない。

24
25

1 **5.2.2.2. 事業場による影響の特徴**

2
3 前項と同様に、分類された 110 地点の 12 ヶ年度の中央値濃度や各年度のデータセットを用いて
4 対数正規分布を求めた。

5
6 表 IV.8 陸域公共用水観測地点の中から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる最
7 尤法から得られた対数正規分布の変数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)
1991年度	80	45	2.8	252
1992年度	84	51	2.9	298
1993年度	83	42	2.8	229
1994年度	106	45	3.1	282
1995年度	105	49	2.8	276
1996年度	107	42	2.8	231
1997年度	107	36	2.9	202
1998年度	96	47	3.7	409
1999年度	101	46	2.7	232
2000年度	101	41	2.6	199
2001年度	101	25	2.8	137
2002年度	101	24	3.0	150
12年間中央値	110	38	2.7	190

8
9
10
11 事業所による影響を受けている地点と分類された 110 地点の対数正規分布の中央値（幾何平均値）
12 は $0.02\sim 0.05\text{mg/L}$ で、12 ヶ年度で有意な減少傾向が認められた。有意な減少傾向は 95 パーセン
13 タイル値でも認められ、事業所からの排出負荷による公共用水域の亜鉛濃度への影響は 12 ヶ年度
14 の期間で減少していたと考えられる。95 パーセンタイル値が 12 ヶ年度で $0.14\sim 0.41\text{mg/L}$ であり、
15 年度平均濃度が 0.1mg/L を超える地点も各年度で数地点含まれている。

16 12 ヶ年度の年度平均濃度の変動係数を地点ごとに集計して幾何平均を計算すると 0.69 であり、
17 休廃止鉱山による地点の 0.36 や高濃度地点全体の 0.57 より大きく、これら 109 地点には年度平均
18 濃度が大きく変化している地点が多いことが特徴的であった。

1 5.2.2.3. 下水道処理場による影響の特徴

2 分類された 53 地点の 12 ヶ年度の中央値濃度や各年度のデータセットを用いて対数正規分布を
3 求めた。

4
5 表 IV.9 陸域公共用水観測地点の中から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる最
6 尤法から得られた対数正規分布の変数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)
1991年度	48	34	1.8	92
1992年度	50	44	2.3	170
1993年度	55	34	1.9	100
1994年度	57	29	1.8	80
1995年度	58	29	2.3	117
1996年度	58	31	2.3	121
1997年度	58	28	2.2	102
1998年度	56	29	2.6	139
1999年度	54	35	2.5	153
2000年度	56	33	2.1	110
2001年度	55	28	2.5	123
2002年度	56	23	2.5	102
7 12年間中央値	58	26	1.9	76

8 下水処理場の影響を受けている地点に分類された 58 地点は、分布の中央値（幾何平均値）が
9 0.02～0.04mg/L であり、95 パーセンタイル値が 0.08～0.17mg/L と低濃度だった。12 ヶ年度で濃度
10 分布の中央値（幾何平均値）と 95 パーセンタイル値は有意な増・減傾向を示さなかった。

11 この分類の各年度の濃度分布によると年度平均濃度が 0.1mg/L を超える割合は数%程度と少な
12 かった。下水処理場からの排水は人間活動に関わる多様な排出を混合しているために濃度が高く
13 なることや大きく変動することも比較的少ない。下水処理場の排出水の全亜鉛濃度は 0.04～
14 0.08mg/L 程度（水質汚濁物質排出量総合調査（調査結果概要））であり、対数正規分布による中央
15 値濃度（幾何平均濃度）が排水濃度よりやや低いことは矛盾がない。

16

1 5.2.2.4. 事業場と下水処理場による複合影響の特徴

2 分類された 42 地点の 12 ヶ年度の中央値濃度や各年度のデータセットを用いて対数正規分布を
3 求めた.

4 表 IV.10 陸域公共用水観測地点の中から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる
5 最尤法から得られた対数正規分布の変数と定量下限値未満データ数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	95パーセンタイル値 ($\mu\text{g/L}$)
1991年度	39	35	1.8	88
1992年度	38	35	2.1	121
1993年度	39	29	1.7	69
1994年度	42	30	2.2	108
1995年度	41	27	2.5	121
1996年度	42	36	2.3	139
1997年度	42	22	2.4	94
1998年度	41	38	2.3	149
1999年度	42	34	2.3	137
2000年度	42	32	2.0	98
2001年度	42	30	2.1	99
2002年度	42	22	2.0	68
12年間中央値	42	29	1.7	70

6

7

8

9 事業所と下水処理場の影響を受けている地点と分類された 42 地点の亜鉛濃度の分布は、下水処理
10 場の影響を受けている地点とほぼ同程度だった。分布の中央値（幾何平均値）や 95 パーセンタイ
11 ル値は低く、12 ヶ年度で有意な増減傾向を示さなかった。

12 下水処理場からの排出は高濃度ではなく濃度変動も小さいことに加えて、事業所からの排出と
13 比べて流量が多く、河川の流量の数割程度になることも多い。そのため、事業所からの排出の影
14 響が希釈されていたと考えられる。

15

1 5.2.2.5. 未分類の地点の特徴

2 分類されなかった 91 地点（農薬の影響と特定された 1 地点を含む）の 12 ヶ年度の中央値濃度
3 や各年度のデータセットを用いて、対数正規分布を求めた。

4
5 表 IV.11 陸域公共用水観測地点の中から選択された高濃度地点の亜鉛年度平均濃度データによる
6 最尤法から得られた対数正規分布の変数と定量下限値未満データ数

データセット	データ数 (地点数)	中央値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	95パーセンタイル 値
1991年度	56	28	2.4	122
1992年度	58	21	4.0	205
1993年度	63	26	2.7	131
1994年度	85	24	3.0	141
1995年度	87	19	2.8	101
1996年度	86	20	2.6	96
1997年度	87	18	2.7	92
1998年度	88	21	2.8	113
1999年度	82	24	2.3	97
2000年度	87	15	3.4	115
2001年度	89	17	2.9	99
2002年度	88	17	3.1	108
12年間中央値	91	16	2.3	64

7

8

9

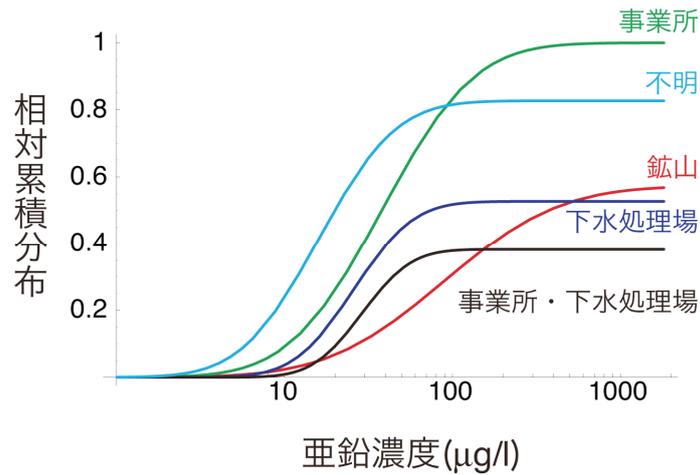
10 未分類の 91 地点には流出した農薬によって亜鉛濃度が高いと考えられた地点（1 地点）を含ん
11 でのいる。この 91 地点で得られた濃度分布の中央値（幾何標準偏差）と 95 パーセンタイル値から、
12 この分類群の地点は比較的濃度が低く、これまで取り上げた 4 分類で高濃度地点 364 地点の比較
13 的高濃度の地点を網羅できていると思われる。この分類群の中央値濃度と 95 パーセンタイル値濃
14 度は 12 ヶ年度で有意な減少傾向を示したことから、現時点で未把握の亜鉛排出源で公共用水域の
15 モニタリングデータの全亜鉛濃度を増加させる要因は無視できると考えられる。

16 着目した高濃度地点を解析した結果、亜鉛の濃度を特に高める要因は休廃止鉱山と事業所が近
17 くに位置していることであり、下水処理場からの排水はその濃度レベルと豊富な流量から 0.05～
18 0.08mg/L 程度の濃度に公共用水域の全亜鉛濃度を制御していると考えられる。

19

20 以上の排出源ごとの情報を図にまとめた。

21



1
2 図 IV.7 主な負荷源ごとに求めた相対累積分布. 最も数の多かった事業所由来の分布を 1 とし、
3 その他は面積がそれぞれ事業所由来との比率になるようにスケールした。

4
5 **6. まとめ**

6
7 本章では公共用水域における亜鉛の環境動態とモニタリングデータについてまとめた。
8 陸域の公共用水域では、環境基準値が年平均値として 0.03mg/L と設定されているが、都道府県に
9 よっては公共用水域のモニタリングが環境基準値より高い値を定量下限値している事もあった。
10 12ヶ年度の年平均濃度を用いて順位の 95 パーセンタイル値を算出し、この値が 0.05mg/L を超
11 過している高濃度地点は全国の 2075 地点のうち 364 地点だった。

12 モニタリングデータによる高濃度地点に亜鉛を排出している主な負荷源は休廃止鉱山、事業場、
13 下水処理場に分けられ、それぞれ特徴が異なっていた。休廃止鉱山の影響を受けていた地点は最
14 も高濃度だった。事業所による影響を受けていた地点は休廃止鉱山の分類の次に濃度が高かった。
15 この分類は年平均濃度が 12ヶ年度で変化が大きいことも特徴的であった。下水処理場の影響を
16 うけている地点では濃度が 0.05~0.08mg/L 程度で推移していた。

17 これらの情報をふまえ、次章においてリスクの定量化を行う。

18
19

1 7. 参考文献

- 2 Callahan MA, Slimak NW, May IP, Fowler CF, Freed JR, Jennings P, Durfee RL, Whitmore FC, Maestri B,
3 Mabey WR, Holt BR, and Gould C (1979) Water-related environmental fate of 129 priority
4 pollutants. Vol. 1: Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and
5 PCBs. Springfield, VA, Versar, Inc. (EPA-440/4-79-029A). : Environmental Health Criteria
6 Monographs (2001) より孫引き
- 7 Colin J. L., Jaffrezo J. L. & Gros J. M. (1990) Solubility of major species in precipitation: factors of
8 variation. *Atmos Environ*, 24A(3): 537–544. : Environmental Health Criteria Monographs (2001)
9 より孫引き
- 10 Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants (1986) 環境汚染物質の生体へ
11 の影響 17 亜鉛. 山根靖弘ら訳 和田攻・木村正己 監訳 東京化学同人 東京.
- 12 Eisler R (2000). Handbook of Chemical Risk Assessment Health Hazards to Humans, Plants, and Animals
13 vol.1 Metals. Lewis Publishers, New York, USA.
- 14 Environmental Health Criteria Monographs (2001) . Environmental Health Criteria 221 .
15 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm> (2007年3月アクセス)
- 16 Fergusson FE and Kim ND (1991) Science of the total environment. : 浅見輝男 (2001) より孫引き
- 17 Imai N (1990) Multielement analysis of rocks with the use of geological certified reference material by
18 ICP-MS. *Analytical Sciences*. 6: 389-395.
- 19 Naito W, Gamo Y and Yoshida K (2006) Screening-level risk assessment of di(2-ethylhexyl) phthalate for
20 aquatic organisms using monitoring data in Japan. *Environmental Monitoring and Assessment* 115:
21 451-471.
- 22 Spiro TG and Stigliani WM (2000). 地球環境の化学 (Chemistry of Environment). 岩田元彦・竹下
23 英一 (訳). pp216. 学会出版センター 東京.
- 24 Viets FG (1962) Chemistry and availability of micronutrients in soils. *J Agric Food Chem*, 10(3):
25 174–178. : Environmental Health Criteria Monographs (2001) より孫引き
- 26 愛知県. 3 「大気粉じん等環境調査」
- 27 浅見輝男 (2001) データで示すー日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター 東京.
- 28 今井登, 寺島滋, 安藤厚 (1987) 誘導結合プラズマ発光分析法による河川堆積物の分析. *分析化*
29 *学* 36 : T41-T45. : 日本の地球化学図より孫引き
- 30 今井登 (2001) 地球化学図による元素分析. *地学雑誌* 110 : 454-458 .
31 <http://www.geog.or.jp/journal/back/pdf110-3/p454-458.pdf> (2007年3月アクセス)
- 32 大阪府 (1997-2004) 大阪府環境白書
- 33 小山田花子, 内藤航, 林彬勸 (2006) 亜鉛の発生源の特定と環境排出量推定. 日本水環境学会年
34 会講演集 : 596. 東北学院大学 仙台
- 35 環境省水・大気環境局水環境課 (2003). 平成14年度水生生物への排出影響調査報告書

- 1 環境省水・大気環境局水環境課 (2004). 平成 15 年度水生生物への排出影響調査報告書
- 2 環境省水・大気環境局水環境部 (2005). 未公開データ
- 3 環境省水・大気環境局水環境部. 亜鉛の検出状況 <http://www.env.go.jp/water/zn/index.html> (2007 年
- 4 3 月アクセス).
- 5 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 (2005) 第 1 回議事次第・資
- 6 料 <http://www.env.go.jp/council/09water/y099-01b.html> 資料 7
- 7 <http://www.env.go.jp/council/09water/y099-01/mat07.pdf> (2007 年 3 月アクセス)
- 8 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 (2006) 第 6 回議事次第・資
- 9 料 <http://www.env.go.jp/council/09water/y099-06b.html> 参考資料 (2007 年 3 月アクセス)
- 10 休廃止鉱山データベース (2006) 未公開データ
- 11 経済産業省 (2004) 平成 15 年度環境負荷物質対策調査委託事業報告書
- 12 県別マップル 県広域・詳細道路地図. 旺文社 東京.
- 13 公害防止の技術と法規編集委員会 編 (1995) 五訂・公害防止の技術と法規 [水質編]. 通商産
- 14 業省環境立地局監修. pp.347-352. 産業環境管理協会 東京.
- 15 国立環境研究所環境情報センター 環境数値データベース, データのダウンロード, 3. 測定点
- 16 データ. http://www.nies.go.jp/igreen/mm_down.html (2007 年 3 月アクセス)
- 17 埼玉県環境部青空再生課青空再生課トップページ
- 18 <http://www.pref.saitama.lg.jp/A09/BF00/contents.htm#18> (2007 年 3 月アクセス)
- 19 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2004) 日本の地球化学図. pp.3-7. 産業技術総合研究
- 20 所 つくば.
- 21 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2004b) 日本の地球化学図
- 22 <http://www.aist.go.jp/RIODB/geochemmap/index.htm> (2007 年 3 月アクセス).
- 23 ジオグラフィネットワークジャパン (2004) <http://www.geographynetwork.ne.jp/> (2007 年 3 月アクセ
- 24 ス)
- 25 石油天然ガス・金属鉱物資源機構ホームページ (2004) 鉱物が資源になるまで?
- 26 http://www.jogmec.go.jp/faq/faq_2_15.html
- 27 東京都衛生局生活環境部 (2002) 大気汚染保健対策健康監視モニタリング調査総合解析報告書ー
- 28 1 2 年間のまとめー 昭和 6 2 年度～平成 1 0 年度
- 29 土壌標準分析・測定法委員会 編 (1986) 土壌標準分析・測定法. 日本土壌肥料学会監修.
- 30 pp.191-202. 博友社 東京.
- 31 日本分析化学会北海道支部 編 (1994) 水の分析 (第 4 版). pp.200-204. 化学同人 京都.
- 32 山崎慎一 (1990) 土壌. ぶんせき : 250-256. : 日本の地球化学図より孫引き
- 33 有害大気汚染物質測定方法マニュアル (1997) . p73,77-80 .
- 34 <http://www.env.go.jp/air/osen/manual2/index.html> (2007 年 3 月アクセス)
- 35 日本工業標準調査会 (1998)

- 1 平成 14-16 年度 PRTR
- 2 水質汚濁物質排出量総合調査（調査結果概要）（2006）平成 12 年度，平成 13 年度，平成 14 年度，
- 3 平成 15 年度，平成 16 年度．平成 17 年度 <http://www.env.go.jp/water/impure/index.html>（2007
- 4 年 3 月アクセス）
- 5

V章 水生生物に対するリスクの定量化

1 はじめに

本章では、亜鉛の生態影響をまとめ、第IV章に記述したモニタリングデータの解析結果と合わせて生態リスク評価を行う。本評価書では、評価の対象生物を淡水域の生物とした。亜鉛の毒性は、鯉を持つ生物において顕著であり、土壌生物では、亜鉛の有害性の報告は比較的少なく、むしろ、ほ乳類等では亜鉛欠乏症のリスクが懸念されている(Leonard & Gerber 1989; Eisler 1993)。また、第IV章において明らかなように、リスクが懸念されると期待される地点は、休廃止鉱山近辺などの陸域であり、本評価書では淡水域の生物の評価を主に行う。

高濃度の亜鉛暴露は、環境中の生物に対して有害な影響を及ぼすことが知られているが、その一方、亜鉛は生物にとって必須元素であるため、欠乏状態になると個体に悪影響を及ぼす恐れがある。亜鉛はタンパクの代謝、DNAの転写や酵素活性に必要(WHO 2001; Eisler 1993)であり、極端な低濃度では欠乏症が生じる。代謝に必要な組織中の亜鉛量は軟体動物や甲殻類で $34.5 \mu\text{g/L}$ - $67.9 \mu\text{g/L}$ (乾重量)と推測されており(White & Rainbow 1985; Depledge 1989)、亜鉛不足による成長阻害等もいくつかの試験で報告されている(Falchuk *et al.* 1985; Vymazal 1986; Keating & Caffrey 1989; Spry *et al.* 1988; Herkovits *et al.* 1989)。亜鉛不足による生物への影響は興味深いテーマであるが、野外環境、特に淡水域において亜鉛の不足による生態影響の報告例は存在せず、懸念レベルではないと思われることから、本評価書では亜鉛欠乏によるリスクは考慮しないこととした。

次節において、水生生物に対するリスク評価における評価エンドポイント、暴露指標および影響指標を明確にし、リスク評価の手順および判定法について記述した。次に第3節において水生生物に対する急性および慢性毒性試験を整理し、その概要を記述した。第4節では、影響評価より得られた慢性毒性試験の結果に基づき、個体レベルの種の感受性分布を作成した。第5節では個体群レベルの閾値濃度を求め個体群レベルの種の感受性分布を作成した。第6節において、第IV章に記述されたモニタリングデータと個体および個体群レベルの種の感受性分布を用いてリスクの定量化を行った。第7節では、亜鉛の生態ちくせいに関する諸情報の概説を行い、最後に考察を行った。

2 問題設定

本評価では、亜鉛をストレス要因とした生態リスク評価を行う。亜鉛は我が国の至る所で検出され、公共用水中の濃度が環境基準値を上回る地点もかなり多く存在する(第IV章参照)。都市部での高濃度地域はほとんどは人為起源であるが、主に山間部の休廃止鉱山付近では、人為起源か自然起源かの明確な区別がつきにくい。そのような地域では、生態系への亜鉛の暴露はかなり昔か

1 ら続いていることが予想され、高濃度亜鉛影響下で非汚染地域とは異なる生態系が比較的長期間
2 維持されていることも考えられる。

3
4 生態リスクは幾つかの生態学的な階層において考慮することができる。従来の生態リスク評価の手
5 法は、ヒト健康リスクの直接的な援用であり、主に個体レベルに発現する影響を排除しようという考
6 え方である。特に亜鉛は、非常に多くの毒性試験がなされており、信頼性の高い評価を行うことが
7 可能である。しかしながら、個体レベルでの影響が生物種の集団、もしくは生態系全体にどのよう
8 な影響を与えるのか、ということがわかりにくい。近年の保全生態学の重要な概念の一つは「持続
9 可能性」であり、ヒトの生態系への関与を認めつつ、ヒトと生態系が調和的に共存してゆく方法を模
10 索している。化学物質場合は、化学物質の利用による生態系へのある程度の有害影響を認めるが、
11 生態系や種が持続不可能なほどの使用は許容しないと、言い換えることができる。このような観点
12 からは、化学物質の生態系への影響を知る必要があり、幾つかの研究者は集団レベルでの影響を
13 直接評価することを提唱している(中西1995; Forbes & Calow 2002; Stark *et al.* 2004)。通常、人為
14 ストレスの影響は注目する環境にいる種数で測られることが多く、集団レベルでの評価を行うことは
15 野外調査から得られる結果と直接に関係している。しかしながら、個体群レベルでの評価は歴史が
16 浅いため、方法論が未だ確立しておらず、結果の再現性や信頼度の点については解決しなければ
17 ならない問題がある。

18
19 以上の観点から、本評価書では、従来の手法である個体レベル、個体群レベルと2階層でのリスク
20 の把握を行い、それら結果を利用した新たな化学物質の管理・対策への提言を行うことを目的とす
21 る。

22
23 具体的には、以下の3点について検討する。

24 (1) 野外において観測される亜鉛濃度は生態系に何らかの影響を及ぼす程度であるか。またそ
25 のようなリスクが懸念される地域は全国に何地点あるのか

26 (2) リスクが懸念される地域では、実際に生態系にどのような影響があるのか

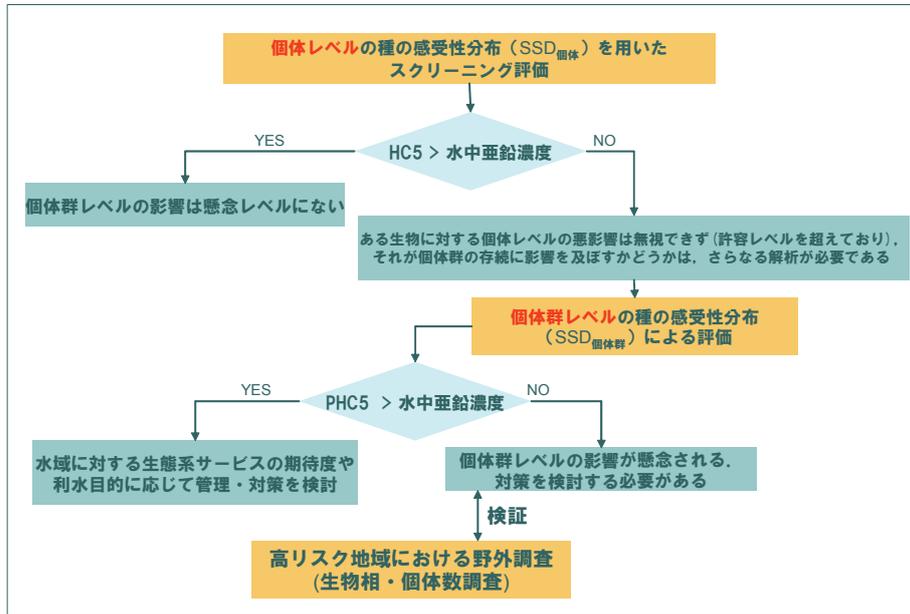
27 (3) 上記1, 2を判断するために足りない情報はなにか
28 をあげる。

29 30 2.1 評価エンドポイントと影響指標

31 リスク評価での重要な概念に「エンドポイント」がある。生態リスク評価では、エンドポイントとい
32 う用語がしばしば使われ(U.S.EPA 1988)、「生態系の中の対象」と「その対象が備える測定あるい
33 は推定可能な特質」の2つの要素から定義される。本評価では次の二つの評価エンドポイントを選
34 定した。

35 (1) 5%の種において何らかの影響が見られると推定される濃度

1 (2) 5%の種の地域個体群が存続できなくなると推測される濃度
2 評価エンドポイント(1)は、既存のリスク評価において最も頻繁に用いられる、種の感受性分布を作
3 成することによって評価される。このエンドポイントでの影響指標は、個体での繁殖、生存、成長な
4 どの生活史形質である。他方、評価エンドポイント(2)は、地域個体群の存続可能性を直接評価す
5 る。
6
7 評価エンドポイント(1)は生態毒性学の観点からなされる評価である。近年では、このエンドポイント
8 によるリスク評価は「個体レベル」での評価とも言われる。毒性試験において最も頻繁に計られる指
9 標はNOEC(no observed effect concentration)である。NOECとは毒性試験により計られた、化学物
10 質の生活史形質における影響が対照群と比べ統計的に有意な差が現れない最大の濃度である。
11 毒性試験では、亜鉛を暴露しない対照群と暴露群で、たとえば死亡率などに影響の見られた個体
12 数を具体的に数え、統計的に有意な差の有無を調べる。すなわち、個体レベルでの影響を評価し
13 ているのである。
14
15 それに対して、評価エンドポイント(2)はより生態学もしくは保全生態学的な観点に立脚したエンド
16 ポイントであり、「個体群(集団)レベルでの評価」と言うことができる。ここでは、個々の死亡や繁殖
17 などの総和により決まる集団全体の運命が評価の対象である。そして、暴露による悪影響の結果、
18 集団が維持できなくなる濃度に注目して評価を進める。この考え方は保全生物学での考え方に一
19 致している。保全生物学でのキーワードの一つに「生物多様性」が挙げられる。エンドポイントという
20 用語こそ使わないものの、保全生物学は個体群の存続可能性を最も重要な指標の一つとしている。
21 ただし、集団の存続可能性は個々の繁殖や死亡への影響に左右されるため、エンドポイント(1)と
22 同じく生活史形質への影響を評価することは必要である。これら二つの評価エンドポイントはそれ
23 ぞれの利点を有するため、どちらか片方だけの評価では不十分である。個体レベルでの評価は毒
24 性データが豊富にあり信頼性の高い評価が進められる。他方、個体群レベルでの評価を念頭にお
25 いた毒性試験は、人、時間、費用がかさみ、ほとんどの物質では行われていない。一方、個体レベ
26 ルでの評価では、何らかの影響が出る濃度を見積もることはできても、その結果として存続可能性
27 に与える影響は評価していない。野外調査ではしばしば各生息地にいる種数を計る。つまり、個体
28 の死亡ではなく、種の多様性を評価しているのである。集団レベルでの評価は方法論としても十分
29 に確立しているとは言えないが先行の詳細リスク評価書をなど、幾つかの評価において既に用い
30 られている。
31
32 なお、暴露指標にはIV章の解析においてなされた、公共用水域の全亜鉛の濃度とした。2075地点
33 の12ヶ年の亜鉛濃度のモニタリングデータから、推測した年間平均値の頻度分布を主に用いた。
34
35 図V.1に本評価書での評価のフローを示した。



14

図 V.1 亜鉛の生態リスク評価のフロー

15

16

17 3 影響評価

18 多くの重金属に共通であるが、亜鉛は様々な要因により毒性が異なる。最も顕著に影響を及ぼす
 19 のは水の硬度であり、硬水であるほど毒性に低下が見られる(Sinley *et al.* 1974; Chapman &
 20 Dunlop 1981; Bradley & Sprague 1985a; Winner & Gauss 1986; Paulauskis & Winner 1988; Everal
 21 *et al.* 1989)。亜鉛の毒性メカニズムは未だ不明である。経口摂取では体内での亜鉛濃度を一定に
 22 するように調節機構があることが示唆されている(Hopkin & Martin 1984)。また、鰓のある生物では、
 23 餌からの吸入と鰓からの吸入が互いに補填的であることも示唆されている(Spry *et al.* 1988)。急性
 24 毒性のメカニズムは次の二つが現在考えられている。まず、極めて高濃度の亜鉛に暴露された生
 25 物は鰓に多量の亜鉛が吸着し、組織が破壊され、呼吸がうまくできずに底酸素症により死亡すると
 26 する考え方である(Skidmore 1970; Skidmore & Tovell 1972; Tuuralla & Soivio 1982)。この現象は
 27 かなり高い亜鉛濃度で起こることが知られている。一方、亜鉛を取り込む鰓の組織はカルシウムも
 28 取り込むことが知られており、鰓に吸着した亜鉛がカルシウムの吸入を阻害し、底カルシウム症で
 29 死亡が起こるとする意見もある(Spry & Wood 1984; Wood 2001; Santore *et al.* 2002)。この考え方
 30 は、カルシウム濃度が高い硬水では亜鉛の毒性が緩和される現象とも合致するため、低カルシウ
 31 ム症が現在では最も尤もらしいと考えられている。また、慢性毒性も低カルシウムが原因であること
 32 を示唆する研究もある(Muyssen *et al.* 2006)。pHもまた、毒性に影響を与える要因の一つである。
 33 依存性は、種ごとに異なり、エンドポイント(死亡か繁殖か)ごとにも異なることが報告されている
 34 (Bradley & Sprague 1985ab; Starodub *et al.* 1987; Belanger & Cherry 1990; Schubauer-Berigan &
 35 Dierkes 1993)。温度も毒性に影響し、多くの種で高温ほど毒性が高くなることが報告されている

1 (Khargarot & Ray 1987; McLusky & Hagerman 1987; Bat *et al.* 1999). しかしながら、温度と毒性
2 の関係は明確ではなく種ごとに異なる(Rehwoldt *et al.* 1972; Smith & Heath 1979). 海域の生物で
3 は、塩分濃度も毒性に影響するが、単純な線形関係にはない(McLusky & Hagerman 1987;
4 Reader *et al.* 1989). また、培地中にフミン酸を添加するとオオミジンコ*Daphnia magna* の亜鉛への
5 毒性は弱くなるが(Paulauskis & Winner 1988; Oikari *et al.* 1992), ドブガイ属の貝(*Anodonta*
6 *anatina*)では逆に毒性が強まるとの報告もある(Hansten *et al.* 1996). 季節変動もまた毒性に関与
7 している(Greenwood & Fielder 1983; Phillips *et al.* 1998). 試験条件の違いによる毒性の影響は近
8 年ではBiotic Ligand Modelを用いることにより、幾つかの生物では、毒性の予測が可能になってい
9 る. BLMについては、後ほど詳しく触れる.

10
11 亜鉛の毒性に変化をもたらすその他の要因に、生物の順化能力が上げられる. 若齢のうちに暴露,
12 もしくは長時間暴露された生物の亜鉛への感受性はほとんどの場合低下する. 順化能力の獲得に
13 は、重金属解毒タンパクを多量に発現することによりなされるものと、遺伝的に高い耐性を持つもの
14 が自然選択の結果として残ることによりなされるものとの二つが挙げられる.

16 3.1 急性毒性

17 亜鉛の急性毒性試験は非常に多いため、本評価書では全ての毒性試験には触れなかった. 文献
18 を記しておくので参考にされたい.

20 3.1.1 淡水域の生物

21 藻類

22 藻類の亜鉛への感受性は種間変位、種内変位ともに高い. 影響濃度はバックグラウンド濃度にも
23 影響を受ける. 藻類も亜鉛に対し順応性を示し、Muysen & Janssen (2001)は*Selenastrum*
24 *capricornutum*, *Chlorella vulgaris*の毒性試験をバックグラウンド濃度1.4, 65($\mu\text{g/L}$)で行い、バック
25 グラウンド濃度が高いほど、感受性が低いと報告している. また、Maeda *et al.* (1990)は*C. vulgaris*
26 は亜鉛濃度10mg/Lで増殖速度が対照群よりも早くなると報告している.

28 [藻類急性毒性の文献]

29 Chen & Lin (1997); Muysen & Janssen (2001); Rachlin & Farran (1974); Wren & McCarroll
30 (1990); Rachlin *et al.* (1983); Brown & Rattigan (1979).

31
32 微生物微生物を用いた毒性試験の最小の値は、*Trochilia minuta*の0.2mg/Lであった. 微生物は
33 概して感受性が低いと言える. Madoni *et al.* (1992; 1996)による毒性試験は、同じ下水処理施設か
34 ら採取された原生動物を用いており、また塩化亜鉛を用いた試験で、かつpHもほぼ同じであるにも
35 かかわらず、試験が行われた年によるばらつきが非常に大きい.

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
32
33
34

[微生物急性毒性の文献]

Madoni *et al.* (1992); Janssen *et al.* (1995); Madoni *et al.* (1996)

無脊椎動物無脊椎動物の急性毒性試験は48時間が多い。最も感受性が高い種は、ミジンコの一
種*Moina irrasa*であり48時間半減致死濃度(48時間LC50)は0.024mg/L (Zou & Bu 1994)であった。
しかしながら、彼らは、試験を硬度が5mg/L (CaCO₃換算で、以下同様) 以下という非現実的な環
境でおこなっている。次に感受性が高い種はミジンコ的一种*Ceriodaphnia reticulata*の48時間
LC50の0.032mg/Lである(Carlson & Roush 1985)。最も値が高いのは端脚類の一種*Crangonyx*
*pseudogracilis*の48時間LC50の121mg/L である。

[無脊椎動物急性毒性の文献]

Brkovic-Popovic & Popovic (1977); Khangarot (1991); Rathore & Khangarot (2002); Bailey & Liu
(1980); Rehwoldt *et al.* (1973); Khangarot & Ray (1987); Willis (1988); Biesinger & Christensen
(1972); LeBlanc (1982); Oikari *et al.* (1992); Mount & Norberg (1984); Arambasic *et al.* (1995);
Magliette *et al.* (1995); Attar & Maly (1982); Gale *et al.* (1992); Barata *et al.* (1998); Carlson &
Roush (1985); Mount & Norberg (1984); Schubauer-Berigan & Dierkes (1993); Magliette *et al.*
(1995); Belanger & Cherry (1990); Diamond *et al.* (1997); Gillespie, Jr *et al.* (1999); Nelson &
Roline (1998); Mount & Norberg (1984); Carlson & Roush (1985); Baudouin & Scoppa (1974);
Vardia *et al.* (1988); Zou & Bu (1994); Wong (1992); Baudouin & Scoppa (1974); Notenboom *et al.*
(1992); Lalande & Pinel-Allol (1986); Rehwoldt *et al.* (1973); Martin & Holdich (1986); Vardia *et*
al. (1988); Linden *et al.* (1979); Couillard *et al.* (1989); Snell *et al.* (1991); Rehwoldt *et al.* (1973);
Khangarot & Ray (1989a); Rehwoldt *et al.* (1973); Mirenda (1986); Willis (1988); Huebner &
Pynnonen (1992); Kraak *et al.* (1994ab); Keller & Zam (1991); Rodgers *et al.* (1980); Nebeker *et al.*
(1986)

魚類

魚類の一般的な傾向として、体サイズが大きいほど感受性が低く(Anderson *et al.* 1980)、齢を経て
いるほど感受性が低い。また、感受性が最も高いのは孵化直後の仔魚であり、卵の感受性はより
低い。最も感受性の高い種はカツスロート(*Salmo Clarki*)の96時間半減致死濃度(96時間LC50)の
0.061mg/Lである(Mayer & Ellersieck 1986)。最も急性毒性値が高いのは、グッピー(*Poecilia*
reticulata)の96時間LC50の300mg/Lである(Sehgal & Saxena 1986)。

[魚類急性毒性の文献]

1 Hamilton & Buhl (1990); Finlayson & Verrue (1982); Chapman (1978*ab*); Buhl & Hamilton (1990);
2 Hale (1977); Sinley *et al.* (1974); Meisner & Quan Hum (1987); Holcombe *et al.* (1979); Hale
3 (1977); Bradley & Sprague (1985*a*); Mayer & Ellersieck (1986); Rabe & Sappington (1970);
4 Holcombe & Andrew (1978); Nehring & Goettl Jr. (1974); Broderius & Smith (1979); Pickering &
5 Henderson (1966); Brungs (1969); Norberg & Mount (1985); Carlson & Roush (1985); Benoit &
6 Holcombe (1978); Bengtsson (1974*a*); Buhl & Hamilton (1990); Pickering & Henderson (1966);
7 Shedd *et al.* (1999); Rehwoldt *et al.* (1971, 1972); Cruz & Morgan (1985); Alam & Maughan (1992);
8 Khangarot *et al.* (1983); Rao *et al.* (1975); Andros & Garton (1980); Hamilton (1995); Buhl &
9 Hamilton (1996); Hamilton & Buhl (1997); Hamilton (1995); Sharma & Sharma (1995); Gupta &
10 Sharma (1994); Pickering & Henderson (1966); Pierson (1980); Sehgal & Saxena (1986);
11 Kallanagoudar & Patil (1997); Spehar (1976); Abbasi & Soni (1986); Meinelt & Stueber (1995);
12 Hilmy *et al.* (1987*a*); Skidmore (1970); Baker & Walden (1984); Woodling *et al.* (2002); Brinkman
13 & Woodling (2005)

14

15 3.1.2 海域の生物

16 藻類

17 海域の藻類で最も感受性が高い種は、珪藻(*Nitzshia closterium*)の96時間EC50の0.075mg/L で
18 あった。ただし、同種を栄養状態が良い条件で毒性試験を行うと、96時間EC50は0.85mg/Lと、感
19 受性が下がる(Stauber & Florence 1989).

20

21 [海域藻類の文献]

22 Stauber & Florence (1989); Rosko & Rachlin (1975); Fisher & Froid (1980)

23

24 無脊椎動物

25 海域の無脊椎動物を用いた毒性試験の中で、最も低い毒性値(Phillips *et al.* 1998)による、ムラサ
26 キウニ(*Strongylocentrotus purpuratus*)の受精阻害から得られた、4.1 μ g/Lである。しかしながら、亜
27 鉛による受精阻害は季節的な変動が大きく、この値は非繁殖期から得られた最も低い値であり、繁
28 殖期に行った試験では50 μ g/Lと十倍以上も開きがある。このような差が出る原因として、温度やウ
29 ニの季節性への生理学的な応答などが考えられるが詳しくは調べられていない。毒性試験の結果
30 は最も低い値が報告される傾向があるが、季節はずれの繁殖成功などを計っても生物的には無意
31 味である。最も感受性が高い種は2枚貝のバルチックシラトリ(*Macoma balthica*)の48時間LC50の
32 2500mg/Lであった。

33

34 [海域無脊椎動物の文献]

1 Eisler & Hennekey (1977); Dinnel *et al.* (1989); Phillips *et al.* (1998); Calabrese *et al.* (1973);
2 Hietanen & Kristoffersson (1988); Ahsanullah (1976); Yap *et al.* (2004); Nelson *et al.* (1988); Eisler
3 & Hennekey (1977); Calabrese & Nelson (1974); Calabrese *et al.* (1977); Hunt & Anderson (1989);
4 Dinnel *et al.* (1989); Eisler & Hennekey (1977); Ahsanullah *et al.* (1988); Reish (1993); Bryant *et al.*
5 (1985); Bengtsson & Bergstrom (1987); Eisler & Hennekey (1977); Reish *et al.* (1976); Dinnel *et al.*
6 (1989); DEvi (1987); Eisler & Hennekey (1977); Ahsanullah & Arnott (1978); Greenwood &
7 Fielder (1983); Verriopoulos & Dimas (1988); Arnott & Ahsanullah (1979); Lussier *et al.* (1985);
8 Verslycke *et al.* (2003); Burton & Fisher (1990); Ahsanullah *et al.* (1981); Martin *et al.* (1989);
9 McLusky & Hagerman (1987); Sivadasan *et al.* (1986)

10

11 魚類

12 海域の魚類の毒性試験は多くなく、感受性も淡水域の魚類に比べると遙かに低い。急性毒性値と
13 して最も低いのは、カベジン(カジカ科の魚*Scorpaenichthys marmoratus*)の96時間LC50の
14 0.1914mg/Lであり、最も高いのは、マングローブ・キリーフィッシュ(*Rivulus marmoratus*)の
15 176.6mg/Lである。

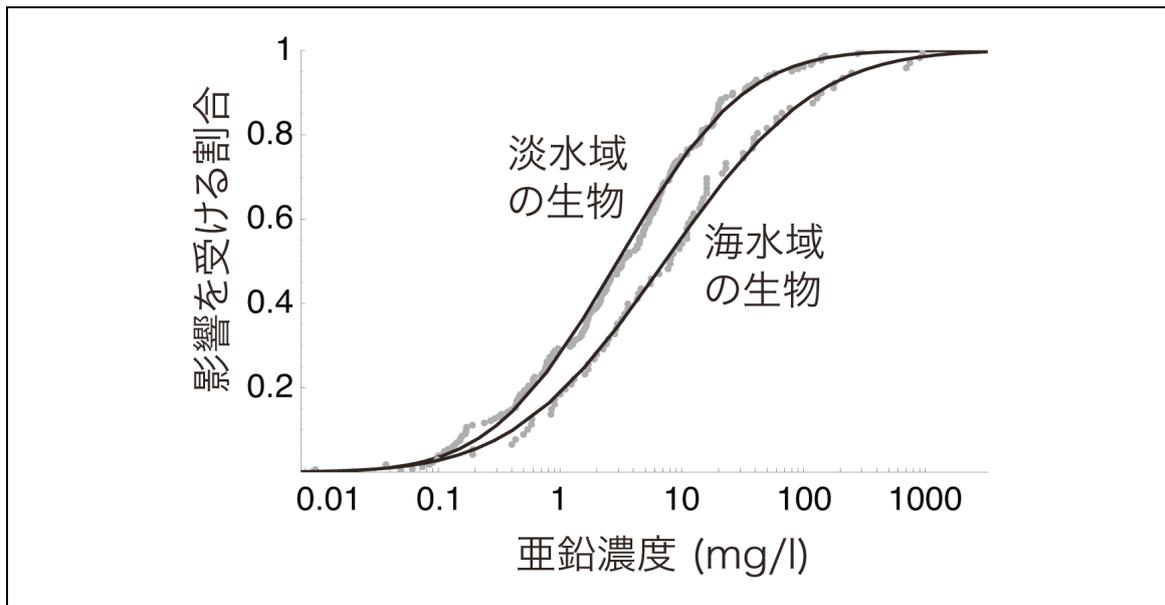
16 [海域魚類の文献]

17 Hamilton & Buhl (1990); Lin & Dunson (1993); Burton & Fisher (1990); Eisler & Hennekey
18 (1977); Taylor *et al.* (1985); Shenker & Cherr (1990); Linden *et al.* (1979); Moreau *et al.* (1999);
19 Dinnel *et al.* (1989); Palawski *et al.* (1985)

20

21 3.1.3 急性毒性まとめ

22 96時間急性毒性(LC50, EC50)を選び出し、それらの値が対数正規分布に従うと仮定し、海域の生
23 物と陸域の生物との感受性の平均値の比較を行った(図V.2)。淡水域の生物が感受性がより高く、
24 低い濃度で影響が現れることがわかった。



図V.2: 96時間急性毒性(EC50及びLC50). 点が急性毒性値を表し, 実践が最尤推定により求めた, 対数正規分布を表す. 幾何平均値は, 淡水域, 海域でそれぞれ2.97mg/L, 7.26mg/Lであった.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20

3.2 慢性毒性

亜鉛の慢性毒性試験も多く存在する. ここでは, 慢性毒性試験の概観し, 詳しい解析は次節において行う.

3.2.1 淡水域の生物

藻類

Bartlett & Rabe (1974)は緑藻(*Selenastrum carpicornutum*)の7日間毒性試験を行っている. 0.03mg/Lで増殖に減少が見られ, 0.12mg/Lで増殖が完全に止まり, 0.7mg/Lで集団サイズに減少が見られると報告している. Greene *et al.* (1975)は緑藻(*S. carpicornutum*)を用い培地中の栄養状態と亜鉛の毒性の影響の関係を調べている. まず, 14日後のバイオマスが10000 cells/mlになるのに必要な栄養塩量を求め, 栄養塩濃度が25%, 50%の貧栄養状態の下で試験を行った. 14日後のバイオマスのバイオマスと比較した増殖率を50%下げるのに必要な亜鉛濃度(14日EC50)は, 25%培地で0.0404mg/L, 50%培地で0.068mg/Lであった. また, 彼らは, リンを添加した実験も行っているが, 結果に差はなかったことから, リンは亜鉛の毒性に関与しないとしている. Whitton (1967)はカワシオグサ(*Cladophora glomerata*)を用いて3日間の毒性試験を行っている. 培地にEDTAキレートを加えることにより毒性は弱められ, 集団サイズをエンドポイントにしたNOECは0.06 (EDTA無し), 0.3mg/L (EDTAあり)である. Les & Walker (1984)は藍藻(*Chroococcus parisi*)を用いて, 10日間の成長速度を調べている. 亜鉛濃度1mg/Lに暴露された藍藻は対照群に比べ有意に成長速度が遅くなり, 0.4mg/Lに暴露された藍藻では有害影響は検知されなかった.

1 大型植物
2 van der Werff & Pruyt (1982)は水生の大型植物4種の最大73日毒性試験を行っている。コカナダモ
3 (*Elodeanuttallii*)を用いた14日間、アワゴケ科の一種(*Callitriche platycarpa*)を用いた28日間の試
4 験では、32.7mg/Lにおいても全く影響は見られなかった。また、上記2種の73日間の試験では、最
5 大0.647mg/Lにおいて影響が見られず、ウキクサ(*Spirodelapolyrhiza*)、イボウキクサ(*Lemna gibba*)
6 を用いた70日間の試験でも、最大濃度0.647mg/Lにおいて影響が見られなかった。Brown &
7 Rattigan (1979)はカナダ藻(*Elodea canadensis*)を用いて28日間の毒性試験を行い、植物に50%の
8 損傷をもたらす亜鉛濃度(28日EC50)は22.5mg/Lであるとしている。また、同様の試験から、コウキ
9 クサ(*Lemna minor*)の28日EC50は67.7mg/Lであるとしている。

10

11 微生物

12 Janssen *et al.* (1995)は繊毛虫(*Colpoda cucculus*)を用いて7日間の毒性試験を行い、7日後の集団
13 サイズと亜鉛濃度との濃度反応関係をシグモイド曲線で近似している。そのモデルから予測される、
14 集団成長を半減させる亜鉛濃度は1.37mg/Lであり、10%抑える濃度は0.29mg/Lである。

15

16 無脊椎動物

17 Farris *et al.* (1989)はAsiatic clam (シジミ属*Corbicula* sp.)を亜鉛濃度0.034と1.1mg/Lで30日間飼育
18 し、体重増加とセルロース分解酵素活性を調べている。セルロース分解酵素はいずれの濃度でも
19 影響を受けなかったが、体重の増加は濃度0.034mg/Lで対照群に比べ5割に抑えられ、1.1mg/Lで
20 は5日目までは成長できたがそれ以上の成長は見られなかったと報告している。また、1.1mg/Lで
21 飼育した貝の30日後の死亡率は50%であった。

22

23 Willis (1988)は河川に生息する貝(*Ancylus fluviatilis*)の毒性試験を行っている。人工河川を作成
24 し、濃度区を0.1, 0.18, 0.32mg/Lに設定し、6ヶ月間暴露試験を行っている。死亡率は各河川で有
25 意な差はないが、卵数は濃度の上昇とともに有意に減少すると報告している。

26

27 Willis (1989)は体重が15mg以上と4mg以下のヒル(*Erpobdella octulata*)を用いて毒性試験を行っ
28 ている。15mg以上の集団では40, 50, 60, 70日のLC50はそれぞれ、4.8, 1.9, 0.6, 0.1mg/Lであった
29 が、4mg以下で0.39, 0.334, 0.222, 0.06mg/Lであった。

30

31 Munzinger & Guarducci (1988)は淡水生のカタツムリ(*Biomphalaria glabrata*)を用いて33日間の毒
32 性試験を行っている。湖から採取した水を用いて、亜鉛濃度0, 0.5, 1.0, 1.5, 3.0, >5.0mg/Lの濃度
33 区を設定し、死亡率、繁殖率、成長率を計測している。対照群(亜鉛濃度0mg/L)では33日後の生
34 存率が100%であったのに対し、0.5mg/Lでは幼虫、成虫の生存率は85%、1.5mg/Lではそれぞれ
35 40%、80%であったが、3.0mg/L以上では全てが死亡した。1個体あたりの卵数は全ての濃度で対

1 照群よりも有意に下がり, 3.0mg/L以上では発達可能な卵は見られなかった. 成長率(殻直径)も全
2 ての濃度区で下がり, 濃度1.5mg/Lでは全く成長が見られなかった. 孵化率は0.5mg/Lで50%減少
3 し, 1mg/Lでは孵化は見られなかった. 性成熟に至るまでの日数が0.5mg/Lでは7日遅くなり,
4 1.5mg/L以上の高濃度では性成熟が見られなかったと報告している. Dorgelo *et al.* (1995)は淡水
5 生のカタツムリ(*Potamopygus jenkinsi*)を用いて16週間の毒性試験を行っている. 殻の成長速度を
6 エンドポイントにし, EC50を0.103mg/L, NOECを72mg/Lであると報告している.
7
8 Kraak *et al.* (1994a)はゼブラ貝*Dreissena polymorpha*の10週間毒性試験を行い, Filtration rateの
9 半減率(10週間EC50)は0.131mg/Lであったと報告している. 同じエンドポイントでの96時間急性毒
10 性は0.56mg/Lであることから, 急性慢性比は4.3であるとしている. また, エンドポイントを死亡率に
11 した場合, 0.382mg/L (NOEC)で対照群と差は無く, 1.266mg/L (LOEC)で有意に高くなったと報告
12 している.
13
14 Biesinger & Christensen (1972)はスペリオール湖から採取した水をつかってオオミジンコ(*Daphnia*
15 *magna*)の毒性試験を行っている. 3週間LC50は158 μ g/Lと報告している. また, 産卵数が対照群に
16 比べて16%減少する濃度が0.07mg/Lであったことから, その濃度を安全濃度として提唱している.
17 Winner (1981)はオオミジンコの最大140日毒性試験を行い, 全個体が死亡するまでの平均時間は,
18 対照群では130日強であったのに対し, 亜鉛濃度0.1mg/Lでは80日, 0.2mg/Lでは50日弱,
19 0.3mg/Lでは40日弱に低下すると報告している. また, 1個体当たりの産卵数は, 0.1mg/Lで有意な
20 上昇が見られ, 0.3mg/Lで有意な減少が見られると報告している. Winner & Gauss (1986)は軟水
21 (52mg/L CaCO₃)と硬水(102mg/L CaCO₃)で最長50日の暴露試験を行っている. 軟水での生存日
22 数は硬水での日数に比べ有意に減少している. また, フミン酸を添加すると生存日数は有意に上
23 昇すると報告している. Paulauskis & Winner (1988)はオオミジンコを用いて50日の試験を行い, 産
24 卵数と生存率を指標に毒性を調べている. より硬度が高いほど, またフミン酸を多く添加するほど
25 毒性は弱まると報告している. 無影響濃度としてNEC (no effect concentration, LOECとNOECの算
26 術平均)を求めており, 軟水(50mg/L CaCO₃)でフミン酸添加あり・無しでそれぞれ0.1, 0.025mg/L.
27 硬水(200mg/L CaCO₃)ではそれぞれ, 0.225, 0.175mg/Lであった. また, 生存率におけるNECは
28 軟水で0.0875(フミン酸無し), 硬水(フミン酸無し)で0.1625mg/Lであった. 硬度の影響は慢性毒性
29 においても明確な線形関係にある. Bodar *et al.* (1989)はオオミジンコのライフステージごとの影響
30 を調べている. 卵から幼生へのステージ(1-2)が最も感受性が高く, 最大濃度100mg/Lでも余命時
31 間は対照群と異ならないが, ステージ3-6では余命時間は濃度の上昇にともない, 短くなると報告し
32 ている. Enserink *et al.* (1991)は21日間の毒性試験を行いLC50を0.84mg/Lとしている. また, 彼ら
33 は個体群の成長をロジスティック曲線で表現し, EC50を0.57mg/L, EC10を0.42mg/Lと求めている.
34 Munzinger & Monicelli (1991)は3地域から採取されたオオミジンコを用いて, 亜鉛濃度0.05, 0.10,
35 0.15mg/Lのもとで21日間の毒性試験を行っている. どの地域集団でも亜鉛濃度0.05, 0.1mg/Lで

1 飼育されたミジンコは、死亡率、体サイズの増加、総産子数において対照群と差がなかったが、
2 0.15mg/Lで飼育されたミジンコは、生存率が80%になり、総産子数も約50%減少している。体サイ
3 ズの増加率は0.15mg/Lでは有意な減少は見られた。
4
5 Belanger & Cherry (1990)はネコゼミジンコ(*Ceriodaphnia dubia*)を、硬度の異なる河川(硬度97.6,
6 113.6, 182.0 mg/L CaCO₃)から取水し、pHを調節(pH: 6, 8, 9)した試験水で、7日間の毒性試験を
7 行っている。同じ硬度でも、pHの違いにより影響濃度が変わり、pH6と8では亜鉛濃度0.025mg/Lで
8 対照群に比べ産子数に有意な減少が見られるが、pH9では0.05mg/Lで有意に減少する(硬度
9 81mg/L)。硬度118mg/Lの試験水では、全てのpHで0.1mg/Lで有意に減少するが、硬度168mg/L
10 の試験水ではpH6では0.05mg/Lで、pH8では0.1mg/Lで産子数が減少する。pH9では、0.05mg/L
11 で産子数は減少するが、0.1mg/Lでは有意な差は見られないと報告している。Masters *et al.* (1991)
12 はネコゼミジンコの4日、7日間の毒性試験を行っている。試験は2回繰り返され、増殖と生存をエン
13 ドポイントにしたNOECとLOECの幾何平均が報告されている。7日間の幾何平均値は、増殖をエン
14 ドポイントに取ると0.07, 0.14mg/Lで、生存をエンドポイントに取ると0.04, 0.14mg/Lである。また4日
15 と7日の幾何平均値にそれほど大きな差はない。
16
17 Wong (1993) はタマミジンコ(*Moina macrocopa*)の毒性試験を行い、生命表に基づいた解析を行
18 い、亜鉛濃度と産子数、寿命の関係を求めている。亜鉛濃度0.01, 0.02, 0.10, 0.25, 0.50,
19 0.70(mg/L)に対しての、1雌あたりの生涯平均産子数は9.85, 11.80, 11.20, 11.55, 9.55, 3.85, 平
20 均寿命は5.82, 6.14, 6.79, 6.04, 4.44, 4.94(日)であると報告している。
21
22 Borgmann *et al.* (1993)はヨコエビ(*Hyalella azteca*)を用いて10週間の毒性試験を行っている。生存
23 率をエンドポイントにして、NOECが42.3mg/L, LOECが108mg/Lであったと報告している。
24
25 Anderson *et al.* (1980)はスペリオール湖の水を使って、ユスリカ(*Tanytarsus dissimilis*)の毒性試験
26 を行っている。卵から成長を開始し10日後の生存個体数を数え、10日LC50は36.8 μ g/Lであると報
27 告している。ただし、この濃度において生存していた幼虫の成長(頭蓋の大きさ)には差が見られな
28 かった。
29
30 Nebeker *et al.* (1984)はトビケラ(*Clistoronia magnifica*)のライフサイクル試験を行い、5,243mg/Lに
31 おいて影響は無いと報告している。96時間の急性毒性試験では61mg/Lでも半数致死には至らな
32 かったと報告している。
33
34 van der Geest *et al.* (2001)はカゲロウ(*Ephoron virgo*)の幼虫を用いて、10日間の毒性試験を行っ
35 ている。最も強く影響を受けるのは死亡率であり、体サイズの増加はそれほど影響を受けない。亜鉛

1 濃度と生存率の関係をシグモイド曲線を用いて適合させた結果、人工培地(M7 Elendt medium)で
2 はLC10, LC50をそれぞれ1.73, 4.36mg/Lと推定している。ライン川から採取した水を用いた試験
3 では、LC10, LC50はそれぞれ0.72, 1.84mg/Lと推定された。
4
5 魚類
6 Bengtsson (1974a)はヒメハヤ(*Phoxinus phoxinus L.*)の150日毒性試験を行っている。濃度
7 0.13mg/Lに暴露された一年魚は30日後には対照群に比べ有意に体重の増加が抑えられていた
8 が、0.13mg/Lに暴露された一年魚では有意な差はなかった。死亡率はその濃度で有意に差が見
9 られた。また、0.3mg/Lに暴露された幼魚は30日以降ほとんど体重の増加が見られなかった。成魚
10 では0.13mg/Lまで死亡が見られなかったが、0.2mg/Lでは死亡が見られた。Bengtsson (1974b)はヒ
11 メハヤ(*Phoxinus phoxinus L.*)を用いて100-270日間の毒性試験を行っている。飼育槽では水は常
12 に循環しており、魚は流れに向かって泳ぎ続ける習性を持つが、流れが早すぎると流されし
13 彼は亜鉛濃度の異なる飼育槽を用意し、魚が流され始める水流と亜鉛濃度との関係を調べている。
14 結果は、108日飼育した一年未満の稚魚で0.06 (ppm)で回転速度に有意な差が現れる。109日と
15 150日飼育した稚魚ではそれぞれ、0.16, 0.3(ppm)で有意に流され始める。100日、270日飼育した
16 成魚では0.2, 0.3ppmで回転速度に有意な差が現れた。
17
18 Dave *et al.* (1987)はゼブラフィッシュ(*Brachydanio rerio*)の14日毒性試験のリングテストを行ってい
19 る。孵化の遅れにおけるLOEC, NOECはそれぞれ、1.023mg/L, 0.647mg/L(20試行の幾何平均)
20 である。胚から仔魚での生存率はより感受性が高く、LOEC, NOECはそれぞれ、10.98mg/L,
21 5.49mg/Lであった。
22
23 Pierson (1980)はグッピー*Poecilia reticulata*の134日間毒性試験を行い、性成熟までの待ち時間を
24 求めている。70日までに性成熟している雄、雌の割合はどの濃度区(0.173, 0.382, 0.607mg/L)でも
25 有意に減少しているが、134日目において成熟している雄、雌の数と亜鉛濃度との間に明確な関
26 係はない。
27
28 Benoit & Holcombe (1978)はファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*)のライフサイクル試験を行
29 っている。卵および幼生の8週間の生存率は、0.295mg/Lで影響が現れた。また、産卵数および正
30 常な卵の固着は0.078mg/Lでは影響が無く0.145mg/Lで影響が現れた。Norberg & Mount (1985)
31 はファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*)の毒性試験を行い、96時間LC50を238 μ g/Lとしている。
32 また、彼らは7日間の毒性試験をおこない、184 μ g/Lで死亡率が有意に上昇するが、その濃度での
33 成長速度(体重増加)には有意な差はない。また、成長速度は374 μ g/Lで有意な差が見られると報
34 告している。また、MATCを125 μ g/L(NOEC: 38.7, LOEC: 184)と算出している。Brungs (1969)はフ
35 ァットヘッドミノーの毒性試験(10ヶ月)を行った。生後2ヶ月の養魚を用い、成長速度(体重増加)お

1 よび産卵数を計測した。2.8mg/Lで集団サイズが半減したが、成長速度に差はなかった。最も感受
2 性が高い生活史形質は、産卵数であり、試験で用いられた最低濃度区0.18mg/Lにおいて影響が
3 見られるが、その濃度ではその他の形質には何の影響も見られなかった。
4
5 Spehar (1976)はフラグフィッシュ(*Jordanella floridae*)の最大100日の毒性試験を行っている。胚の
6 間から暴露されたフラグフィッシュの30日間の生存率は濃度0.267mg/Lで有意に減少するが、暴露
7 されていないフラグフィッシュは0.085mg/Lで有意に減少したと報告している。暴露されたflagfishの
8 雄の100日目での体サイズは0.139mg/Lで有意に減少するが、暴露されていない雌では100日目で
9 の体サイズは0.051mg/Lで有意に減少する。Spehar *et al.* (1978)はフラグフィッシュを用いて30日間
10 の毒性試験を行い、胚の間に暴露されていないフラグフィッシュは濃度0.139mg/Lで14日間の生
11 存率が0%になるが、暴露されている集団では、対照群よりも有意に減少しているが、77%に改善さ
12 れた。しかし、第2世代ではその濃度において生存率の有意な減少は見られなくなると報告して
13 いる。
14
15 Chapman (1978a)は2年魚から成魚のソックアイサーモン(*Oncorhynchus nerka*)を用いて22ヶ月の
16 毒性試験を行っている。最大濃度0.24mg/Lにおいて、生存、稔性、繁殖力、成長いづれにも影響
17 は見られていない。
18
19 Holcombe *et al.* (1979)はカワマス(*Salvelinus fontinalis*)を用いて3世代の毒性試験を行っている。
20 全ての世代において、0.534mg/L (NOEC)で体重や平均産卵数では影響は見られなかった。
21 1.36mg/Lでは孵化率が有意に減少した。1.368mg/Lでは卵およびふ化後12週の幼生の生存率が
22 有意に減少した。
23
24 Sinley *et al.* (1974)はニジマス(*Salmo gairdneri*)を用いて毒性試験を行っている。軟水(26mg/L
25 CaCO₃)と硬水(333mg/L CaCO₃)で21ヶ月魚を飼育し、死亡率を調べている。軟水では、LOECが
26 0.26mg/Lで、NOECが0.14mg/Lであった。硬水ではそれぞれ、0.64, 0.32mg/Lであったと報告して
27 いる。Watson & McKeown (1976)はニジマスの仔魚を用いて、63日間の毒性試験を行っている。
28 亜鉛濃度1.12mg/Lでは体重の増加が有意に抑えられたとしている。また、この濃度において、魚
29 の血糖値も有意に低くなると報告している。Cairns *et al.* (1982)はスティールヘッド(*Salmo*
30 *gairdneri*)をの胚から仔魚間での死亡率を調べ、NOECは0.444mg/Lであると報告している。
31
32 Nehring & Goettl Jr. (1974)は亜鉛により汚染された河川から採集された水を用いて、4種の淡水
33 魚の毒性試験を行っている。ニジマス、カットスロートラウト、ブラントラウト、カワマス(*Salmo*
34 *gairdneri*, *S. clarki*, *S. trutta*, *Salvelinus fontinalis*)の14日半数致死濃度(14日LC50)はそれぞれ、

1 0.41, 0.67, 0.64, 0.96 (mg/L)であった。ニジマスの14日毒性値(0.41mg/L)は96時間LC50とほぼ同
2 程度であり、汚染された河川の魚は高い耐性を獲得していることが予測される。

3
4 Woodling *et al.* (2002)は野外から採取された、モトルドスカルピン(カジカ的一种*Cottus bairdii*)の
5 毒性試験を硬度が46.3mg/Lの試験水を用いて行っている。30日LC50 を0.032 mg/L と求めている。
6 また、0.016mg/L での死亡率は0 (NOEC) で、0.027mg/L での死亡率は32%であった(LOEC)。
7 Brinkman & Woodling (2005) は硬度154mg/L で*C. bairdii* の最大30日の毒性試験を行い、13
8 日以降のLC50は変わらず0.266mg/Lであったと報告している。

9 10 3.2.2 海域の生物

11 Yap *et al.* (2004)は藻類(*Isochrysis galbana*) の5日間毒性試験を行い、EC50(バイオマス)を
12 0.6mg/Lであると報告している。

13
14 Reish *et al.* (1976)は多毛類の環形動物2種の21日毒性試験を行い、*Ctenodrillus serratus*の28日
15 LC50を1.4 (成虫), 0.9(幼虫)mg/L, *Ophryotrocha diadema*の28日LC50を1.25 (成虫) mg/Lと報告
16 している。

17
18 Reish & Carr (1978)は多毛類の環形動物*Ctenodrillus serratus*と*Ophryotrocha diadema*の21日間
19 毒性試験を行い、増殖率は0.25mg/Lで対照群と差はなく、0.5mg/Lで有意に下がると報告してい
20 る。

21
22 Mauri *et al.* (2003)は多毛類*Dinophilus gyrociliatus*のライフサイクル試験(最大60日)を行い、生
23 命表に基づき解析を行い集団の成長率を求めた。結果、濃度1mg/Lでは1雌当たりの生涯繁殖量は
24 有意に低下するが、集団全体の成長率には影響が見られなかったと報告している。

25
26 Stromgren (1982)は*Mytilus edulis*をの22日毒性試験を行い、0.01mg/Lで体サイズの成長率が対照
27 群に比べて有意に減少すると報告している。濃度0.2mg/Lに暴露された貝の増殖率は2-3日後に
28 急激に減少するが(対照群の10-20%)が、その後若干回復し22日目には0.1mg/Lに暴露された貝
29 の成長率とほぼ同じであった(30%程度)。

30
31 Lussier *et al.* (1985)は甲殻類のアミ(*Mysidopsis bahia*)の36日間のライフサイクル試験から、濃度
32 0.231mg/L(LOEC)で生存率、繁殖開始齢、産卵数全てにおいて影響が現れるが、濃度
33 0.12mg/L(NOEC)では全てにおいて影響がないと報告している。

34 35 4 個体レベルでのリスク判定値

1 4.1 種の感受性分布の作成

2 本節では、前節でまとめた慢性毒性試験の結果を用いて種の感受性分布を作成する。ここでは、
3 淡水域の生物への影響を調べるため、海域の生物のデータは用いなかった。解析に用いるデータ
4 及び毒性値は、次の基準で選択した。

5 [i] 暴露期間が試験生物の生活史よりも長く、かつ無影響濃度(NOEC)が著者により明記され
6 ている

7 [ii] NOECが明記されてはいないが、全生活史にわたる試験であれば、LC10もしくはEC10を
8 NOECとみなす

9 [iii] 全生活史にわたる試験でないが、卵から孵化後までの暴露試験であり、NOECが明記さ
10 れている

11 [ii]はEUでのリスク評価書で採用されている基準の一つであるため(van Sprang *et al.* 2004)、本評
12 価書においても採用することにした。[iii]の試験により得られた慢性毒性値はフルライフサイクル試
13 験から得られた慢性毒性値とほぼ同じになるという知見による(Macek & Sleight III 1977; McKim
14 1977)。以上の基準のいずれかを満たす試験を行っている文献を選んだ(表V.1)。

15

16 表 V.1: SSD の文献

分類群	生物	選択基準	文献
植物	藍藻	i	Les & Walker (1984)
	カワシオグサ	i	Whitton (1967)
微生物	繊毛虫	ii	Janssen et al. (1995)
軟体動物	ゼブラ貝	i	Kraak et al. (1994a)
	カタツムリ	i	Dorgelo et al. (1995)
甲殻類	ネコゼミジンコ	i	Belanger & Cherry (1990)
	オオミジンコ	i	Paulauskis & Winner (1988)
		i	Munzinger & Monicelli (1991)
		i	Biesinger & Christensen (1972)
ii	Enserink et al. (1991)		
端脚類	<i>Hyela azteca</i>	i	Borgman et al. (1993)
昆虫	カゲロウ	ii	Van der Geest (2001)
魚類	ゼブラフィッシュ	iii	Dave et al.(2001)
	ファットヘッドミノー	i	Benoit & Holcombe (1978)
	ユーラシアンミノー	i	Bengtsson (1974a)
	スティールヘッドミノー	iii	Cairns et al. (1982)

	カワマス	i	Holcombe et al. (1979)
	フラグフィッシュ	i	Spehar (1976)

1

2 以上の文献は, Janssen *et al.* (1995)による鞭毛虫の毒性試験以外は, van Sprang *et al.* (2004)によ
3 る種の感受性分布にも採用されており, 信頼度の高い研究であると考えられる. 種の感受性分析
4 には微生物の毒性試験が用いられることはまれであるが, 微生物も生態系の主要な構成要因であ
5 り排除する明確な理由は考えられないことから, ここでは採用することとした.

6

7 以上の文献から得られる無影響濃度(NOEC)を次表に示す.

8

- 1
- 2 表V.2 種の感受性分析に用いたデータ一覧. 備考: a) 記載なしは日数, mo= 月数, gen= 世代数, b) CaCO3 mg/l, c) Sinley et al. (1974) の軟水での
- 3 慢性毒性試験は試験日数が書かれていないが, 慢性毒性と同じであろうと仮定した. van der Geest et al. (2001) は人工培地とライン川から採取した水を
- 4 使った試験を行っているが, ライン川の硬度やpH などの情報が分からなかった. Dave et al. (1987)はリングテストの報告で
- 5 あり, 同一環境でいくつかの試験が行われている. このため, 幾何平均を取り1 点のデータとして扱った.

6

種	齢	期間(a)	pH	硬度(b)	エンドポイント	NOEC (µg/l)	文献
<i>Chroococcus parisi</i>		10	7.8	54	集団サイズ	400	Les & Walker (1984)
<i>Cladophora glomerata</i>		3	8.4		集団サイズ	60	Whitton (1967)
<i>Colpoda cucullus</i>		7	6.8		集団サイズ	290	Janssen et al. (1995)
<i>Dreissena polymorpha</i>	幼生	70	7.9	270	死亡	382	Kraak et al. (1984a)
<i>Potamopygus junkinsi</i>	幼生	112	8	160	死亡	72	Dorgelo et al. (1995)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼生	7	9	81	産子数	25	Belanger & Cherry (1990)
	幼生	7	8	118	産子数	50	
	幼生	7	9	118	産子数	50	
	幼生	7	8	168	産子数	50	
<i>Daphnia magna</i>	幼生	50	8.3	50	産子数	25	Paulauskis & Winner (1988)
	幼生	50	8.3	100	産子数	75	
	幼生	50	8.3	200	産子数	150	
	幼生	21	7.7	45	産子数	52	Biesinger & Christensen (1972)

	幼生	21	7.7	45	産子数	74	Biesinger <i>et al.</i> (1986)
	幼生	21	7.7	65	産子数	100	
		21	7.7	65	産子数	100	Muzinger & Monicelli (1991)
	幼生	21	7.7	65	産子数	100	
	幼生	21	8.1	225	集団サイズ	420	Enserink <i>et al.</i> (1991)
<i>hyalella azteca</i>	幼生	70	7.8	200	死亡	42.3	Borgmann <i>et al.</i> (1993)
<i>Ephoron virgo</i>	幼生	10	8.0	293	死亡	720	van der Geest <i>et al.</i> (2001)
<i>Brachdanio rerio</i>	卵	14	7.5	100	孵化時間	660	Dave <i>et al.</i> (1987)
<i>Jordanella floridae</i>	仔魚	30	7.5	44	雄の体サイズ	75	Spehar (1976)
<i>Phoxinus phoxinus</i>	一年仔	150	7.5	70	体サイズ	50	Bengtsson (1974)
<i>Pimephales promelas</i>	卵	240	7.5	46	卵数	78	Benoit & Holcombe (1978)
	卵	21mo	6.8	333	生存	320	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	卵	21mo(c)	6.8	26	生存	140	Sinley <i>et al.</i> (1974)
	卵	72	7.0	27	生存	440	Cairns <i>et al.</i> (1982)
<i>Sabvelinus fontinalis</i>	卵	3gen	7.4	45	孵化率	534	Holcombe <i>et al.</i> (1979)

1

2

1 4.2 毒性と硬度

2 表4.2の毒性データを用いて種の感受性分布を作成するが、報告されている毒性データは試験条
3 件が異なる。亜鉛の毒性は硬度により緩和され、体サイズや生物の齢にも依存する。また、オオミ
4 ジンコの毒性データがいくつか見られるが、オオミジンコは種内多系が著しくあり、例えば体サイズ
5 などは系統により大きく異なる。しかしながら、文献中ではオオミジンコとのみ報告されているおりサ
6 イズなどは判別不可能である。硬度の影響を考慮するため、従来のリスク評価では、[1] U. S. EPA
7 の補正式を用いて硬度による毒性の影響を補正する、[2]同種の毒性試験の結果は、硬度の影響
8 などを考慮することはなく、幾何平均をとり種の代表値とする、などのアプローチが取られている。

10 4.2.1 U. S. EPAの補正式

11 U. S. EPA(2006)は硬度の影響を考慮した、水質クライテリアを以下のように表しているU. S. EPA
12 (2006).

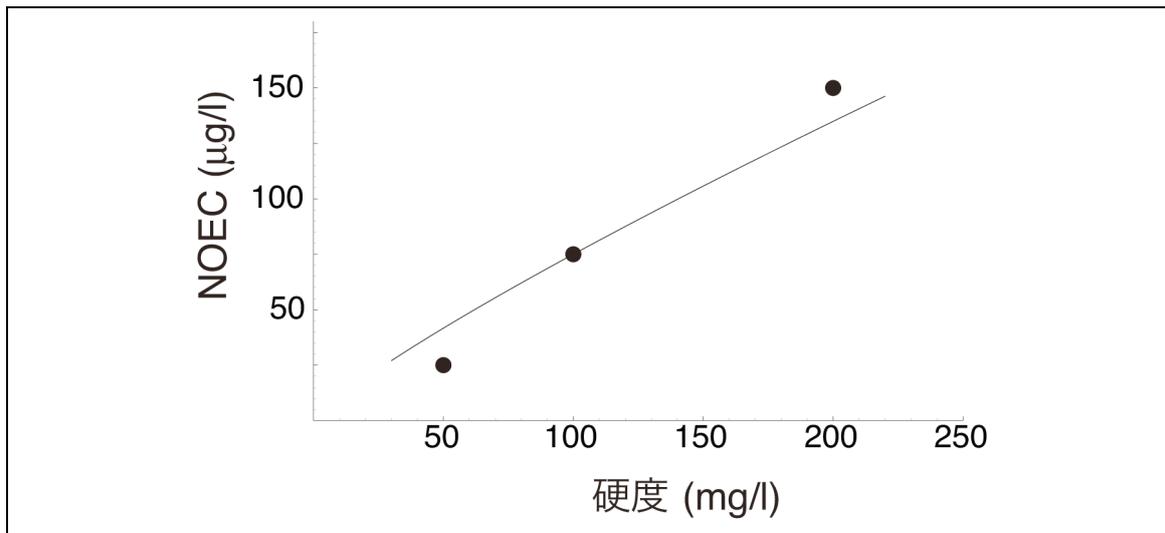
13
$$\text{CMC(溶存)}=0.978\exp\{0.8473[\ln(\text{硬度})+0.884]\}=2.282(\text{硬度})^{0.8473} \quad (1)$$

14
$$\text{CCC(溶存)}=0.986\exp\{0.8473[\ln(\text{硬度})+0.884]\}=2.301(\text{硬度})^{0.8473} \quad (2)$$

15 ここで、CMC は「Criteria Maximum Concentration」の略で、対照物質が水生生物群衆に短時間
16 の暴露によって有害な影響を及ぼさない、水中での最大濃度と定義されている。同様に、CCCは
17 「Criterion Continuous Concentration」の略であり、長期暴露によって影響を及ぼさない最大濃度で
18 ある。これらは、1mg/L CaCO₃あたりの変化による毒性値の変化(μg/L)を表している。この式を使え
19 ば、今、硬度ymg/L CaCO₃において慢性毒性値NOEC_yが得られているとしたら、硬度zでの毒性
20 値NOEC_zに次のように変換できる。

21
22
$$\text{NOEC}_z=\text{NOEC}_y \exp[0.8473(\ln z - \ln y)]=\text{NOEC}_y (z/y)^{0.8473} \quad (3)$$

23
24 表4.2中のPaulauskis & Winner (1988)のオオミジンコのデータを用いて、この図と比較してみると次
25 の図が書ける。



図V.3: Paulauskis & Winner (1988)による, 3つの硬度で得られたNOEC(点)および, 硬度100mg/Lを式 (3)中の $NOEC_y$ として補正したNOEC(直線). 低い硬度でのNOECは過大評価になり, 高い硬度でのNOECは過小評価となるが, 大まかには一致している.

1
2 図V.3にあるように, 硬度が比較的高いところでは, 硬度と毒性値の関係はほぼ線形である. このこ
3 とは, 毒性値に種内でのばらつきがあり, それが硬度による影響であるならば, 通常取られるような
4 幾何平均で種の代表値とするとそれは過小評価につながるおそれがある(変数が正ならば相乗平
5 均は相加平均より常に小さい). また, そのようなばらつきが種内多型による感受性の違いにより現
6 れているのならば, 幾何平均を取ることは意味がある. が, 平均を取り種の代表とすると, 種内多
7 型の影響を無視してしまう, つまりそれだけの生物多様性を無視することになる.

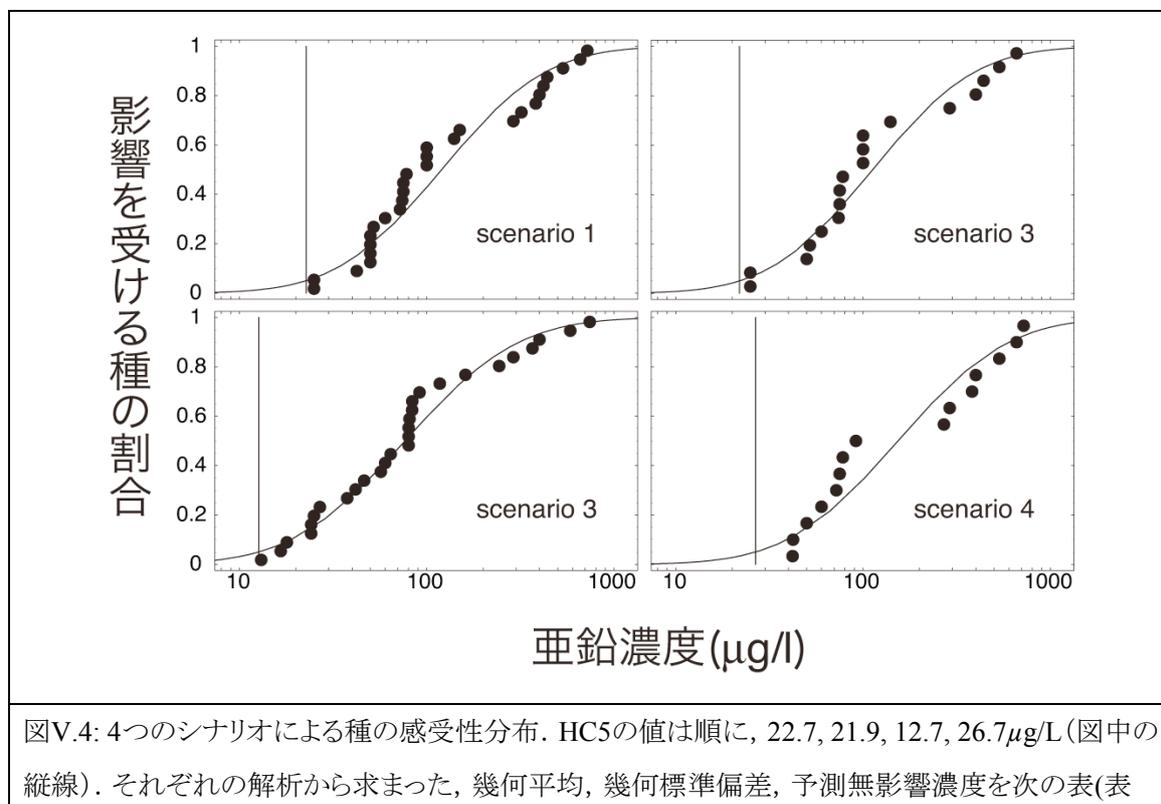
8
9 なお, 硬度やその他の水質の違いが毒性に与える影響では, 近年では, Biotic Ligand Modelを用
10 いて, より詳細な予測が行える. しかしながら, このモデルで予測が行える生物は, オオミジンコ, フ
11 ァットヘッドミノー, ニジマスなどの限られた生物のみであるため, 本評価書では採用しなかった.
12 BLMの詳細については, 後ほど触れる.

13
14 これらは, 種の感受性分布を作成に生じる問題の一つである. ここでは, 硬度や多型の影響をどの
15 ように組み込めば適切な分布が書けるのかという議論は行わず, いくつかの考え方において種の
16 感受性分布を作成する.

17

18 4.3 種の感受性分布

- 1 植物と微生物については硬度の影響は明確ではないので、硬度による毒性の補正は行わない。
- 2 次の4つのシナリオに対して感受性分布を作成した。種の感受性分析において最もよく用いられて
- 3 いる判断基準は、全種の95%が保護されるレベル(HC5)であり、ここでも得られる分布から数値的
- 4 に算出した。また、亜鉛はデータ数が多いため、不確実係数は考慮せず、予測無影響濃度
- 5 (PNEC)はHC5に等しいとして解析を進める。
- 6 i 硬度の補正や、種内での幾何平均などをとらずに、得られたデータ全てを用いて感受性
- 7 分布を作成する。つまり、硬度や種内多型などのばらつきが、分布のばらつきに組み込
- 8 まれているという考え方である。
- 9 ii 日本ではほとんど見られない硬度で行った試験は除いて、その他については試験ごとに
- 10 一つの点として扱う。ここでは、日本では常識的な上限である、硬度100mg/L以下の試
- 11 験について採用した。
- 12 iii 硬度による補正をおこなう。各試験は独立に扱う。我が国での水質中の平均的な硬度は
- 13 50mg/Lであるため、50mg/Lでの毒性になるように補正を行った。なお、硬度が異なる地
- 14 域での評価を行うため、いくつかの硬度について同様の操作を行った。これらについて
- 15 は結果のみを示す。
- 16 iv 硬度を補正せずに種内変異の幾何平均をとり種の代表とした。この方法が最も標準的な
- 17 方法である。



V.3)に示す.

1
2
3

表V.3: シナリオと予測無影響濃度(HC5)シナリオ対数平均値対数標準偏差HC5($\mu\text{g/L}$)

シナリオ	幾何平均($\mu\text{g/l}$)	幾何標準偏差	HC5($\mu\text{g/l}$)
1	120.3	2.74	22.7
2	112.2	2.69	21.9
3	76.7	2.97	12.7
4	152.9	2.88	26.7

4
5
6
7
8
9
10
11
12
13

まず、シナリオ3以外は、幾何平均はほぼ同じであり、平均的な種の感受性は仮定によらずほぼ一定であることが伺える。しかし、硬度補正を行ったシナリオ3の平均値はかなり低く、HC5も低い。しかしながら、硬度の影響は種によって大きく異なるにもかかわらず、一つの式で補正を行っているため、精度はそれほど高くはないだろう。最も一般的な評価手法であるシナリオ4からは、現行の環境基準値($30\mu\text{g/L}$)と同程度の結果が得られた。本評価書ではEUが亜鉛のSSDの作成用いた毒性試験とはほぼ同じものを用いているにもかかわらず、HC5に違いが現れた。これは、EUが同一試験における一番低いNOECを採用しているのに対し、我々はよりフルライフサイクル試験に近い結果(判断基準[iii])を採用していることが理由の一つとしてあげられる。

4.3.1 硬度の影響

14
15
16
17
18
19
20

前節のシナリオ3では硬度 50mg/L のみでの影響を見てきた。硬度 50mg/L はあくまでも我が国での平均的な硬度であり、各地点での硬度は様々である。場特異的な評価を行うには、各地点での無影響濃度を知る必要がある。シナリオ3に基づいて、硬度と毒性の関係を調べてみた。硬度と予測無影響濃度の関係は次の図で表される(図V.5)。休廃止鉱山では中和剤を撒いているところが多く、硬度がかなり高い箇所もある。例えば、上の図で硬度が 200mg/L であったときのHC5は $40\mu\text{g/L}$ である。硬度が 50mg/L の時のHC5は $12.7\mu\text{g/L}$ であり、感受性が3倍程度低下することがわかる。

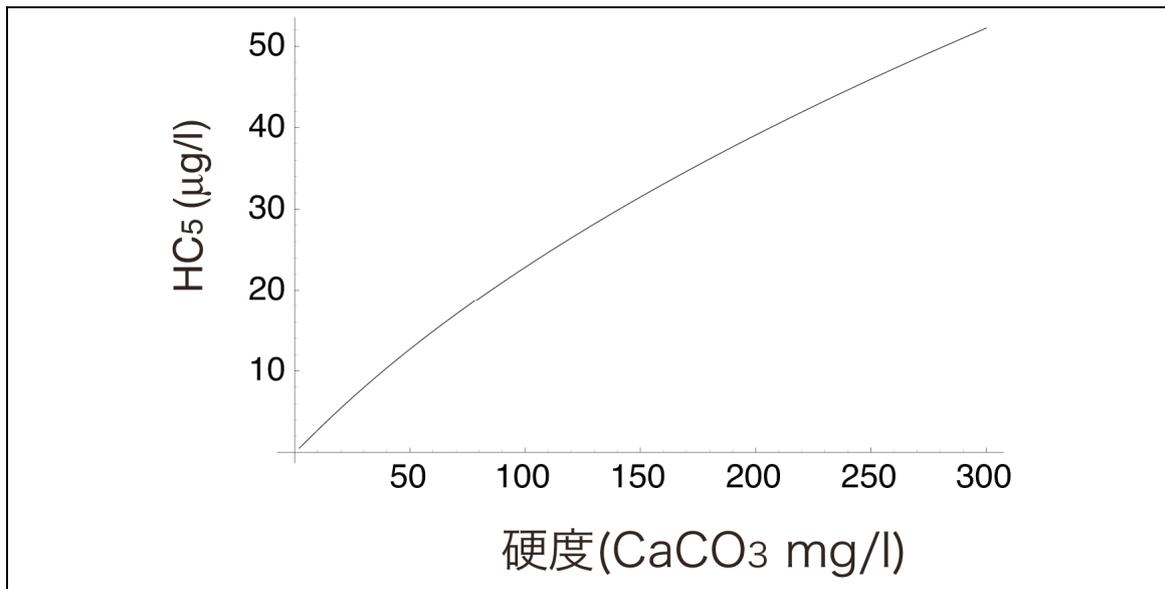


図4: 各硬度における予測無影響濃度

1
2 以下、通常の解析手法であるシナリオ4に基づいてリスク判定を行う。
3
4 **5 個体群レベルでのリスク判定値**
5 前章までのリスク評価は、既存の手法に基づいた個体レベルでの評価である。本節では、個体群
6 レベルでの評価を行い、前章での結果との比較を行い。種の感受成分を作成するには、個体レベ
7 ルでの評価では、産子数や死亡、生存といった異なる幾つかのエンドポイントにおいて計られた無
8 影響濃度(NOEC)を用いて評価を行う。それらのNOECを用いて、分布を作成するということは、す
9 なわちエンドポイントが異なっても、それらは互いに比較可能であるという、暗黙の仮定がある。
10 しかしながら、生態学的には、繁殖における影響と死亡における影響を同等に扱うことは適切では
11 ない。生物は、攪乱を受けて死亡率が上昇し低密度になると繁殖率が上がるという性質を持つ。生
12 物は種ごとに小産小死や多産多死など異なる生活史戦略を持ち、種ごとにどの生活史形質に重
13 みを置いているかが異なる。生活史形質のうち最も高く影響を受ける形質にだけ注目し、比較を行
14 うことは生態学的な性質を無視していると言える。さらには、エンドポイントをそろえても互いに比較
15 することは適切ではないとする指摘がなされている(Stark *et al.* 2004)。生物ごとに生活史戦略が異
16 なるため、同じ死亡での影響でも、戦略ごとに応答が異なるのである。より生態学的に妥当な評価
17 を進めるには、互いに比較可能な評価エンドポイントを採用する必要がある。本節では、評価エン
18 ドポイントを個体群の持続可能性とした。個体群の絶滅とは、移入でも無い限り不可逆な仮定であ
19 り、また種ごとに比較可能な事象であると考えられる。ここでは、まず文献から得られるデータから、
20 幾つかの種における繁殖、死亡における亜鉛毒性の影響を調べ、個体群が維持できなくなる閾値

1 濃度の推定を行う。そして各個に得られた閾値濃度から集団レベルでの無影響濃度の推定を行
2 う。

3

4 5.1 各種での閾値濃度の算出

5 5.1.1 藻類

6 藻類や微生物の毒性試験は集団サイズを測った物が多く、そのまま集団レベルでの評価であると
7 言える。Yap *et al.* (2004)は褐藻(*Isochrysis galbana*)の毒性試験を行い、亜鉛濃度と褐藻の成長
8 速度の関係を調べている。彼らの試験生物は、海水域の藻類であるが、個体レベルでの評価が行
9 えなえるだけの情報が記載されている文献はまれであり、藻類における亜鉛の影響は海域・淡水
10 域で大きく異なるとの知見はないことから評価に加えることとした。

11

12 個体群の成長曲線を表す式として、ロジスティック成長曲線が最もよく用いられる。今、個体数を x と
13 表すと、個対数の時間変化は次の式に従う。

$$14 \quad \frac{dx}{dt} = rx \left(1 - \frac{x}{K} \right) - \alpha x \quad (4)$$

15 ここで、 r は内的増加率、 K は環境収容力、 α は亜鉛の暴露による死亡率である。環境収容力と
16 は、その環境が抱えられる最大個体数であり、実際の環境の大きさや餌の量などにより決まる。集
17 団サイズが環境収容力に達すると、個体数の増殖と死亡がバランスするため、集団の見かけ上の
18 増減はなくなる。野外で観察される集団のほとんどは、環境収容力に達していると考えられ、野外
19 調査からは対象とする環境の環境収容力は個体数を数えることにより確認できる。しかし、見かけ
20 上の個体数の増減は止まっているため内的増加率(r)を推定することは困難である。Yap *et al.*
21 (2004)のように、密度の時系列変化を報告が増えることを期待する。

22

23 式4は、

$$24 \quad \frac{dx}{dt} = r(1 - \alpha/r)x \left(1 - \frac{x}{K(1 - \alpha/r)} \right) \quad (5)$$

25 と変換できる。この式から、増殖率 r が亜鉛による死亡率 α と一致するときに個体群の増殖が停止
26 することが分かる。また、そのとき、環境収容力も0になることも分かる。つまり、環境収容力が0にな
27 るか内的増加率が0になるかのどちらかが分かれば、集団の増殖が停止する亜鉛の閾値濃度の算
28 出が可能となる。

29

1 図5にYap et al. (2004)の試験結果を示す. まず, 対照群において α が0と仮定し, 非線形当てはめ
 2 を行うことにより, 環境収容力と内的増加率を決定した. 次に, 各試験濃度で α を非線形当てはめ
 3 を行い求めた. 結果を表4に示す.

4
 5

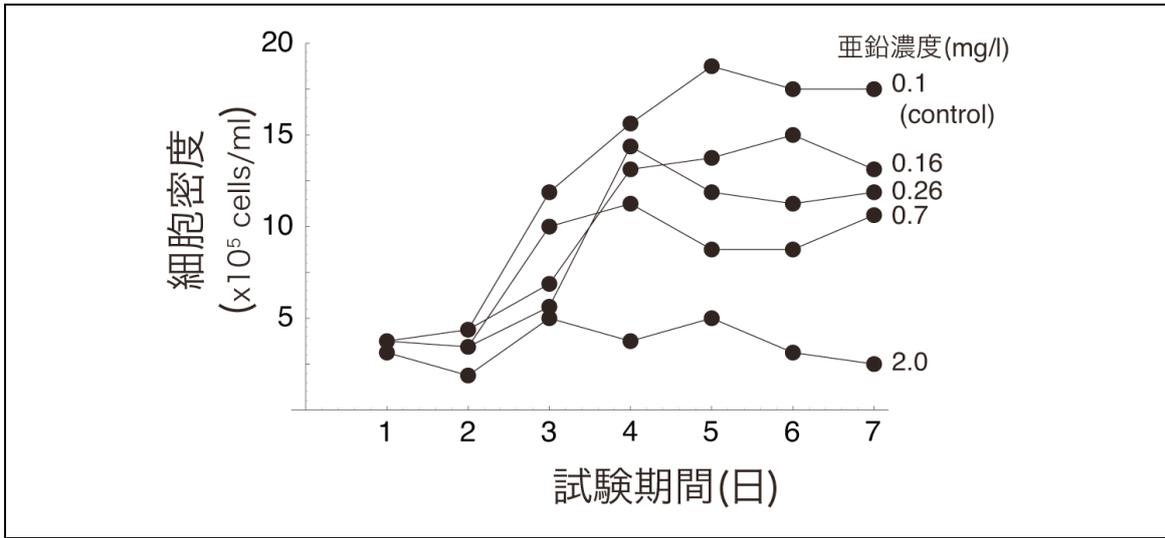


図5: Yap et al (2004)による褐藻の集団成長と亜鉛濃度の関係

6

7 表4: 推測された増殖率, 環境収容力, 濃度依存死亡率

亜鉛濃度(mg/l)	死亡率 α	実増殖率($r-\alpha$ cells/day)
0.1(対照群)	0	0.58
0.16	0.108	0.47
0.26	0.157	0.42
0.7	0.208	0.367
2	0.458	0.12

8

9 表 4 の推定値に亜鉛濃度(mg/l)を説明変数(x), 実増殖率(cells/day)を従属変数(y)として線形回
 10 帰を行うと,

$$11 \quad y = 0.524 - 0.207x \quad (6)$$

12 ($p=0.0087$, $R^2=0.90$)が得られ, 実増殖率は亜鉛濃度2.34mg/lにおいて0になると推定された.

13

1 Les and Walker (1984)は藍藻(*Chroococcus paris*)を用いて11日間の毒性試験を行っている。彼ら
 2 の報告では、藻類は11日間では環境収容力に達していない。その為、式(5)の2次の考を無視した
 3 式、

$$4 \quad \frac{dx}{dt} = r(1 - \alpha/r)x \quad (7)$$

5 を用いて、非線形当てはめを行った。結果を表V.5に示す。

6
 7 表V.5: 表7.1.2: Les & Walker (1983)による藍藻の試験から推測した増殖率。個体群成長のデー
 8 タはハードコピーから ImageJ(<http://rsb.info.nih.gov/ij/index.html>)を用いて読み取った。

亜鉛濃度(mg/l)	実増殖率
0	0.28
0.1	0.27
0.2	0.28
0.4	0.26
1	0.23
2	0.12
5	0

9
 10 表V.5 のデータに対し線形回帰を行い、濃度反応関係、

$$11 \quad y = 0.28 - 0.059x \quad (8)$$

12 ($p < 0.0001$, $R^2 = 0.95$)が得られ、増殖率が0になる閾値濃度は、4.74mg/Lと結論した。

13
 14 5.1.2 微生物

15 Janssen et al. Janssen *et al.* (1995)は繊毛虫*Colpoda cuculus*の毒性試験を行いつている。彼らは、7
 16 日後の鞭毛虫の集団サイズを以下の式で記述している。

$$17 \quad y = \frac{c}{1 + \exp\{b(x - a)\}} \quad (7)$$

18 ここで、 x , y がそれぞれ、亜鉛濃度、7日後の集団サイズである。 a , b , c はパラメーターで、それぞれ、
 19 -3.859, 1.408, 24.20と著者らにより推定されている。このモデルでは、いくら亜鉛濃度が高くても、
 20 集団サイズは0には成らない。そこで、対照群に比べ、集団サイズが10%に抑えられる亜鉛濃度
 21 (EC90)を閾値濃度とした。閾値濃度は、6.57mg/Lであると結論した。

22

1 5.1.3 タマミジンコ

2 Wong (1993)はタマミジンコ(*Moina macrocopa*)の毒性試験を行い、生命表に基づいた解析を行
3 い、いくつかの亜鉛濃度において増加率を求めている(表V.6).

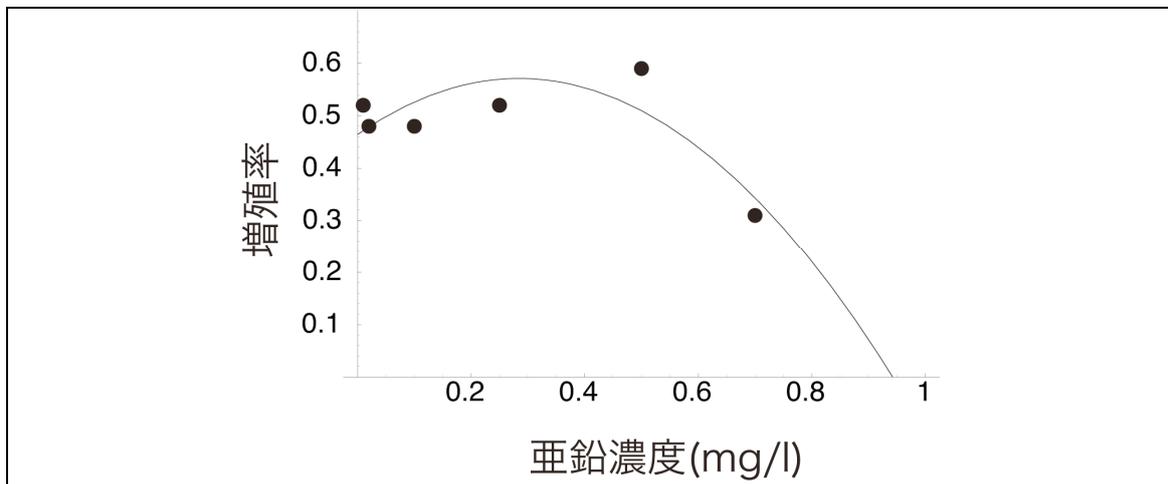
4

5 表V.6: 亜鉛濃度と増加率の関係

亜鉛濃度(mg/L)	増殖率
0.01(対照群)	0.52
0.02	0.48
0.10	0.48
0.25	0.52
0.5	0.59
0.7	0.31

6 オオミジンコは亜鉛に対し高い順化能力をもち、長期間暴露されたミジンコは比較的高い濃度で
7 増加率が最大になるとの報告がある(Muysen & Janssen 2001b). タマミジンコも比較的高い濃度で
8 増殖率が高くなると仮定し、最大値を持つよう、表2のデータに対し2次曲線で当てはめると、
9 次の図が書ける(図V.7). このことから、タマミジンコは濃度0.94mg/Lにおいて集団の成長が不可能
10 になると判断した.

11



図V.7:ミジンコの増加率を2次曲線で回帰した結果(曲線: $y = 0.464 + 0.750x - 1.319x^2$)と Wong(1993)により報告されているタマミジンコの内的増加率(点).

12

13

14 5.1.4 魚類

1 魚類の閾値濃度の算出には、齢構成を考慮した行列モデル(Caswell 1989; 巖佐 1990)を解析に
2 用いる。

3

4 Brungs (1969)はファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*)の慢性毒性試験を行っている(試験期
5 間:1965.11-1966.9). 彼が行った試験での設定濃度の範囲では、魚に亜鉛の影響による死亡は起
6 こらず、産卵数のみが減少していた。また、最も感受性が高いライフステージである稚魚の96時間
7 LC50は2.61mg/L (Broderius & Smith 1979)との報告があるため、魚はここで考慮する範囲の亜鉛
8 濃度では暴露による死亡は無いと仮定した。

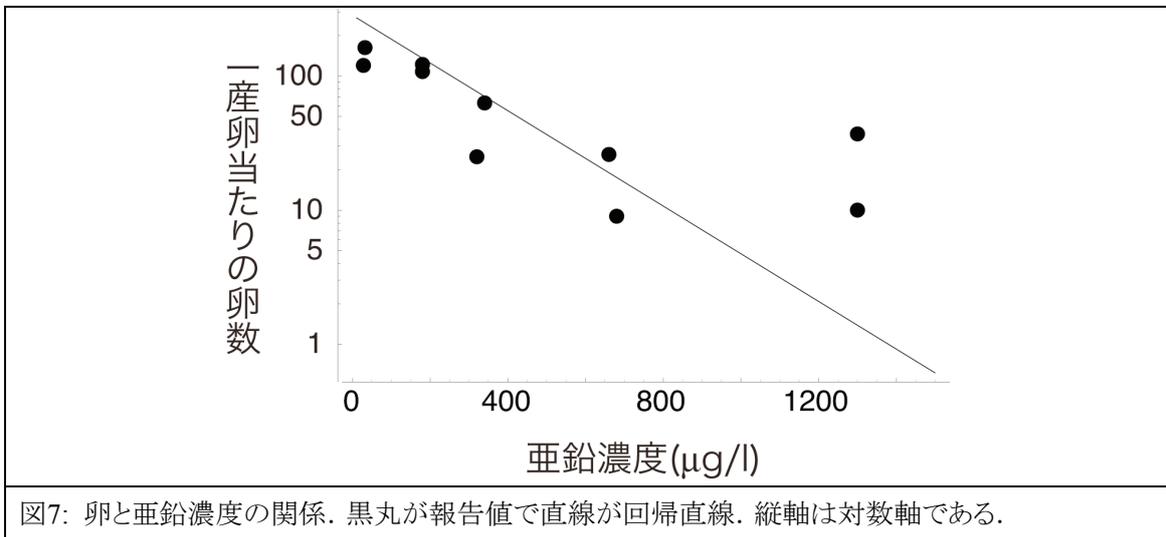
9

10 彼が行った試験での設定濃度の範囲では、超過死亡は観察されず、卵数のみが減少していた。
11 産卵数と亜鉛濃度の関係は、一見単純な線形関係にはないようなので、モデル選択を行うことにし
12 た、亜鉛濃度と産卵数を、そのままの数と対数に変換したものをそれぞれ用意し、各組み合わせで
13 線型モデルを仮定し回帰直線を行った。選択の基準にはAICを用いた。最も当てはまりの良かつ
14 たモデルは、卵数を対数に変換したものと亜鉛濃度の実数であった。結果、亜鉛濃度($x \mu\text{g/L}$)によ
15 る一産卵当たりの卵数($f(x)$)の変化は、以下の式に従うと仮定した。

$$16 \quad f(x) = \exp[5.647 - 0.00409 x] \quad (8)$$

17 結果を図7に示す、

18



19

20 ただし、ここで報告されている卵数は、試験室内のものであり野外でもこの数だけ産むという保証は
21 ない。そこで、試験における対照区での濃度である $30 \mu\text{g/L}$ での期待される卵数を式8から求め、式
22 8の両辺をその卵数で除することで式8を「減少率」の式($g(x)$)に読み変え解析に用いた。つまり、

$$23 \quad g(x) = f(x)/f(30) \quad (9)$$

1 を, 濃度反応関係として用いた.

2

3 ファットヘッドミノーの生命表は, Miller & Ankley (2004)により作成されており, この生命表に減少
4 率の式9を組み込み次のような亜鉛の影響を考慮した生命表を作成した.

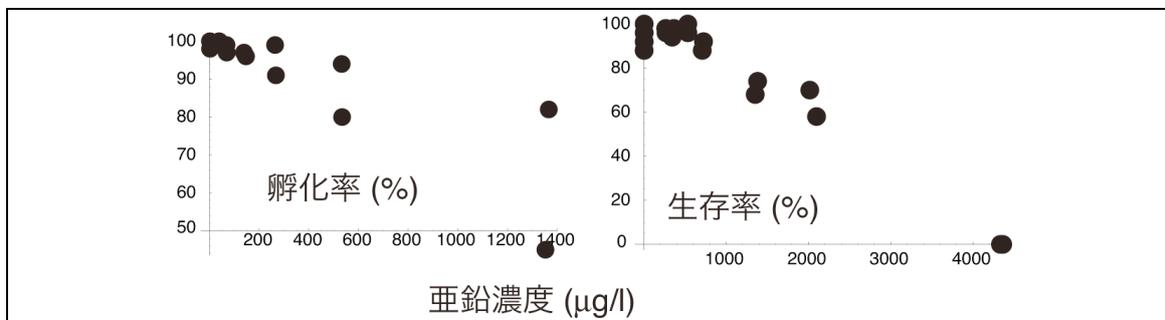
$$5 \quad \mathbf{M} = \begin{bmatrix} 0.75g(x) & 1.5g(x) & 3g(x) \\ 0.39 & 0 & 0 \\ 0 & 0.39 & 0 \end{bmatrix} \quad (10)$$

6 この行列の最大固有値の実数を, 各亜鉛濃度において求め(詳しくはCaswell 1989; 巖佐1990)を
7 参照). 結果, 集団の維持が不可能となる閾値濃度は $172 \mu\text{g/L}$ であることがわかった.

8

9 Holcombe et al. (1979)はカワマス(*Salvelinus fontinalis*)の3世代にわたる毒性試験を行っている.
10 いずれの世代においても, 成魚の死亡率は彼らの設定した濃度区においては減少が見られてい
11 ない. 産卵数にも変化はないが, 第2世代での孵化率が減少している(図V.9). ただし, 第3世代で
12 の孵化率はどの設定濃度においても有意な低下は見られていない. また, 彼らは幼魚の死亡率は
13 別の試験において調べており, 幼魚のふ化後12週の死亡率が減少することが示されている. 孵化
14 率の減少と仔魚の死亡率の関係を濃度反応関係としてもちいた.

15



図V.9: 左:第2世代の孵化率. 右:ふ化後12週の生存率. 線形回帰を行うと, 左図:
 $y=100.40-0.027x, (p = 0.00018, R^2 = 0.68)$, 右図: $y=102.11-0.022x, (p < 0.00001, R^2 = 0.95)$ と
なる. これらの回帰直線を, 生存, 1 年仔の生存での濃度反応関係として用いる.

16

17 回帰直線は”率”なので, 割合に読み替えた以下の式を濃度反応関係として用いる.

$$18 \quad f(x) = 0.01(100.4-0.027x) \quad (11)$$

$$19 \quad g(x) = 0.01(102.11-0.027x) \quad (12)$$

20 Brook Troutの生命表はBrown et al. (2003)から得られた.

$$1 \quad M = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 38.4f(x) & 129.5f(x) & 303.1f(x) & 500f(x) \\ 0.04254g(x) & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.3996 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0.1776 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.0927 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0.0179 & 0 \end{bmatrix} \quad (13)$$

2 各亜鉛濃度に対し固有値を計算し295 μ g/Lで固有値は1を下回ることが分かった。

3

4 以上得られた、個体群の維持が困難になる亜鉛濃度(閾値濃度)を次の表にまとめた。

5 表V.7: 推定された、閾値濃度の一覧

種	閾値濃度(mg/L)
褐藻	2.35
藍藻	4.74
繊毛虫	6.57
タマミジンコ	0.94
ファットヘッドミノー	0.268
カワマス	0.295

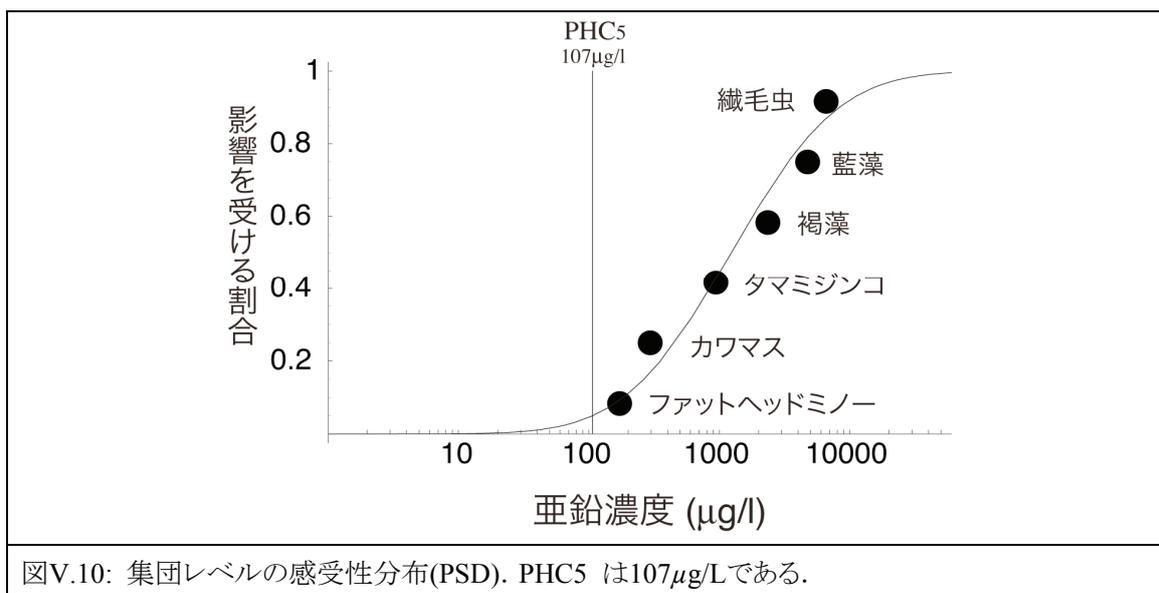
6

7 5.2 集団レベルの感受性分布の作成

8 以上の情報から、個体レベルでのリスク判定値に相当する物を考える。それには、個体レベルでの
 9 評価同様、種ごとの影響濃度が対数正規分布に従うと考えればよい。その分布を、図に示した。そ
 10 して、種の感受性分布同様、5%に影響が現れると期待される濃度をリスク判定に用いる。その濃度
 11 は、107 μ g/Lであった。

12

13 図にある分布をPopulation-level Sensitivity Distribution (PSD), 5%の影響濃度をPHC5と呼ぶ。



1

2 6 リスク判定

3 個体レベルと個体群レベルでのリスク判定値をそれぞれ、29.7、107 μ g/Lとした。モニタリングデー
4 タの12年分の平均値がこれらの値を超えた地点数を次の表に示した。

5

6 表V.8: 超過地点の詳細情報

	地点数	リスク判定値超過地点数	
		個体レベル HC ₅	個体群レベル PHC ₅
全地点	2075	284 ^(a)	42
高濃度地点*			
休廃止鉱山	63	63 ^(b)	26
事業所	110	110 ^(b)	14
事業所&下水処理場	42	42 ^(b)	0
下水処理場	58	58 ^(b)	0
その他	91	91 ^(b)	2
(高濃度地点の総計)	364	364 ^(b)	42

7 注: (a) HC₅ の超過地点数は、モニタリングデータに基づいて作成した、濃度分布から予測される
8 地点数(モニタリングサイトの 13.7%が超過地点であると期待される)。その他は、実測数である。

9 (b)高濃度地点は亜鉛濃度が 50 μ g/L を超過した地点と定義しており、全地点が HC5 超過地点
10 となる。

11

1 個体レベルのリスク判定値を超過している地点は多く見られ、リスクは無視できない。個体群レベル
2 でのリスク判定値を超過している地点も、それほど多くはないが、幾つか存在していることが明らか
3 になった。高濃度地点のみに着目すると、超過地点のほとんどは休廃止鉱山地域であり、事業所
4 由来の高濃度地点も存在している。

5

6 6.1 最初の質問への回答

7 以上のことから、第2 節問題設定において提示した検討項目に対する解答は次のようになる。

8

9 1Q 野外において観測される亜鉛濃度は生態系に何らかの影響を及ぼす程度であるか。また
10 そのようなリスクが懸念される地域は全国に何地点あるのか

11 1A 亜鉛のリスクが懸念される地域は存在する。全地域の14%の地域において個体群レベル
12 でのリスクが懸念される。また、2%程度の地域において個体群レベルでのリスクが懸念さ
13 れ、種の多様性を減少させるなど、生態系に有害影響を及ぼしている可能性は否定でき
14 ない。

15

16 その他、質問(2), (3)についてはまとめにおいて詳述する。

17 以下、個体レベル、個体群レベルでのリスクが懸念される地点の特徴を記す。

18

19 6.2 HC5超過地点数と超過地点の特徴

20 本稿の個体レベルへの影響評価のシナリオの内、最も標準的なシナリオ4のHC5、0.027mg/L
21 (27 μ g/L)を超える中間値濃度の地点を個体レベルのリスクのある地点として述べる。陸域の全国
22 (宮城県、滋賀県、徳島県、沖縄県はデータなし)2696地点から、定量下限値が0.027mg/Lより高
23 い北海道、千葉県、長野県、富山県、和歌山県、島根県、香川県、熊本県を除く2178地点の中で、
24 年度平均濃度データが4回未満の402地点を除く1776地点をその対象とした。

25

26 対象の35都道府県1776地点の内、12年分の年度平均濃度の中央値が0.027mg/Lを超えた地点は
27 189地点で10.6%だった。休廃止鉱山の影響を受けている地点が28地点、変動係数の大きい地点
28 は9地点、人口密度の高い地点が51地点、中央値の高い地点が8地点、“残りの地点”が93地点で
29 構成されていた。変動係数の大きい地点には該当地点が少なかった(106地点から9地点)。休廃
30 止鉱山の影響のある地点や、人口密度の高い地点、中央値濃度の高い地点は個体レベルのリス
31 クが懸念されるケースが多い。すなわち個体レベルのリスクが懸念される地点の特徴は

32

1 流域に休廃止鉱山を持ち、希釈されていない

33

2 人口密度が高い市区町村を流れていて、下水道処理水が多量に負荷されている

1 3 工業地域に位置し、事業所からの排水が多量に負荷されている
2 であり、該当する河川は多いことが考えられる。個体レベルのリスクを回避することを選択するなら
3 ば、流入排水の亜鉛濃度を低減することと流入排水を希釈する河川の水量確保などの対策が必要
4 となる。またこれらの条件を満たす河川に調査が行われていない場合は観測を行う必要性があ
5 る。

6 6.3 PHC5超過地点数と超過地点の特徴

7 中間値が0.107mg/Lを超える地点について個体レベルのリスク判定と同様に、陸域の全国(宮城県、
8 滋賀県、徳島県、沖縄県はデータなし)2696地点から、定量下限値が0.107mg/Lより高い富山県、
9 和歌山県、香川県を除く2562地点から(表)、年度平均濃度データが4回未満の頻度の485地点を
10 除く2077地点がリスク判定の対象となった。

11
12 対象地点で中央値が0.107mg/Lを超えた地点は2075地点の内42地点(2%)だった。個体群レベル
13 のリスクが懸念される42地点には、休廃止鉱山を流域に持つものが26地点含まれていた。その他
14 の16地点は地図上の位置確認と県へのヒヤリングの結果、14地点は事業所の排水が亜鉛源と考
15 えられた。残りの2地点のうち1地点は農薬由来で亜鉛が高濃度になっていると推定され1地点は不
16 明である。個体群レベルでリスクが懸念される地点は

- 17 1 休廃止鉱山の影響が強く見られる地点
 - 18 2 事業所からの排水が希釈されていない地点
 - 19 3 亜鉛を含む農薬が過度に散布されている地点(例外的)
- 20 と考えられた。

21
22 これらの42地点は複数地点が一つの流域や隣接する流域に集まっていることがある。石川県での
23 PHC5超過地点が8地点と多いが、発生源としては御小屋鉱山一つである。同一発生源で複数地
24 点のモニタリングが行われているのは、他に余市、対州鉱山が挙げられる。このため、見かけ上、リ
25 スク判定値超過地点が多くなっていることも指摘できる。

26
27 超過地点の一覧を表に示した。

1 表V.10 超過地点の詳細情報

都道府県	水域名	地点名	幾何平均値(mg/L)	排出源
北海道	湯内川	湯内橋	0.891	余市鉾山
	湯内川	鉾山排水流入前	0.665	余市鉾山
	島付内川	島付内橋	0.135	国富鉾山
	厚志内川	農業用水取水口	0.109	不明
青森県	木戸ヶ沢	木戸ヶ沢橋	0.335	尾太鉾山
	七戸川	立石沢(坪川)	0.205	上北鉾山
	長内川	荒谷橋	0.715	田老鉾山
山形県	背坂川	第1利水点	0.86	金山鉾山(最上町)
	海味川	下山堰地点	0.805	高旭鉾山
	間沢川	間沢川橋	0.48	若山鉾山, 見立鉾山
	太田川	太田川(山梨沢)	0.2	唐戸屋鉾山
	熊野川	木戸口橋	0.17	幸生永松鉾山
	オソミヤ川	オソミヤ橋	0.164	尾花沢鉾山
茨城県	吉野川	第1利水点	0.13	吉野鉾山
	下大野水路	利根川流入点前	0.17	農栗
	宮田川	河口	0.115	事業所
群馬県	柳瀬川	下の淀橋	0.627	事業所
	蛇川	新開橋	0.11	事業所

神奈川県	引地川	下土棚大橋	0.11	事業所	藤沢市
	郷谷川	主谷川合流点下流	0.951		
	郷谷川	西俣川合流点上流	0.483		
	郷谷川	平野橋	0.39		
石川県	郷谷川	金平大湯用水取入口	0.348	尾小屋鉱山	小松市
	郷谷川	沢大橋	0.34		
	郷谷川	主谷川合流点上流	0.34		
	梯川上流	花坂用水取入口	0.165		
	梯川上流	お茶用水取入口	0.143		
愛知県	八田川	御幸	0.34	事業所	名古屋市
	庄内川中流(2)	水分橋	0.174	事業所	
	見出川	見出橋	0.325	事業所	泉佐野市
大阪府	近木川下流	近木川橋	0.24	事業所	貝塚市
	男里川	男里川橋	0.185	事業所	泉南市・阪南市
兵庫県	市川上流	真弓橋	0.168	生野銀山	生野市
鳥取県	蒲生川	岩美川下流(県営ダム)	0.21	因幡銀山	岩美町
島根県	益田川(3)	月見橋	0.13	事業所	益田市
山口県	有帆川水系(1)	小野田橋	0.155	事業所	小野田市
福岡県	大牟田川	五月橋	0.13	事業所	大牟田市
宮崎県	祝子川下流	十貫	0.43	事業所	延岡市

祝子川下流 中州合流点左岸から30m		事業所
椎根川	鬼ヶさい沢下流	0.24
佐須川	宮前橋	0.223
佐須川	金田小学校前	0.11
		0.11
		対州鉦山
		巖原町

1
2 発生源が休廃止鉱山である場合、排出源が容易に特定できるため管理するのは容易であるが、排
3 出源が面的になっている可能性もあり、対策を取る上では困難である。休廃止鉱山では、鉱害を
4 防ぐための対策が既に取りられている所もあるが、PHC5を超える地点が存在しているため、対策とし
5 ては十分であるとは言い難い。事業所由来である場合、排出源としては点源であるため対策は立
6 てやすいが、発生源が多岐にわたる可能性もあり、管理としては難しい。また、事業所由来の高濃
7 度地点は、主に都市部であり、その他の人為的ストレスも非常に高いと考えられ、亜鉛だけに対策
8 を行っても、効果が得られない可能性もある。対策にかかるコスト、と対策を行うことにより得られる
9 効果を見比べて、意志決定を行わなくてはならない。

10
11 次節以降において、亜鉛の生態リスク評価を遂行する上で必要となる知見を紹介する。

12 13 7 亜鉛影響の諸知識

14 本節では、生態リスク評価を行う上で知る必要のある諸情報について述べる。まず、野外生物にお
15 いて亜鉛の影響が観察されるのか、についての海外の所見の総説を行う。次に、生物が亜鉛の暴
16 露により獲得する亜鉛への抵抗性についてのべ、最後に近年非常な勢いで発展しつつある、
17 Biotic Ligand Modelについて述べる。

18 19 7.1 野外において観察される亜鉛の影響

20 ここでは、主に海外で調査について述べる。なお、我が国における生態系への影響については、
21 詳細リスク評価書・カドミウムが詳しく述べているため、本評価書では再掲しない。

22
23 野外調査においては、汚染・非汚染地域に存在する種数やバイオマスの量を比較することが多い。
24 このことはすなわち、野外調査での評価エンドポイントは個体群レベルであることを意味している。
25 野外生態系は複数の種が互いに関連した状態で存在している。影響を受ける濃度が種ごとに異な
26 り(Medley & Clements 1998)、濃度の上昇に従い各種の個体数は一様に減るのではなく逆に増え
27 る種もある。そのため、亜鉛の濃度が上昇するに従い、種数に減少は認められるがバイオマスで
28 比較すると変化は見られないこともある(Kiffney & Clements 1994a)。調査対象となる河川の次数ごと
29 に異なる生態系が発達しており、同程度の汚染レベルであっても多様性の低い上流(低い次数)
30 ほど亜鉛の影響を強く受ける(Kiffney & Clements 1996)。

31
32 汚染地域と非汚染地域では種構成が異なり(Clements 1999)、感受性の低い種が優先種となる
33 (Shehata & Whitton 1981)。また、生物は重金属耐性を獲得するため、同種であっても長期間暴露

1 が続けば感受性が大きく異なる。例えば、(Shehata & Whitton 1982)はラン藻の継代培養を行い、
2 増殖可能濃度が10倍以上(1.45mg/Lから16.4mg/L)上昇することを示している。一般に、汚染・非
3 汚染地域から採取した同種の生物を用いて毒性試験を行うと、汚染地域から採取した個体の影響
4 濃度は高くなる(Devi 1987)。生物には高濃度亜鉛を避ける傾向があり(Korver & Sprague 1989;
5 Svecevicus 2003; Lefcort *et al.* 2000)、死亡率に影響を与えない低濃度でも、回避する傾向がある。
6 例えば、ニジマスではかなり低い亜鉛濃度(5.6 μ g/L)で忌避行動が見られる(Sprague 1968)。また、
7 汚染の間接的な影響としては、ウィルスなどの感染による超過死亡率が上がることも知られている
8 (Chou *et al.* 1999)。
9

10 野外生物の影響を調べるには、野外調査により種数や個体数を観測する方法と生態系を模した試
11 験系を組む、メソコスム試験やマイクロコスム試験などがある。対象生物には、扱いやすい藻類など
12 の付着生物と底生生物が用いられることが多い。特に、カゲロウ目、カワゲラ目、トビケラ目はEPT
13 指数と呼ばれ、水質の健全度を表す指標として用いられている。
14

15 7.1.1 藻類及び従属栄養生物

16 Shehata & Whitton (1981)は汚染地域ではラン藻が多く見られると報告している。Genter *et al.*
17 (1987)はメソコスム試験を行った結果、亜鉛濃度0.05mg/Lで優占種が緑藻から珪藻に変化すると
18 報告している。Colwell *et al.* (1989)は付着生物を用いたメソコスム試験を行っている。高濃度亜鉛
19 濃度区(1mg/L)では5,10日後での付着生物の量を表すクロロフィルaの量は減るが20日後には対
20 照区と差が無くなったとしている。この結果は、付着生物の集団が抵抗性を持つ個体で置き換えら
21 れたことを示している。また、バクテリアなどの従属栄養生物にも亜鉛抵抗性が出現しており、コミュ
22 ニティーレベルで抵抗性をもつ種に置き換わることを示している。しかしながら、抵抗性付着生物
23 のタンパク:炭水化物比は減少しており、餌資源としての質が下がるため、グレーザーの数は半減
24 していた。Dean-Ross (1990)は人工河川を作成し、5週間の実験を行い、藻類とバクテリアへの亜
25 鉛の影響を調べている。クロロフィルの生産量は0.5mg/L以上でコントロールに比べ有意に低下す
26 る。5週目でのバクテリアの総量も0.5mg/L以上で有意に低下する。しかしながら、0.5mg/Lに暴露さ
27 れたバクテリアの増殖率は3週以降から改善が見られ総量が増加に向かうと報告している。従属栄
28 養生物の活性度は2週目では0.5mg/L以上でコントロールと差が見られるが、5週目では1.0mg/L以
29 上で差が見られた。これらの結果も集団が抵抗性を持つ個体に置き換わったことを示唆している。
30 Marshall *et al.* (1983)は2週間のin situ実験を行い、一次生産量と、各種ごとに影響濃度に差はあ
31 るものの、総量では枝角類、輪虫類共に亜鉛濃度15 μ g/Lで減少すると報告している。しかし、
32 Colwell *et al.* (1989)、Dean-Ross (1990)が示すように、抵抗性の生物が集団中で顕著に増えるに
33 は3週以上かかることから2週間の試験では短すぎると思われる。Niyogi *et al.* (2002)は野外調査の

1 結果から、亜鉛濃度の増加に伴い種の多様性(Shannon-Winner diversity index: 付録参照)は減
2 少するものの、純一次生産量やバイオマスには濃度100mg/Lまででは有意な減少は認められな
3 いと報告している。生態系機能は高濃度でも保たれることを示している。Hill *et al.* (2000)は高濃度
4 重金属汚染地域(亜鉛濃度最大799 μ g/L)の付着生物の調査を行っている。2年間の調査の結果、
5 付着生物の種数、Ash free dry mass(AFDM:有機物量)と亜鉛濃度には相関が見られなかったが、
6 クロロフィルの量は亜鉛と有意な負の相関があったと報告している。

7

8 7.1.2 底生生物

9 Clements (1994)は重金属汚染地域(亜鉛最大濃度約3mg/L)の河川を上流から下流にかけて14箇
10 所で生物相調査を行っている。重回帰を行った結果、総個体数や総種数は亜鉛濃度と有意な相
11 関を見いだしていない。また、亜鉛の影響は種ごとに異なり、カゲロウ目では亜鉛濃度と負の相関
12 がある種が多く、逆にトビケラ目は正の相関がある種が多い。コミュニティの優占種が汚染の上
13 昇に従いカゲロウ目からトビケラ目に移ることは他の調査でも示されている。Clements *et al.* (2000)
14 は重金属地域の調査を行い、総個体数と種数に有意に減少するのは、各金属の環境中濃度と影
15 響濃度の比の総和(CCU: 本節末の付録を参照)が10以上の時であると報告している。Hickey &
16 Clements (1998)は重金属に汚染された河川の生物相調査を行っている。CCUが84.4
17 (亜鉛8,170 μ g/L)ではEPT, ユスリカのほとんど見られず、25.5(亜鉛120 μ g/L)でもトビケラを除きほ
18 んど見られなかった。彼らは、これらの河川から採水し、オオミジンコの慢性毒性試験とカゲロウ
19 の急性毒性試験を行っている。オオミジンコ雌当たりの出産率はCCUが25.5の試験水で減少し、
20 CCUが84.4以上の試験水では全てのオオミジンコが死亡したと報告している。しかしながら、カゲロ
21 ウの一種(*Deleatidium* sp.)を用いた急性毒性試験ではどの試験水においても影響は見られなかつ
22 たと報告している。

23

24 Clements & Kiffney (1995)は亜鉛汚染地域の河川33箇所底生生物の調査を行っている。1箇所
25 を除きカドミウムと銅の濃度は検出限界以下であった。亜鉛の濃度に応じて、バックグラウンド(平均
26 13.3 μ g/L), 低汚染(平均49.5 μ g/L), 中汚染(平均100 μ g/L), 高汚染地域(平均393.6 μ g/L)に分
27 類し、解析を行った結果、バックグラウンドと比べ総個体数は高汚染地域で減少し、種数は中汚染
28 地域で減少していた。Kiffney & Clements (1994b)は3次河川4次河川において、亜鉛濃度
29 130 μ g/Lに設定した試験区と対照区(重金属はいずれも検出限界以下)でマイクロコスム試験を行
30 っている。3次河川と4次河川の対照区では、種数に差は無いが、総個体数は4次河川が有意に多
31 い。また、試験区と対照区間では種数、総個体数共に差は見られなかった。カゲロウ目の種に限つ
32 ては試験区で有意に個体数が減少していた。3次河川での試験では、カワゲラ、トビケラ、ユスリカ
33 の個体数は、有意では無いものの、実験区において増える傾向にあった。

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
32

Clements *et al.* (2002)はコロラドのスーパーファンドサイトの長期モニタリング結果(1989-2000)を報告している。このサイトではUS. EPAが1992年に大規模な回復事業を開始したため、ある観測ステーションでは重金属濃度が低下した。開始直後に、感受性の高からヒラタカゲロウ科の総個体数は増加を始めた。また、カゲロウ目全体での個体数も有意に増加したが、最も急速に増えたのはヒラタカゲロウであったと報告している。

7.1.3 まとめ

亜鉛以外の重金属の影響は含まないと期待される試験と調査の結果は次である。藻類では50 μ g/Lで緑藻から珪藻へとコミュニティシフトが起こる(Genter *et al.* 1987), 500 μ g/Lでクロロフィルの産量が下がりバクテリアの増殖も阻害される(Colwell *et al.* 1989)。底生生物では、亜鉛平均濃度が100 μ g/Lで種数に減少が見られ、393.6 μ g/Lで総個体数に減少が見られる(Clements & Kiffney 1995)。カゲロウが最も感受性が弱い種であり、カゲロウ目の種数だけに限れば100 μ g/Lで総個体数に減少が見られ、49.5 μ g/Lで種数に減少が見られる(Clements & Kiffney 1995)。一次生産量は100mg/Lまで影響が無い(Niyogi *et al.* 2002)との報告もあり、高濃度でも残存している種が生態系機能を維持する可能性はある。しかし、1次生産者としての機能が維持されていても、餌資源としての機能は1mg/Lで低下する(Colwell *et al.* 1989)。多くの生物は幾つかの生態系機能を担っており、どこに破れが生じるかはより詳細な解析が必要である。特に、野外の生物は亜鉛に加え、その他の重金属や種間相互作用(Clements 1999)や、河川の次数(Clements & Kiffney 1995)、季節変動(亜鉛の環境中濃度も季節的に変化するClements 1994)などの影響を受けるため、繰り返し調査が必要であり、また汚染地域だけではなくその近傍の非汚染地域のモニタリング調査を行わなくては亜鉛の影響を知ることはできない。

7.1.4 本節の付録

CCU: Cumulative Criterion Unit
重金属*i*の環境中濃度が m_i (mg/L)で、その物質の慢性影響濃度が C_i であったとき、

$$CCU = \sum_i m_i / C_i$$

と定義される。複数金属の総合的な影響は各金属の影響は加算であることを仮定した影響指標である。

Shannon-Winner diversity index

今、生物*i*が頻度 p_i で観察されたとすると、多様性指数(H)は次のように定義される。

1
$$I = -\sum_i p_i \log p_i$$

2 ただし,

3
$$\sum_i p_i = 1$$

4 である。 $-\log p_i$ は情報量と呼ばれ、 p_i の小さいほど大きい。たしかに、滅多に見つからない生物
5 を見つけてしまった場合の情報量は大きい。われわれが、「うっひゃあ」とびっくり仰天して喜んだり、
6 また悲しんだりするのはこんな場合であり、当然見つかるだろう生物を見つけてしまっても、べつに
7 なんとすることはない。多様性指数 I は生物 i を見つけた時の情報量を見つける確率 p_i で平均したも
8 のである(甘利 (1970), p.8 を一部改編).

9

10 7.2 抵抗性

11 生物は重金属に暴露されたときに、その毒性を弱めるために何らかの抵抗性を示すことが知られ
12 ている。このような生物の重金属に対する耐性の獲得による感受性の低下を考慮した生態リスク評
13 価の必要性は、1980年代には既に指摘されているのだが、未だなされていない。これは、耐性の
14 獲得機構が完全には解明されておらず、評価に必要な定量性が保証されないことに起因するであ
15 る。すべての生物が耐性を獲得するとは限らないし、たとえ獲得したとしてもどの濃度の暴露にま
16 で耐えることができるのかなど、ほとんどの場合わからない。

17

18 生物の重金属への耐性の獲得の機構は2つ考えられている。ひとつは、個体内で毒性を低下させ
19 る何らかの生理的な応答の変化である。重金属の取り込み速度を変化させることや、解毒作用が
20 あると考えられているタンパク質メタロシアニンを発現させることなどが知られている。もうひとつは、
21 高い耐性を持つ個体の生存率が高いため優先的に次世代に子を残せる、つまり自然選択により
22 生じたとする考えである。もちろん、これらは排他的な考えではなく、両者が同時のおこることもある。
23 前者による耐性の獲得は順化(acclimation)、後者によるものは適応(adaptation)と呼ばれている。
24 進化的な適応を実験室で観察することは難しく、適応について調べたものはそれほど多くはない。
25 いくつかの間接的な証拠から起こりうることは示唆されている。

26

27 抵抗性の獲得による、他の生活史への影響(例えば、抵抗性を獲得することにより増殖率が下がる)
28 など、定量的な報告はなく、リスク評価に使えるほどの詳細なデータの蓄積はない。しかし、抵抗性
29 という生物の特性を知っておくことは意味のあることであろう。

30

1 生物の抵抗性の獲得については既にいくつかのレビュー記事がある。適応を中心に行った総説記
2 事はKlerks & Weis (1987), 陸域の生物についてはPoetsma & Van Straalen (1993), 植物につい
3 てはShaw (1990) がまとめている。ここに示した研究のいくつかは, Klerks & Wies (1987)の総説か
4 ら孫引きした(*をつけた).

5

6 7.2.1 微生物

7 汚染の激しい地域では亜鉛抵抗性の系統の頻度がより高いことがPickaver & Lyes (1981)*により
8 示されている。Hornor & Hilt (1985)は亜鉛濃度の異なる3地域(3.125, 0.291, 0.109 mg/L)から採取
9 したバクテリアの増殖率を調べている。高濃度地域から採取されたバクテリアは, 最大濃度
10 256mg/Lでも増殖が見られたのに対し, 中濃度地域から採取されたバクテリアは256mg/Lで, 低濃
11 度地域から採取されたバクテリアは128mg/Lで増殖が見られなくなった。また, 高濃度と中濃度地
12 域から採取されたバクテリアは亜鉛濃度4mg/Lで成長率が最大であったのに対し, 低濃度地域か
13 ら採取されたバクテリアの増殖率は亜鉛濃度の上昇とともに単調に減少した。しかし, 汚染の激し
14 い地域では必ず高い抵抗性を示すとは限らない。Joly *et al.* (1979)*はバクテリア, *Aeromonas*
15 *hydrophila*と*A. sobria*を汚染程度が異なる3地域から採取し, 抵抗性を調べている。都合170系統を
16 採取し, 抵抗性の有無を調べたところ49系統で抵抗性が見られた。うち2系統は汚染が中程度の
17 地域から採取されたもので, 残りの47系統は最も激しい地域から採取されたものである。しかしなが
18 らほとんどの系統は最も汚染の激しい地域から採取されたにもかかわらず抵抗性が見られなかつ
19 た。

20

21 7.2.2 藻類

22 Shehata & Whitton (1981)は高濃度汚染地域から採取した藍藻は, 非汚染地域から採取された藻
23 類より高い耐性を持つことを示している。Shehata & Whitton (1982)は藍藻の継代培養を行い, 亜
24 鉛に対し, 人為選択を行っている。いくつかの亜鉛濃度の異なる培地で藻類を培養し, 成長が見
25 られた培地の中から最も濃度の高かった藻類を親株にして75回培養を繰り返した。成長が見られ
26 なくなる濃度は, はじめは1.45mg/Lであったものが, 75回目には16.5mg/Lにまで上昇した。また,
27 抵抗性を獲得した藻類を亜鉛濃度の低い培地で20回継代培養し(藻類の世代数としては190世
28 代に相当), その後元の濃度に戻すと成長速度が, 3倍ほど遅くなった。この結果は, 一度獲得し
29 た抵抗性はすぐに失われることを示している。しかしながら, この藻類に対し再び人為選択を掛け
30 たところ, 2回目の継代で成長速度は元に戻った。抵抗性は速やかに回復するようである。Whitton
31 & A.Shehata (1982)は他の重金属でも同様の試験をこない, 抵抗性が獲得されることを示している。
32 しかしながら, ある金属に抵抗性を獲得した藻類は, 他の金属に対しても高い抵抗性を常に示す

1 訳ではなく、例えばコバルトやニッケルに対し抵抗性を獲得した藻類では亜鉛への抵抗性を失っ
2 ている。
3
4 Jensen *et al.* (1974)は藻類をいくつかの地域から採取し抵抗性を調べている。最も高い抵抗性を示
5 したのは、最も汚染の激しい地域から採取されたクローンであった。彼はこのクローンを飼育し、次
6 世代でも抵抗性を示すことから遺伝的に抵抗性を獲得していることを示している。
7
8 藻類においても、すべての種が抵抗性を示すわけではない。Whitton (1970)*は20カ所の汚染地
9 域から藻類2種を採取したが、抵抗性を示すのは2集団だけであった。Fisher & Froud (1980)は重
10 金属に汚染された地域と汚染されていない地域から藻類4種を採取し、試験を行ったところ、汚染
11 された地域から採取された藻類の感受性は、汚染されていない地域から採取された藻類の感受性
12 と、同等かもしくは高かったと報告している。
13
14 **7.2.3 無脊椎動物**
15 Devi (1987)は野外から採取した2種のシオマネキ*Uca annulipes*, *U. triangularis*を用いて毒性試験
16 を行っている。彼らはこれらのシオマネキを、汚染の激しい地域と汚染がほとんど見られてい
17 ない地域から採取している。96時間LC50の値を比較してみると、非汚染地域から採取された*Uca*
18 *annulipes*では31.93mg/Lであったのが、汚染地域から採取された*U. annulipes*では76.95mg/Lとお
19 よそ2.4倍抵抗性が高く、*U. triangularis*では、39.5mg/Lから66.42mg/Lと1.68倍抵抗性があるとして
20 いる。
21
22 Lalande & Pinel-Allol (1986)はケベックの汚染状況の異なる池から採取した水を用いて、橈脚類
23 の一種(*Tropocyclops prasinus mexicanus*)の毒性試験を行っている。全く汚染の見られない、少し
24 汚染がある、汚染されている池から採取した水に、生物を5日順化させた後毒性試験を行った結果、
25 48時間LC50の値は、それぞれ、0.052, 0.264, 2.934 mg/Lであった。汚染の激しい池は硬度がかな
26 り高いので(120 mg/L as CaCO₃, 他は10mg/L), 単純な比較はできないが、5日間の順化で感受性
27 には顕著な違いが見られる。Hopkin & Martin (1984)は汚染／非汚染地域から採取した唇脚類の
28 節足動物を用いて、亜鉛の吸収率を調べている。餌として、それらが生息している場所から採取し
29 たダンゴムシを与えて、吸収率を調べたところ、汚染地域から採取された動物が汚染地域から採取
30 されたダンゴムシを、非汚染地域から採取された動物が非汚染地域から採取されたダンゴムシを
31 与えられたときには、亜鉛の吸収と排出が釣り合っているのに対し、汚染地域から採取された動物
32 に非汚染地域から採取されたダンゴムシを与えた場合には排出が多く、非汚染地域から採取され
33 た動物が汚染地域から採取されたダンゴムシを与えられた場合には吸収が多いと報告している。

1 彼らはクモを用いて同様の実験を行っている(Hopkin & Martin 1985). 餌が含む重金属の量に関
2 わらず, 体内に蓄積された重金属の量は一定であった. このことは生物は体内の重金属を一定に
3 保つ性質があることを示している. また, Wright (1986)*は端脚類の一種を汚染地域と非汚染地域
4 から採取し, 重金属の取り込み速度を調べている. 汚染地域から採取された動物の体内取り込み
5 速度は非汚染地域から採取されて動物の取り込み速度よりも有意に遅く, 取り込み速度をかえるこ
6 とにより抵抗性を高めている可能性を示唆している.

7

8 7.2.4 魚

9 Sinley et al. (1974)はニジマスを用いた慢性試験を行っている. 卵の間から暴露されている仔魚の
10 NOECは140 μ g/Lであるのに対し, ふ化直後に暴露を開始した仔魚のNOECは36 μ g/Lである.

11

12 Bradley et al. (1985)は亜鉛濃度2.09mg/Lで最大20日飼育したニジマスをもちいて毒性試験を行
13 っている. 試験前に暴露されていないニジマスのLC50が3.96から7.26mg/Lであったのに対し, 0, 5,
14 12, 20日間あらかじめ暴露されていたニジマスの, LC50はそれぞれ, 6.23, 12.0, 11.4, 9.09mg/L
15 であった. あらかじめ暴露されることにより, 感受性の低下が見られている. また, 試験終了後, 7日
16 間亜鉛を含まない環境で飼育したニジマスの急性毒性値は5.63mg/Lと通常のレベルに戻ることも
17 報告している. このような個体内でおこる感受性の低下は, 環境が改善されることにより急激に失わ
18 れることを示している. 個体内での感受性の低下の主要因として, タンパク質であるメタロシアニン
19 (Metallothionein: MT)が重金属の解毒作用に貢献していると考えられている. 彼らは, MTと関連
20 性の高いタンパク, heat-stable, sulfhydryl protein (HSP)の量を測定することにより, MTの量を間接
21 的に調べている. 結果として, 試験前に暴露されている個体では, HSPが2倍弱高くなっていた. こ
22 の結果はMTが感受性の低下に関連していることを示唆する.

23

24 Anderson & Weber (1975)はニジマスの仔魚の順化能力を調べている. 50 μ g/Lの濃度で最大21日
25 順化させた魚の96時間LC50 は約4倍に上昇する(107 μ g/Lから421 μ g/L). 順化は比較的速やかに
26 起こり3日間順化させた魚の96時間LC50はおおよそ3.4-4.7倍で, それ以降は順化能力に顕著
27 な上昇は見られない. また, 順化させた魚をコントロール環境に戻すと, 順化能力は7日で失われ
28 る. さらに, 亜鉛に順化させた魚は銅とカドミウムに対しても順化性を示し, 96時間LC50と比較する
29 とカドミウムで約4倍, 銅で約4.8倍となる. また, 80 μ g/Lで最大28日飼育されていたニジマスの96時
30 間LC50は2.2-2.9倍上昇し, 肝臓中のMTの量も1.21-1.34倍上昇していたと報告している.

31

32 Alsop et al. (1999)はニジマスを用いて, 硬度および順化の影響を調べている. 硬度120mg/L
33 (CaCO₃)の硬水を用いて, 亜鉛濃度150 μ g/L, 450 μ g/Lで30日飼育されたニジマス(仔魚)のLC50は

1 コントロールに比べ2.3倍, 2.7倍になった. 硬度20mg/L (CaCO₃)の軟水を用いて, 亜鉛濃度
2 50μg/L, 120μg/Lで飼育されたニジマスでも, 2.2倍, 3.9倍になったと報告している. Stubblefield *et*
3 *al.* (1999)はニジマスの仔魚と成魚を亜鉛濃度が異なる環境で21日飼育した後, 最大216時間
4 LC50まで求めている. 亜鉛濃度, 0.042, 0.084mg/Lで飼育した成魚は対照群と差は無かったが,
5 0.168, 0.336mg/Lで飼育した成魚のLC50は有意に上昇した. また, 仔魚では全ての濃度におい
6 て差は見られなかった.

7
8 Hobson & Birge (1989)はファットヘッドミノーを用いて順化の試験を行っている. 濃度0.6mg/Lで
9 7日間飼育されたミノー96時間LC50は対照群のミノーに比べ有意に上昇するが35日間飼育された
10 ミノーは対照群と差がなくなる. 濃度1.8mg/Lで7日間飼育されたミノーでは, 逆にLC50の値は有意
11 に低下する. しかし, 35日間飼育すると差がなくなると報告している. 1.8mg/Lで飼育されたミノーの
12 体内のMTの濃度は飼育期間と共に上昇していることが見られた. しかし, ミノー低濃度環境に戻
13 すとMTの濃度は1週間で見られなくなった. 飼育環境中の亜鉛濃度はミノーの対サイズにも影響
14 しており, 0.6mg/Lで飼育したミノーの成長速度は対照群よりも有意に早い, 1.8mg/Lでは有意に
15 遅くなる. また, 1.8mg/Lで飼育したミノーではカドミウムに対する感受性が低下しており, 96時間
16 LC50と比較すると, 対照群では2.54mg/L, 高濃度群では3.16mg/Lと有意に上昇している.

17
18 Hogstrand *et al.* (1989)はスズキ類の魚パーチを, 汚染の程度が異なる3地域から採取し, 肝臓中
19 のMTの量を計測している. 環境中の亜鉛濃度と, 体内の亜鉛量, MTには正の相関を見いだして
20 いる. Hogstrand & Wood (1995)はニジマスを用いて毒性試験を行い, カルシウムと亜鉛の生体内
21 への取り込み量を計測している. 2ヶ月間高濃度亜鉛に暴露されていたニジマスと対照群のニジマ
22 スの体内(肝臓と鰓)の亜鉛, カルシウム, MTの量に差がないことから, ニジマスでは亜鉛の吸収
23 量を調整する能力があり, それにより毒性が押さえられる可能性を示唆している.

24
25 Chapman (1978a)はソックアイサーモンの仔魚は亜鉛濃度630μg/Lで70%が死亡する(115時間
26 LC50は447μg/L)のに対し, 亜鉛濃度240μg/Lで飼育したソッケイサーモンの仔魚の死亡率は0%
27 であると報告している.

28 29 7.2.5 行動への影響

30 高濃度の亜鉛に暴露されたヒメハヤは餌を食べにくくなるので体重の増加が抑えられる(Bengtsson
31 1974) .

1 Lefcort *et al.* (2000)はAquatic Snails (*Physella columbiana*)では亜鉛などの重金属への忌避行動
2 が進化していると報告している。彼らは、U. S. EPAのスパーファンドサイトの一つから採取されたカ
3 タツムリと、他の汚染されていない地域から採取されたカタツムリの行動を比べている。スーパーフ
4 ァンドサイトから採取されたカタツムリの第1世代、汚染されない環境で生育させた第2世代は亜鉛
5 濃度の高い土壌をさける傾向があるのに対し、汚染されない環境から採取されたカタツムリではそ
6 のような傾向が見られないことから、忌避行動は進化的(遺伝的)に獲得された行動であるとしてい
7 る。

8
9 忌避行動は魚類においても見られる。ニジマスでは、 $5.6\mu\text{g/L}$ で忌避行動が見られる(Sprague
10 1968)。複数の重金属を用いた試験でも、明らかに高濃度を避ける傾向があり(Svecevicus 2001)、
11 濃度の上昇とともに傾向が強まるとしている。Svecevicus (2003)はあらかじめ高濃度にさらされたニ
12 ジマスの忌避行動がどのように変わるかを調べている。暴露された、されていなかったニジマスは
13 共に高濃度であるほど重金属をさける傾向があるが、両者の間に有意な差はみられなかった。
14 Korver & Sprague (1989)はファットヘッドミノーでも忌避行動が見られると報告している。縄張りを持
15 たない雄は、 0.284mg/L で忌避行動を開始するが、縄張りを持つ雄は 1.83mg/L で忌避行動を開始
16 する。

17
18 これらの忌避行動は、重金属の高濃度暴露を避けるために進化した行動であると考えられる。この
19 ような行動を動物が取ることにより、結果として生息地の減少につながり、また種ごとに忌避行動を
20 開始する閾値が異なるため、各地点での種構成を変える可能性も示唆されている(Hansen *et al.*
21 1999)。

22
23 Sanders & Sprague (1967)はカナダのAtlantic salmonの行動調査を行っている。1957年に操業を
24 開始した鉱山のそばを流れる川では、1960年に支流に鉱山から排水を流し始めたとき、本川で
25 サケが遡上をやめ下流に戻ってゆく現象が観察されている。

26 27 7.3 Biotic Ligand Model

28 Biotic Ligand Modelとは、近年急速に発展している、主に急性毒性を予測するモデルである。既
29 に、幾つかのレビュー記事も出版されており(Paquin *et al.* 2002; Santore *et al.* 2002; Niyogi &
30 Wood 2004)、本節ではそれらに従って解説を行い、管理・対策にどのように応用可能であるかを述
31 べる。

32

1 第3節で述べたように、重金属の毒性は、水質により変化する。歴史的には、管理された試験水と、
2 野外から採取した試験水でそれぞれ毒性試験を行い、急性毒性の比率(water effect ratio: WER)
3 を求めて、野外生物への毒性を外挿するという方法が取られていた。その後、毒性メカニズムの理
4 解が進み、重金属の毒性はフリーイオンの量でほとんど説明できる、水中の有機物が(Dissolved
5 Organic Mater: DOM)はフリーイオンの量を減少させる、カルシウムイオンの存在が最も顕著に毒
6 性を緩和する、などが明らかになった。水生生物の鰓にはカルシウムを取り込むためのイオンチャ
7 ンネルが存在する。このイオンチャンネルには重金属も吸着し、ある一定量が吸着すると死亡が起
8 こると考えるのである。吸着のしやすさは重金属ごとに違いますが、通常の化学反応のように濃度にも
9 比例するため、カルシウムイオンがより多く存在することにより(つまり硬水であるほど)、重金属が吸
10 着しにくくなり毒性が緩和されるとされる。毒性を予測するモデルとしては、まず、重金属と鰓の相
11 互作用を考慮したモデルGill Surface Interaction ModelがPagenkopfにより提案されている
12 (Pagenkopf 1983)。しかしながら、このモデルではDOMの影響が考慮されておらず、その後、
13 Morelがそれらも考慮したモデル、Free Ion Activity Model (FIAM)を構築している(Morel 1980)。
14 BLMはほぼFIAMと同じものである。が、FIAMでは魚の鰓だけが想定されていたが、BLMはより
15 一般的にBiotic Ligandという仮想的な器官を想定し、適応対象生物の拡張を図ったものである(Di
16 Toro *et al.* 2001)。
17
18 BLMでは、まず、水質中の重金属のフリーイオンの濃度を計算するところから始まる。BLMでは、
19 WHAM(Tipping 1994)やMINEQL+(Schecher & McAvoy 2001)などのフリーイオンの濃度を計算
20 するモデルが事実上実装されており、それらを用いて濃度の計算が行われる。その後、Biotic
21 Ligandの総量、カルシウムやマグネシウムなどの陽イオンと重金属のフリーイオン濃度の間に化学
22 平衡を仮定し、吸着する重金属の量を求める。その際、カルシウムイオンや重金属イオンとリガンド
23 の吸着のしやすさを知る必要がある。亜鉛とリガンドの吸着係数(log *K*)は、ファットヘッドミノーでは
24 実験で求められている(Playle *et al.* 1993)。その他の吸着係数(カルシウム-リガンドやマグネシウム-
25 リガンド等)は、毒性試験にあうように都合良く決められているのが現状である。そのため、本来重金
26 属の種類にかかわらず一定であるはずのこれらのパラメータが、重金属ごとに異なっている。このこ
27 とにより、複数の重金属が存在している環境での毒性の予測は行えず、今後の開発課題として残
28 っている。

30 8 まとめと今後の課題

31 8.1 2番目の質問への回答

32 2番目の質問への回答は以下のようである

33 2Q リスクが懸念される地域では、実際に生態系にどのような影響があるのか

1 2A Clements & Kiffney (1995)らは、亜鉛濃度が100 μ g/Lで種の多様性が減少していることを示
2 しており、この結果から我が国においても、高濃度地点では生態系に影響があることは十分
3 示唆される。また、岩崎らの国内の休廃止鉱山系の重金属汚染地域での生物相調査の結
4 果では、我が国で亜鉛の影響による生態系への影響があることが明らかにされている。実際、
5 亜鉛により環境への影響はある。

6
7 最後の質問についてはまた、後ほど述べる。

8 9 8.2 その他検討課題

10 日本の公共用水域において、個体レベルの影響が懸念される水域は全体の約14%を占め、個体
11 群レベルの閾値を超過する水域は全体の約2%を占め、そのうち6割以上が休廃止鉱山を主たる
12 排出源と推測された地域であった。また、亜鉛により、生態系にある程度の悪影響があることも明ら
13 かにされた。今後、影響があると判断される地点に対し、対策を取る必要があるかどうかの判断が今
14 後の検討課題である。

15
16 本評価において考慮していない幾つかの問題がある。本評価では、7.2節で触れた、生物が獲得
17 する抵抗性を考慮していない。Shehata & Whitton (1982)による実験では成長可能な亜鉛の濃度
18 は、抵抗性を持たない藻類と抵抗性を持つ藻類の間では10倍以上も異なる。最も、これは藻類の
19 試験であり、他種においてもこれほどの高い抵抗性を獲得するのかどうかはわからない。さらに、魚
20 類は忌避行動を示すため、影響評価から得られる亜鉛の影響濃度よりも低い濃度で魚が見られな
21 くなる可能性は十分にある。

22
23 亜鉛は自然起源も多く、休廃止鉱山付近では自然起源も高いと考えられる。バックグラウンドレ
24 ルが高く、その場所に適応している生物は亜鉛の最低要求量が高くなっているとする考えもあり
25 (Janssen *et al.* 2000)、濃度を急激に減少させると欠乏症の可能性が出てくる。このことから、少なく
26 とも急激な改善は避けるべきであり、管理・対策を検討する場合は、野外観測を行うことで生態系
27 の応答を常時モニタリングしながら対策を行うという、漸次的な管理(順応的管理)が望ましいと考
28 えられる。

29
30 休廃止鉱山近辺では、カドミウム等他の重金属との複合汚染になっていることが多く、亜鉛だけの
31 対策が生態リスク低減に繋がるかどうかはわからない。重金属複合汚染を考慮した総合的なリスク
32 評価及び管理対策を立てる必要がある。また、事業所が発生源である場合、高濃度地点は都市部
33 であることが多いが、都市部では亜鉛だけではなく、有機汚濁(ただし有機汚濁は亜鉛の毒性を下

1 げる)や、コンクリート護岸など他の人為的負荷も大きい。このような場所に、対策を取ったところで
2 どれだけの効果が上がるのか、対策にかかる費用や効果を見極めながら慎重に検討する必要がある
3 だろう。

5 8.3 最後の回答

6 3Q 質問1,2を判断するために足りない情報はなにか

7 3A 上で見たように、解決しなくてはならない課題は多く残されている。しかし、現在の生態リス
8 ク評価研究は、リスクがある・無いについては示せるものの、生態系をどのように管理したい
9 のかを提示する方法論がない。休廃止鉱山付近の高濃度汚染地域においても、ある程度の
10 生態系は保たれている。現在保たれている生態系で満足するのか、それとも対策を取りより
11 高い生物多様性を求めるのか、また、対策を取るならどの程度の費用を掛けてどの程度まで
12 改善すればよいのか、と言った合意形成に必要な判断基準を提示する方法論が掛けてい
13 る。

14
15 どの程度の生態系を我々は良いと思うのかは、価値観の問題であり、別の議論が必要となる。絶滅
16 危惧種や貴重種などが汚染地域に生息している場合は比較的合意が形成されやすいが、本評価
17 で明らかになった高濃度地域ではそれらは発見されていない。また、休廃止鉱山近辺では汚染は
18 数十年続いており、垂鉛に対し感受性が高い種の地域個体群は既に消滅していると考えられ、感
19 受性の高い絶滅危惧種等が発見されることは無いと考えられる。休廃止鉱山近辺の河川は、垂鉛
20 濃度の高い支川とバックグラウンドレベルの支川が隣接しており、濃度の高い箇所に対し対策をと
21 り浄化が進めば、汚染のない川が種のソースとなるため速やかに(数年で)種の多様性が回復する
22 ことは十分期待できる。しかしながら、休廃止鉱山由来の汚染地域に根本的な対策を取るには莫
23 大な経済コストがかかることも期待され、そのようなコストを掛けてまで隣の川に行けば見られる生
24 物を回復する必要があるのか、との疑問も挙がるだろう。このように、価値が定義しにくい普通種の
25 保全・回復を行うための合意を形成することは難しい。この問題を解決するための新たな方法論を
26 開発しなくてはならない。

27
28 対策を取るかどうかは、コストがどの程度かかるかにも依存している。取った対策とその効果の関係
29 で、実際に対策を取るべきかどうかの判断を行う必要がある。従来のリスク評価は、個体レベルで
30 評価を行っている。一方効果を確認するための生物相調査は、種数を数えるという、個体群レベ
31 ルで行われる。このギャップにより、対策を取ったとしても効果が認められないことは十分にあるだろう。
32 個体群レベルで評価を行うことは、このギャップを埋めるために重要である。

33

1 種の感受性分布を用いる評価は、あくまでもリスクを概観しているにすぎない。その手法により与え
2 られるリスク判定値も、生態系の大部分が守れるであろうと期待される、値の目安が与えられるにす
3 ぎない。環境保全にとり真に重要なことはリスクが期待される場所にどのような、対策・管理が可能
4 であるかを示すことである。上でも述べたように、現実的な管理手法は順応的管理であると考えら
5 れる。順応的管理を行うには、対策を取った後の効果を予測しておき、対策を取った後にモニタリ
6 ングを行い、予測と現実とのずれを修正してゆくという、ループが必要である。亜鉛はこのループを
7 回す絶好の機会にある。亜鉛の排水基準は、2006年12月より当初の5mg/Lから2mg/Lへと引き下
8 げられた。また、これには5年間のモラトリアムがあり、各事業所は排出量が基準値を満たすべく、
9 順次対策を取るはずである。これを一つの実験にとらえ、排出への対策がどの程度有効かを確か
10 めるべきである。公共用水中の亜鉛濃度、及び高濃度地域の生物相調査を重点的に行い、今後
11 の管理・対策のためのデータをそろえるべきである。

12

13 参考文献

- 14 Abbasi, S. A. & Soni, R. (1986). An examination of environmentally safe levels of zinc (II),
15 cadmium (II) and lead (II) with reference to impact on *Channeifish Nuria denricus*.
16 *Environmental Pollution A*, 40, 37–51.
- 17 Ahsanullah, M. (1976). Acute toxicity of cadmium and zinc to seven invertebrate species from
18 western port, Victoria. Australia. *J. Mar. Freshwater Res.* 27, 187–196.
- 19 Ahsanullah, M. & Arnott, G. H. (1978). Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to larvae of the
20 crab *Paragrapsus quadridentatus* (H. Milne Edwards), and implications for water quality
21 criteria. *Australian journal of freshwater research*, 29, 1–8.
- 22 Ahsanullah, M., Mobley, M. C. & P, P. R. (1988). Individual and combined effects of zinc, cadmium
23 and copper on the marine amphipod *allorchestes compressa*. *Australian Journal of Freshwater*
24 *Research*, 39, 33–37.
- 25 Ahsanullah, M., Negilski, D. S. & Mobley, M. C. (1981). Toxicity of zinc, cadmium and copper to
26 the shrimp *Callinassa australiensis*. i. effects of individual metals. *Marine Biology*, 64,
27 299–304.
- 28 Alam, M. K. & Maughan, O. E. (1992). The effect of malathion, diazinon and various concentrtrios
29 of zinc, copper, nicke, lead, iron, and mercury on fish. *Biological Trace Element Research*, 34,
30 225–236.
- 31 Alsop, D. H., McGeer, J. C., Macdonald, D. G. & Wood, C. M. (1999). Cost of chronic waterborne
32 zinc exposure and the consequences of zinc acclimation on the gill/zinc interactions of rainbow
33 trout in hard and soft water. *Environmental Toxicology and Chemistory*, 18, 1014 -1025.

- 1 Anderson, P. D. & Weber, L. J. (1975). Toxic response as a quantitative function of body size.
2 *Toxicology and Applied Pharmacology*, 33, 471–483.
- 3 Anderson, R. L., Walbridge, C. T. & Fiandt, J. T. (1980). Survival and growth of *Tanytarsus*
4 *dissimilis* (chironomidae) exposed to copper, cadmium, zinc, and lead. *Archives of*
5 *Environmental Contamination and Toxicology*, 9, 329–335.
- 6 Andros, J. D. & Garton, R. R. (1980). Acute lethality of copper, cadmium, and zinc to northern
7 squawfish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109, 235–238.
- 8 Arambasic, M. B., Bjelic, S. & Subakov, G. (1995). Acute toxicity of heavy metals (copper, lead,
9 zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* l., *Lepidium sativum* l. and *Daphnia magna* st.:
10 comparative investigations and the practical applications. *Water Research*, 29, 497–503.
- 11 Arnott, G. H. & Ahsanullah, M. (1979). Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species
12 of marine copepod. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 30, 63–71.
- 13 Attar, E. N. & Maly, E. J. (1982). Acute toxicity of cadmium, zinc, and cadmium-zinc mixtures to
14 *Daphnia magna*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11, 291–296.
- 15 Bailey, H. C. & Liu, D. H. W. (1980). *Lumbriculus variegatus*, a benthic oligochaete, as a bioassay
16 organism. In *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 3rd Symposium*, (Eaton, J. G., Parrish,
17 P. R. & Hendricks, A. C., eds), pp. 205–215. ASTM STP 707.
- 18 Baker, L. & Walden, D. (1984). *Acute toxicity of copper nad zinc to three fish species from Alligator*
19 *rivers region*. Supervising scientist for the Alligator rivers regions, Australian Gov. Publ. Serv.
20 Technical memorandum, No. 8, Canberra, Australia.
- 21 Barata, C., Baird, D. J. & Markich, S. J. (1998). Influence of genetic and environmental factors on
22 the tolerance of *Daphnia magna* straus to essential and non-essential metals. *Aquatic toxicology*,
23 42, 115–137.
- 24 Bartlett, L. & Rabe, F. W. (1974). Effects of copper, zinc and cadmium on *Selenastrum*
25 *capricornutum*. *Water Research*, 8, 179–185.
- 26 Bat, L., Sezgin, M., G˘undo˘gdu, A. & C, ulha, M. (1999). Toxicity of zinc, copper and lead to
27 *Idotea baltica* (crustacea, isopoda). *Turk Journal of Zoology*, 23, 465–472.
- 28 Baudouin, M. F. & Scoppa, P. (1974). Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton.
29 *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 12, 745–751.
- 30 Belanger, S. E. & Cherry, D. S. (1990). Interacting effects of ph acclimation, ph, and heavy metals
31 on acute and chronic toxicity to ceriodaphnia dubia (cladocera). *J. Crustac. Biol.* 10, 225–235.
- 32 Bengtsson, B. E. (1974a). Effect of zinc on growth of the minnow *Phoxinus phoxinus*. *Oikos*, 25,
33 370–373.

- 1 Bengtsson, B. E. (1974b). The effect of zinc on the ability of the minnow, *Phoxinus phoxinus* to
2 compensate for torque in a rotating water-current. *Bulletin of Environmental Contamination and*
3 *Toxicology*, 12, 654–658.
- 4 Bengtsson, B. E. & Bergstrom, B. (1987). Flowthrough fecundity test with nitocra spinipes
5 (*Harpacticoidea crustacea*) for aquatic toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 14,
6 260–268.
- 7 Benoit, D. A. & Holcombe, G. W. (1978). Toxic effects of zinc on fathead minnows *Pimephales*
8 *promelas* in soft water. *Journal of Fish Biology*, 13, 701–708.
- 9 B.Genter, R., Cherry, D. S., Smith, E. P. & Cairns, Jr, J. (1987). Algal-periphyton population and
10 community changes from zinc stress in stream mesocosms. *Hydrobiologia*, 153, 261–275.
- 11 Biesinger, K. E. & Christensen, G. M. (1972). Effects of various metals on survival, growth,
12 reproduction, and metabolism of daphnia magna. *Journal of Fish Research Board of Canada*, 29,
13 1691–1700.
- 14 Bodar, C. W. M., Zee, A. V. D., Voogt, P. A., Wynne, H. & Zandee, D. I. (1989). Toxicity of heavy
15 metals to early life stages of *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 17,
16 333–338.
- 17 Borgmann, U., Norwood, W. P. & Clarke, C. (1993). Accumulation, regulation and toxicity of
18 copper, zinc leand and mercury in *Hyaella azteca*. *Hydrobiologia*, 259, 79–89.
- 19 Bradley, R. W., DuQuesnay, C. & Sprague, J. B. (1985). Acclimation of rainbow traou, *Salmo*
20 *gairdeneri* Richardson, to zinc: kinetics and mechanism of enhanced tolerance induction.
21 *Journal of Fish Biology*, 27, 367–379.
- 22 Bradley, R. W. & Sprague, J. B. (1985a). The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the
23 acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Canadian Journal of Fisheries and*
24 *Aquatic Science*, 42, 731 -736.
- 25 Bradley, R. W. & Sprague, J. B. (1985b). Accumulation of zinc by rainbow trout as influenced by
26 pH, water hardness and fish size. *Environmental toxicology and chemistry*, 4, 685–694.
- 27 Brinkman, S. & Woodling, J. (2005). Zinc toxicity to the mottled sculpin (*Cottus Bairdi*) in
28 high-hardness water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 1515–1517.
- 29 Brkovic-Popovic, I. & Popovic, M. (1977). Effects of heavy metals on survival and respiration rate
30 of tubificid worms: part 1 - effects on survival. *Environmental Pollution*, 13, 65–72.
- 31 Broderius, S. & Smith, L. L. (1979). Lethal and sublethal effects of binary mixtures of cyanide and
32 hexavalent chromium, zinc, or ammonia to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and

1 rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36, 164
2 -172.

3 Brown, A. R., Riddle, A. M., Cunningham, N. L., Kedwards, T. J., Shillabeer, N. & Hutchinson, T.
4 H. (2003). Predicting the effects of endocrine disrupting chemicals on fish populations. *Human
5 and Ecological Risk Assessment*, 9, 761-788.

6 Brown, B. T. & Rattigan, B. M. (1979). Toxicity of soluble copper and other metal ions to *Elodea*
7 *canadensis*. *Environmental Pollution*, 20, 303-314.

8 Brungs, W. A. (1969). Chronic toxicity of zinc to the fathead minnow, *Pimephales promelas*
9 *rafinesque*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 98, 272-279.

10 Bryant, V., Newbery, D. M., McLusky, D. S. & Campbell, R. (1985). Effect of temperature and
11 salinity on the toxicity of nickel and zinc to 2 estuarine invertebrates (*Corophium volutator*,
12 *Macoma balthica*). *Marine ecology - progress series*, 24, 139-153.

13 Buhl, K. J. & Hamilton, S. J. (1990). Comparative toxicity of inorganic contaminants released by
14 placer mining to early life stages of salmonids. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 20,
15 325-342.

16 Buhl, K. J. & Hamilton, S. J. (1996). Toxicity of inorganic contaminants, individually and in
17 environmental mixtures, to three endangered fishes (colorado squawfish, bonytail, and
18 razorback sucker). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30, 84-92.

19 Burton, D. T. & Fisher, D. J. (1990). Acute toxicity of cadmium, copper, zinc, ammonia, 3,3'-
20 dichlorobenzidine, 2,6-dichloro-4-nitroaniline, methylene chloride, and 2,4,6-trichlorophenol to
21 juvenile grass shrimp and killifish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 44,
22 776-783.

23 Cairns, M. A., Garton, R. R. & Tubb, R. A. (1982). Use of fish ventilation frequency to estimate
24 chronically safe toxicant concentration. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111,
25 70-77.

26 Calabrese, A., Collier, R. S. & MacInnes, J. R. (1973). The toxicity of heavy metals to embryos of
27 the american oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 18, 162-166.

28 Calabrese, A., MacInnes, J. R., Nelson, D. A. & Miller, J. E. (1977). Survival and growth of bivalve
29 larvae under heavy-metal stress. *Marine Biology*, 41, 179-184.

30 Calabrese, A. & Nelson, D. A. (1974). Inhibition of embryonic development of the hard clam,
31 *Mercenaria mercenaria*, by heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and
32 Toxicology*, 11, 92-97.

- 1 Carlson, A. R. & Roush, T. H. (1985). *Site-specific water quality studies of the Straight River,*
2 *Minnesota: Complex effluent toxicity, zinc toxicity, and biological survey relationships.* National
3 Technical Information Service Springfieldm VA. EPA-600/3-85-005.
- 4 Caswell, H. (1989). *Matrix Population Models.* Sinauer, Sunderland, MA.
- 5 Chapman, G. A. (1978a). Effects of continuous zinc exposure on sockeye salmon during
6 adult-to-smolt freshwater residency. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107,
7 828–836.
- 8 Chapman, G. A. (1978b). Toxicities of cadmium, copper, and zinc to four juvenile stages of chinook
9 salmon and steelhead. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107, 841–847.
- 10 Chapman, G. A. & Dunlop, S. (1981). Detoxification of zinc and cadmium by the freshwater
11 protozoan *Tetrahymena pyriformis*: I .the effect of water hardness. *Environmental Research*, 26,
12 81 -86.
- 13 Chen, C. Y. & Lin, K. C. (1997). Optimization and performance evaluation of the continuous algal
14 toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 1337–1344.
- 15 Chou, H.-Y., Peng, T.-Y., Chang, S.-J., Hsu, Y.-L. & Wu, J.-L. (1999). Effects of heavy metal
16 stressors and salinity shock on the susceptibility of grouper (*Epinephelus* sp.) to infectious
17 pancreatic necrosis virus. *Virus Research*, 63, 121–129.
- 18 Clements, W. H. (1994). Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the upper
19 Arkansas River basin, Colorado. *Journal of North American Benthological Society*, 13, 30–44.
- 20 Clements, W. H. (1999). Metal tolerance and predator-prey interactions in benthic macroinvertebrate
21 stream communities. *Ecological Applications*, 9, 1073–1084.
- 22
- 23 Clements, W. H., Carlisle, D. M., Courtney, L. A. & Harrahy, E. A. (2002). Integrating
24 observational
25 and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies.
26 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1138–1146.
- 27 Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M. & Johnson, P. C. (2000). Heavy metals structure
28 benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*, 10, 626–638.
- 29 Clements, W. H. & Kiffney, P. M. (1995). The influence of elevation on benthic community
30 responses to heavy metals in Rocky Mountain streams. *Canadian Journal of Fisheries and*
31 *Aquatic Sciences*, 52, 1966–1977.
- 32 Colwell, F. S., Hornor, S. G. & Cherry, D. S. (1989). Evidence of structural and functional
33 adaptation in epilithon exposed to zinc. *Hydrobiologia*, 171, 79–90.

- 1 Couillard, Y., Ross, P. & Pinel-Alloul, B. (1989). Acute toxicity of six metals to the rotifer
2 *Brachionus calyciflorus*, with comparisons to other freshwater organisms. *Toxicity Assessment*,
3 4, 451 -462.
- 4 Cruz, E. R. & Morgan, K. (1985). Studies on the tolerance of Japanese eel (*Anguilla japonica*) to
5 zinc sulfate. *Fish Pathology*, 20, 459–461.
- 6 Dave, G., Damgaard, B., Martelin, M. G. J. E., Rosander, B. & Viktor, T. (1987). Ring test of an
7 embryolarval toxicity test with zebrafish (*Brachydanio rerio*) using chromium and zinc as
8 toxicants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6, 61–71.
- 9 Dean-Ross, D. (1990). Response of attached bacteria to zinc in artificial streams. *Canadian Journal*
10 *of Microbiology*, 36, 561–566.
- 11 Depledge, M. H. (1989). Re-evaluation of metabolic requirements for copper and zinc in decapod
12 crustaceans. *Marine Environmental Research*, 27, 115–126.
- 13 DEvi, V. U. (1987). Devi yu (1987) heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes* Latreille and
14 *Uca triangularis* (Milne Edwards): tolerance to copper, mercury, cadmium, and zinc. *Bulletin of*
15 *Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 1020–1027.
- 16 Devi, Y. U. (1987). Heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes* Latreille and *Uca*
17 *triangularis* (Milne Edwards): tolerance to copper, mercury, cadmium, and zinc. *Bulletin of*
18 *Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 1020–1027.
- 19 Di Toro, D. M., Allen, H. E., Bergman, H. L., Meyer, J. S., Paquin, P. R. & Santore, R. (2001).
20 Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environmental*
21 *Toxicology and Chemistry*, 20, 2383–2396.
- 22 Diamond, J. M., Koplisch, D. E., McMahon III, J. & Rost, R. (1997). Evaluation of the water-effect
23 ratio procedure for metals in a riverine system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16,
24 509–520.
- 25 Dinnel, P. A., Link, J. M., Stober, Q. L., Letourneau, M. W. & Roberts, W. (1989). Comparative
26 sensitivity of sea urchin sperm bioassays to metals and pesticides. *Archives of Environmental*
27 *Contamination and Toxicology*, 18, 748–755.
- 28 Dorgelo, J., Meester, H. & van Velzen, C. (1995). Effects of diet and heavy metals on growth rate
29 and fertility in the deposit-feeding snail *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) (Gastropoda:
30 Hydrobiidae). *Hydrobiologia*, 316, 199–210.
- 31 Eisler, R. (1993). *Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review*. Biological
32 Report 10, U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Laurel Maryland 20708.

- 1 Eisler, R. & Hennekey, R. J. (1977). Acute toxicities of Cd^{2+} , Cr^{+6} , Hg^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} to
2 estuarine macrofauna. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 6, 315–323.
- 3 Enserink, E. L., Maas-Diepeveen, J. L. & C. J., V. (1991). Combined effect of metals; an
4 ecotoxicological evaluation. *Water Research*, 25, 679–687.
- 5 Everal, N. C., Macfarlane, N. A. A. & Sedgwick, R. W. (1989). The interactions of water hardness
6 and pH with the acute toxicity of zinc to the brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish
7 Biology*, 35, 27–36.
- 8 Falchuk, K. H., Mazus, B., Ber, E., Ulipino-Lobb, L. & Vallee, B. L. (1985). Zinc deficiency and the
9 *Euglena gracilis* chromatin: formation of an α -amanitin-resistant RNA polymerase ii. *Biochemistry*,
10 24, 2576–2580.
- 11 Farris, J. L., Belanger, S. E., Cherry, D. S. & Cairns, J. (1989). Cellulolytic activity as a novel
12 approach to assess long-term zinc stress to corbicula. *Water Research*, 23, 1275–1283.
- 13 Finlayson, B. J. & Verrue, K. M. (1982). Toxicities of copper, zinc, and cadmium mixtures to
14 juvenile chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111, 645–650.
- 15 Fisher, N. S. & Frood, D. (1980). Heavy-metals and marine diatoms - Influence of dissolved
16 organic compounds on toxicity and selection for metal tolerance among four species. *Marine
17 Biology*, 59, 85–93.
- 18 Forbes, V. E. & Calow, P. (2002). Population growth rate as a basis for ecological risk assessment of
19 toxic chemicals. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, 357, 1299–1306.
- 20 Gale, N. L., Wixson, B. G. & Erten, M. (1992). An evaluation of the acute toxicity of lead, zinc, and
21 cadmium in Missouri Ozark groundwater. *Trace Substances in Environmental Health*, 25,
22 169–183.
- 23 Gillespie, Jr, W. B., Hawkins, W. B., Rodgers, Jr, J. H., Cano, M. L. & Dorn, P. B. (1999). Transfers
24 and transformations of zinc in flow-through wetland microcosms. *Ecotoxicology and
25 Environmental Safety*, 43, 126–132.
- 26 Greenwood, J. G. & Fielder, D. R. (1983). Acute toxicity of zinc and cadmium to zoeae of three
27 species of partunid crabs (crustacea: brachyura). *Comparative Biochemistry and Physiology*,
28 75C, 141–144.
- 29 Gupta, A. & Sharma, S. (1994). Bioaccumulation of zinc in cirrhinus mrigala (Hamilton) fingerlings
30 during short-term static bioassay. *Journal of Environmental Biology*, 15, 231–237.
- 31 Hale, J. G. (1977). Toxicity of metal mining wastes. *Bulletin of Environmental Contamination and
32 Toxicology*, 17, 66–73.

- 1 Hamilton, S. J. (1995). Hazard assessment of inorganic to three endangered fish in the green river,
2 Utah. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30, 134–142.
- 3 Hamilton, S. J. & Buhl, K. J. (1990). Safety assessment of selected inorganic elements to fry of
4 Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 20,
5 307 -324.
- 6 Hamilton, S. J. & Buhl, K. J. (1997). Hazard assessment of inorganic, individually and in mixtures,
7 to two endangered fish in the San Juan river, New Mexico. *Environmental Toxicology and*
8 *Water Quality*, 12, 195–209.
- 9 Hansen, J., Woodward, D. F., Little, E. E., DeLonay, A. J. & Bergman, H. L. (1999). Behavioral
10 avoidance: possible mechanism for explaining abundance and distribution of trout species in a
11 metal-impacted river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 313–317.
- 12 Hansten, C., Heinob, M. & Pynnonen, K. (1996). Viability of glochidia of *Anodonta anatina*
13 (unionidae) exposed to selected metals and chelating agents. *Aquatic Toxicology*, 34, 1–12.
- 14 Herkovits, J., Perez-Coll, C. S. & Zeni, S. (1989). Protective effect of zinc against spontaneous
15 malformations and lethality in bufo arenarum embryos. *Biological Trace Element Research*, 22,
16 247–250.
- 17 Hickey, C. W. & Clements, W. H. (1998). Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate
18 communities in New Zealand streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17,
19 2338–2346.
- 20 Hietanen, B. & Kristoffersson, I. S. R. (1988). Toxic effects of zinc on the common mussel *Mytilus*
21 *edulis* l. (Bivalvia) in brackish water. I physiological and histopathological studies. *Annales*
22 *Zoologici Fennici*, 25, 341–347.
- 23 Hill, B. H., Willingham, W. T., Parrish, L. P. & McFarland, B. H. (2000). Periphyton community
24 responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428,
25 161–169.
- 26 Hilmy, A. M., El Domway, N. A., Daabees, A. Y., & Abdel Latife, H. A. (1987a). Some
27 physiological and biochemical indices of zinc toxicity in two freshwaer fishes, *Clarias lazera*
28 and *Tilapia zilli*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 87C, 297–301.
- 29 Hobson, J. F. & Birge, W. J. (1989). Acclimation-induced changes in toxicity and induction of
30 metallothionein-like proteins in the fathead minnow following sublethal exposure to zinc.
31 *Emvironmental Toxicology and Chemistry*, 8, 157–169.

- 1 Hogstrand, C., Lithner, G. & Haux, C. (1989). Relationship between metallothionein, copper and
2 zinc in perch (*Perca fluviatilis*) environmentally exposed to heavy metals. *Marine*
3 *Environmental Research*, 28, 179–182.
- 4 Hogstrand, C. & Wood, C. M. (1995). Mechanisms for zinc acclimation in freshwater rainbow trout.
5 *Marine Environmental Research*, 39, 131–135.
- 6 Holcombe, G. W. & Andrew, R. W. (1978). *The Acute Toxicity of zinc to Rainbow and Brook Trout*.
7 EPA-600/3-78-094. U. S. EPA, Duluth, Minnesota 55804.
- 8 Holcombe, G. W., Benoi, D. A. & Leonard, E. N. (1979). Long-term effects of zinc exposures on
9 brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Transactions of the American Fisheries Society*, 108.
- 10 Hopkin, S. P. & Martin, M. H. (1984). Assimilation of zinc, cadmium, lead and copper by the
11 centipede *Lithobius variegatus* (chilopoda). *Journal of Applied Ecology*, 21, 535–546.
- 12 Hopkin, S. P. & Martin, M. H. (1985). Assimilation of zinc, cadmium, lead, copper, and iron by the
13 spider *dysdera crocata*, a predator of woodlice. *Bull Environ Contam Toxicol*, 34, 183–187.
- 14 Hornor, S. G. & Hilt, B. A. (1985). Distribution of zinc-tolerant bacteria in stream sediments.
15 *Hydrobiologia*, 128, 155 -160.
- 16 Huebner, J. D. & Pynnonen, K. S. (1992). Viability of glochidia of two species of anodonta exposed
17 to low pH and selected metals. *Canadian Journal of Zoology*, 70, 2348–2355.
- 18 Hunt, J. W. & Anderson, B. S. (1989). Sublethal effects of zinc and municipal effluents on larvae of
19 the red abalone *haliotis rufescens*. *Marine Biology*, 101, 545–552.
- 20 Janssen, C. R., De Schampelaere, K., Heijerick, D., Muysen, B., Lock, K., Bossuyt, B.,
21 Vangheluwe, M. & Van Sprang, P. (2000). Uncertainties in the environmental risk assessment
22 of metals. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6, 1003–1018.
- 23 Janssen, M. P. M., Oosterhoff, C., Heijmans, G. J. S. M. & der Voet, H. V. (1995). The toxicity of
24 metal salts and the population growth of the ciliate colpoda *cucculus*. *Bulletin of Environmental*
25 *Contamination and Toxicology*, 54, 597–605.
- 26 Jensen, A., Rystad, B. & Melsom, S. (1974). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. I. the
27 tolerance of three algal species to zinc in coastal water. *Journal of Experimental Marine Biology*
28 *and Ecology*, 15, 145–157.
- 29 Joly, B., Alame, J., Cluzel, R. & Pepin, D. (1979). Etude de la resistance aux antibiotiques et aux mb,
30 taux lourds des aeromonas isolées des eaux usees: phenotypes de resistance et transferts
31 g'en'etiques. *Annals of Microbiology(Paris)*, 130B, 341–347.

- 1 J.Smith, M. & Heath, A. G. (1979). Acute toxicity of copper, chromate, zinc, and cyanide to
2 freshwater fish: effect of different temperatures. *Bulletin of Environmental Contamination and*
3 *Toxicology*, 22, 113–119.
- 4 Kallanagoudar, Y. P. & Patil, H. S. (1997). Influence of water hardness on copper, zinc and nickel
5 toxicity to gambusia affinis (B & G). *Journal of Environmental Biology*, 18, 409–413.
- 6 Keating, K. I. & Caffrey, P. B. (1989). Selenium deficiency induced by zinc deprivation in a
7 crustacean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*,
8 86, 6436 -6440.
- 9 Keller, A. E. & Zam, S. G. (1991). The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel,
10 *Anodonta imbecilis*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10, 539–546.
- 11 Khangarot, B. S. (1991). Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (muller).
12 *Bulletine of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 906–912.
- 13 Khangarot, B. S. & Ray, P. (1989a). Sensitivity of midge larvae of chironomus tentans fabricius
14 (diptera chironomidae) to heavy metals. *Bulletin of Environmental contamination and*
15 *Toxicology*, 42, 325–330.
- 16 Khangarot, B. S. & Ray, P. K. (1987). Zinc sensitivity of a freshwater snail, *Lymnaea luteola* l., in
17 relation to seasonal variations in temperature. *Bulletin of Environmental Contamination and*
18 *Toxicology*, 39, 45–49.
- 19 Khangarot, B. S., Sehgal, A. & Bhasin, M. K. (1983). "man and the biosphere" - studies on Sikkim
20 Himalayas. part 1: acute toxicity of copper and zinc to common carp cyprinus carpio (linn.) in
21 soft water. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 11, 667–673.
- 22 Kiffney, P. M. & Clements, W. H. (1994a). Structural responses of benthic macroinvertebrate
23 communities from different stream orders to zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13,
24 389–395.
- 25 Kiffney, P. M. & Clements, W. H. (1994b). Effects of heavy metals on a macroinvertebrate
26 assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *Journal of the North*
27 *American Benthological Society*, 13, 511–523.
- 28 Kiffney, P. M. & Clements, W. H. (1996). Effects of metals on stream macroinvertebrate assemblages
29 from different altitudes. *Ecological Applications*, 6, 472–481.
- 30 Klerks, P. L. & Weis, J. S. (1987). Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: A
31 review. *Environmental Pollution*, 45, 173–205.

- 1 Korver, R. M. & Sprague, J. B. (1989). Zinc avoidance by fathead minnows (*Pimephales promelas*):
2 computerized tracking and greater ecological relevance. *Canadian Journal of Fisheries and*
3 *Aquatic Science*, 46, 494–502.
- 4 Kraak, M. H. S., Toussaint, M., Lavy, D. & Davids, C. (1994a). Short-term effects of metals on the
5 filtration rate of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Environmental Pollution*, 84, 139–143.
- 6 Kraak, M. H. S., Wink, Y. A., Stuijzand, S. C., de Jong, M. C. B., de Groot, C. J. & Admiraal, W.
7 (1994b). Chronic ecotoxicity of Zn and Pb to the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Aquatic*
8 *Toxicology*, 30, 77–89.
- 9 L, L. Posthuma & Van Straalen, N. M. (1993). Heavy metal adaptation in terrestrial invertebrates: a
10 review of occurrence, genetics, physiology, and ecological consequences. *Comparative*
11 *Biochemistry and Physiology*, 106C, 11–38.
- 12 Lalonde, M. & Pinel-Allol, B. (1986). Acute toxicity of cadmium, copper, mercury and zinc to
13 *Tropocyclops prasinus mexicanus* (cyclopoida, copepoda) from three quebec lagkes.
14 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5, 95–102.
- 15 LeBlanc, G. A. (1982). Laboratory investigation in to the development of resistance of *Daphnia*
16 *magna* (straus) to environmental pollutants. *Environmental Pollution A*, 27, 309–322.
- 17 Lefcort, H., Abbott, D. P., Cleary, D. A., Howell, E., Keller, N. C. & Smith, M. M. (2000). Aquatic
18 snails from mining sites have evolved to detect and avoid heavy metals. *Archives of*
19 *Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 478 -484.
- 20 Leonard, A. & Gerber, G. B. (1989). Zinc toxicity - Does it exist. *Journal of the American College*
21 *of Toxicology*, 8, 1285–1290.
- 22 Les, A. & Walker, R. W. (1984). Toxicity and binding of copper, zinc, and cadmium by the
23 blue-green alga, *Chroococcus parvis*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 23, 129–139.
- 24 Lin, H. C. & Dunson, W. A. (1993). The effect of salinity on the acute toxicity of cadmium to the
25 tropical, estuarine, hermaphroditic fish, *Rivulus marmoratus*: a comparison of cd, cu, and zn
26 tolerance with *Fundulus heteroclitus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*,
27 25, 41–47.
- 28 Linden, E., Bengtsson, B. E., Svanberg, O. & Sundstrom, G. (1979). The acute toxicity of 78
29 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus*
30 *alburnus*) and the harpacticoid *Nitocra spinipes*. *Chemosphere*, 8, 843–851.
- 31 Lussier, S. M., Gentile, J. & Walker, J. (1985). Acute and chronic effects of heavy metals and
32 cyanide on mysidopsis bahia (crustacea: mysidacea). *Aquatic Toxicology*, 7, 25–35.

- 1 Macek, K. J. & Sleight III, B. H. (1977). Utility of toxicity tests with embryos and fry of fish in
2 evaluating hazards associated with the chronic toxicity of chemicals to fishes. In *Aquatic*
3 *toxicology and hazard evaluation, American Society for Testing and Materials, Special*
4 *Technical Publication 634*, (Mayer, F. L. & Hamelink, J. L., eds), pp. 137–146. Philadelphia.
- 5 Madoni, P., Davoli, D., Gorbi, G. & Vescovi, L. (1996). Toxic effect of heavy metals in the
6 activated sludge protozoan community. *Water Research*, 30, 135–141.
- 7 Madoni, P., Esteban, G. & Gorbi, G. (1992). Acute toxicity of cadmium, copper, mercury, and zinc
8 to ciliates from activated sludge plants. *Bulletin of Environmental Contamination and*
9 *Toxicology*, 49, 900–905.
- 10 Maeda, S., Mizoguchi, M., Ohki, A. & Takeshita, T. (1990). Bioaccumulation of zinc and cadmium
11 in freshwater alga, *Chlorella vulgaris*. part I. Toxicity and accumulation. *Chemosphere*, 21,
12 953–963.
- 13 Magliette, R. J., Doherty, F. G., McKinney, D. & Venkataramani, E. S. (1995). Need for
14 environmental quality guidelines based on ambient freshwater quality criteria in natural waters -
15 case study "zinc". *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, 626–632.
- 16 Marshall, J. S., Parker, J. I., L., M. D. & Lei, C. (1983). Bioaccumulation and effects of cadmium
17 and zinc in a large Michigan plankton community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*
18 *Sciences*, 40, 1469–1478.
- 19 Martin, M., Hunt, J. W., Anderson, B. & Palmer, F. H. (1989). Experimental evaluation of the mysid
20 *holmesimysis costata* as a test organism for effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology*
21 *and Chemistry*, 8, 1003–1012.
- 22 Martin, T. R. & Holdich, D. M. (1986). The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid
23 crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids). *Water Research*,
24 20, 1137–1147.
- 25 Masters, J. A., Lewis, M. A. & Davidson, D. H. (1991). Validation of a four-day *Ceriodaphnia*
26 toxicity test and statistical considerations in data analysis. *Environmental Toxicology and*
27 *Chemistry*, 10, 47–55.
- 28 Mauri, M., Baraldi, E. & Simonini, R. (2003). Effects of zinc exposure on the polychaete *Dinophilus*
29 *gyrociliatus*: a life-table response experiment. *Aquatic Toxicology*, 65, 93–100.
- 30 Mayer, F. L. & Ellersieck, M. R. (1986). *Zinc sulphate*. In: *Manual of acute toxicity: interpretation*
31 *and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. US Department of the
32 Interior, Fish & Wildlife Service Washington DC, (Resource Publication 160).

- 1 McKim, J. M. (1977). Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long-term
2 toxicity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 1148–1154.
- 3 McLusky, D. S. & Hagerman, L. (1987). The toxicity of chromium, nickel and zinc: effects of
4 salinity and temperature, and the osmoregulatory consequences in the mysid *Praunus flexuosus*.
5 *Aquatic Toxicology*, 10, 225–238.
- 6 Medley, C. N. & Clements, W. H. (1998). Responses of diatom communities to heavy metals in
7 streams: The influence of longitudinal variation. *Ecological Applications*, 8, 631–644.
- 8 Meinelt, T. & Stueber, A. (1995). Subchronic fish toxicity of copper and zinc dependent upon water
9 hardness. *Fortschr. Fisch. wiss.* 12, 129–136.
- 10 Meisner, J. D. & Quan Hum, W. (1987). Acute toxicity of zinc to juvenile and subadult rainbow
11 trout, *Salmo gairdneri*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 898–902.
- 12 Miller, D. H. & Ankley, G. T. (2004). Modeling impacts on populations: fathead minnow
13 (*Pimephales promelas*) exposure to the endocrine disruptor 17 β -trenbolone as a case study.
14 *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 1–9.
- 15 Miranda, R. J. (1986). Acute toxicity and accumulation of zinc in the crayfish, *orconectes virilis*
16 (hagen). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 387–394.
- 17 Moreau, C. J., Klerks, P. L. & Haas, C. N. (1999). Interaction between phenanthrene and zinc in
18 their toxicity to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Archives of Environmental*
19 *Contamination and Toxicology*, 37, 251–257.
- 20 Morel, F. (1980). *Principles of Aquatic Chemistry*. John Willy & Sons, New York.
- 21 Mount, D. I. & Norberg, T. J. (1984). A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental*
22 *Toxicology and Chemistry*, 3, 425–434.
- 23 Muysen, B. T. A., De Shamphelaere, K. A. C. & Janssen, C. R. (2006). Mechanisms of chronic
24 waterborne Zn toxicity in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 77, 393–401.
- 25 Muysen, B. T. A. & Janssen, C. R. (2001). Zinc acclimation and its effect on the zinc tolerance of
26 *Raphidocelis subcapitata* and *Chlorella vulgaris* in laboratory experiments. *Chemosphere*, 45,
27 507–514.
- 28 Muysen, B. T. A. & Janssen, C. R. (2001b). Multigeneration zinc acclimation and tolerance in
29 *Daphnia magna*: implications for water-quality guidelines and ecological risk assessment.
30 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2053–2060.
- 31 Muzinger, A. & Guarducci, M. L. (1988). The effect of low zinc concentrations on some
32 demographic parameters of *biomphalaria glabrata* (say), mollusca: gastropoda. *Aquat. Toxicol.*
33 12, 51–61.

- 1 Muzinger, A. & Monicelli, F. (1991). A comparison of the sensitivity of three daphnia magna
2 populations under chronic heavy metal stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 22,
3 24–31.
- 4 Nebeker, A. V., Savonen, C. & abd J. K. McCrady, R. J. B. (1984). Effects of copper, nickel and
5 zinc on the life cycle of the caddisfly *Clistoronia magnifica* (Limnephilidae). *Environmental*
6 *Toxicology and Chemistry*, 3, 645–649.
- 7 Nebeker, A. V., Stinchfield, A., Savonen, C. & Chapman, G. A. (1986). Effects of copper, nickel
8 and zinc on three species of oregon freshwater snails. *Environmental Toxicology and Chemistry*,
9 5, 807–811.
- 10 Nehring, R. B. & Goettl Jr., J. P. (1974). Acute toxicity of a zinc-polluted stream to four species of
11 salmonids. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 12, 464–469.
- 12 Nelson, D. A., Miller, J. E. & Calabrese, A. (1988). Effect of heavy metals on bay scallops, surf
13 clams, and blue mussels in acute and long-term exposures. *Archives of Environmental*
14 *Contamination and Toxicology*, 17, 595–600.
- 15 Nelson, S. M. & Roline, R. A. (1998). Evaluation of the sensitivity of rapid toxicity tests relative to
16 daphnid acute lethality test. *Bulletin of Environmental contamination and Toxicology*, 60,
17 292–299.
- 18 Niyogi, D. K., Lewis, Jr., W. M. & McKnight, D. M. (2002). Effects of stress from mine drainage on
19 diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems*, 5,
20 554–567.
- 21 Niyogi, S. & Wood, C. M. (2004). Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific
22 water quality guidelines for metals. *Environ. Sci. Technol.* 38, 6177–6192.
- 23 Norberg, T. & Mount, D. (1985). A new fathead minnow (*pimephales promelas*) subchronic toxicity
24 test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4, 711–718.
- 25 Notenboom, J., Heekstra, K. C. J. & Van Beelen, P. (1992). Effect of ambient oxygen concentration
26 upon the acute toxicity of chlorophenols and heavy metals to the groundwater copepod
27 *parastenocaris germanica* (crustacea). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 24, 131–143.
- 28 Oikari, A., Kukkonen, J. & Virtanen, V. (1992). Acute toxicity of chemicals to *Daphnia magna* in
29 humic waters. *The Science of the Total Environment*, 117/118, 367–377.
- 30 Pagenkopf, R. (1983). Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: Role of
31 complexation, pH, and water hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 342–347.

- 1 Palawski, D., Hunn, J. B. & James Dwyer, F. (1985). Sensitivity of young striped bass to organic
2 and inorganic contaminants in fresh and saline waters. *Transactions of the American Fisheries*
3 *Society*, 114, 748–753.
- 4 Paquin, P. R., Gorsuch, J. W., Apte, S., Batley, G. E., Bowles, K. C., Campbell, P. G., Delos, C. G.,
5 Toro, D. M. D., Dwyer, R. L., Galvez, F., Gensemer, R. W., Goss, G. G., Hogstrand, C., Janssen,
6 C. R., McGeer, J. C., Naddy, R. B., Playle, R. C., Robert C. Santore, U. S., Stubblefield, W. A.,
7 Wood, C. M. & Wu, K. B. (2002). The biotic ligand model: a historical overview. *Comp.*
8 *Biochem. Physiol. C*, 133, 3–35.
- 9 Paulauskis, J. D. & Winner, R. W. (1988). Effects of water hardness and humic acid on zinc toxicity
10 to *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 12, 273–290.
- 11 Phillips, B. M., Anderson, B. S. & Hunt, J. W. (1998). Spatial and temporal variation in results of
12 purple urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) toxicity tests with zinc. *Environmental*
13 *Toxicology and Chemistry*, 17, 453–459.
- 14 Pickaver, A. H. & Lyes, M. C. (1981). Aerobic microbial activity in surface sediments containing
15 high or low concentrations of zinc taken from Dublin Bay. *Ireland Estuarine Coastal and Shelf*
16 *Science*, 12, 13–22.
- 17 Pickering, Q. H. & Henderson, C. (1966). The acute toxicity of some heavy metals to different
18 species of warmwater fishes. *Air and Water Pollution*, 10, 453–463.
- 19 Pierson, K. B. (1980). Effects of chronic zinc exposure on the growth, sexual maturity, reproduction,
20 and bioaccumulation of the guppy, *Poecilia reticulata*. *Canadian Journal of Fisheries and*
21 *Aquatic Science*, 38, 23–31.
- 22 Playle, R. C., Dixon, D. G. & Burnison, K. (1993). Copper and cadmium binding to fish gills:
23 estimates of metal-gill stability constants and modelling of metal accumulation. *Can. J. Fish.*
24 *Aquat. Sci.* 50, 2678–2687.
- 25 Rabe, F. W. & Sappington, C. W. (1970). *Biological productivity of the coeur d'Alene Rivers as*
26 *related to water quality*. Water Research Institute, University of Idaho Research technical
27 completion report project A-024-IDA.
- 28 Rachlin, J. W. & Farran, M. (1974). Growth response of the green algae *Chlorella vulgaris* to
29 selective concentrations of zinc. *Water Research*, 8, 575–577.
- 30 Rachlin, J. W., Jensen, T. E. & Warkentine, B. (1983). The growth response of the diatom *Navicula*
31 *incerta* to selected concentrations of the metals: cadmium, copper, lead and zinc. *Bulletin of the*
32 *Torrey Botanical Club*, 110, 217–223.

- 1 Rao, T. S., Rao, M. S. & Prasad, S. B. S. (1975). Median tolerance limits of some chemicals to the
2 fresh water fish "Cyprinus carpio". *Indian Journal of Environmental Health*, 17, 140–146.
- 3 Rathore, R. S. & Khangarot, B. S. (2002). Effects of temperature on the sensitivity of sludge worm
4 *Tubifex tubifex* Müller to selected heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53,
5 27–36.
- 6 Reader, J. P., Everall, N. C., Sayer, M. D. J. & Morris, R. (1989). The effects of eight trace metals in
7 acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown
8 trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 35, 187–198.
- 9 Rehwoldt, R., Bida, G. & Nerrie, B. (1971). Acute toxicity of copper, nickel and zinc ions to some
10 Hudson river fish species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 6,
11 445–448.
- 12 Rehwoldt, R., Lasko, L., Shaw, C. & Wirhowski, E. (1973). The acute toxicity of some heavy metal
13 ions toward benthic organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 10,
14 291–294.
- 15 Rehwoldt, R., Menapace, L., Nerrie, B. & Alessandrello, D. (1972). The effect of increased
16 temperature upon the acute toxicity of some heavy metal ions. *Bulletin of Environmental
17 Contamination and Toxicology*, 8, 91–96.
- 18 Reish, D. J. (1993). Effects of metals and organic compounds on survival and bioaccumulation in
19 two species of marine gammaridean amphipod, together with a summary of toxicological
20 research on this group. *Journal of National History*, 27, 781–794.
- 21 Reish, D. J. & Carr, R. S. (1978). The effect of heavy metals on the survival, reproduction,
22 development, and life cycles for two species of polychaetous annelids. *Marine Pollution
23 Bulletin*, 9, 24–27.
- 24 Reish, D. J., Martin, J. M., Piltz, F. M. & Word, J. Q. (1976). The effect of heavy metals on
25 laboratory populations of two polychaetes with comparisons to the water quality conditions and
26 standards in southern California marine waters. *Water Research*, 10, 299–302.
- 27 Rodgers, J. H., Cherry Jr, D. S., Graney, R. L., Dickson, K. L. & Cairns Jr, J. (1980). Comparison of
28 heavy metal interactions in acute and artificial stream bioassay techniques for the asiatic clam
29 (*Corbicula fluminea*). In *Aquatic Toxicology*, (Eaton, J. C., Parrish, P. R. & Hendricks, A. C.,
30 eds), pp. 266–280. ASTM STP 707.
- 31 Rosko, J. J. & Rachlin, J. W. (1975). The effect of copper, zinc, cobalt and manganese on the growth
32 of the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 120, 100–106.

- 1 Santore, R. C., Mathew, R., Paquin, P. R. & DiToro, D. (2002). Application of the biotic ligand
2 model to predicting zinc toxicity to rainbow trout, fathead minnow, and *Daphnia magna*.
3 *Comparative Biochemistry and Physiology C*, 133, 271–285.
- 4 Schecher, W. D. & McAvoy, D. C. (2001). *MINEQL+*, Version 4.5. Environmental Research
5 Software Hallwell, ME.
- 6 Schubauer-Berigan, M. K. & Dierkes, J. R. (1993). pH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn
7 to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyaella azteca* and *Lumbriculus variegatus*.
8 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1261–1266.
- 9 Sehgal, R. & Saxena, A. B. (1986). Toxicity of zinc to viviporous fish, *Lebistes reticulatus* (Peters).
10 *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36, 888–894.
- 11 Sharma, A. & Sharma, M. S. (1995). Acute toxicity of zinc to certain developmental stages of
12 *Cirrhinus mrigala* (hamilton). *Journal of Environmental Biology*, 16, 157–162.
- 13 Shaw, A. J. (1990). *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton,
14 FL.
- 15 Shedd, T. R., Widder, M. W., Toussaint, M. W., Sunkel, M. C. & Hull, E. (1999). Evaluation of the
16 annual
17 killifish *nothobranchius guentheri* as a tool for rapid acute toxicity screening. *Environmental*
18 *Toxicology and Chemistry*, 18, 2258–2261.
- 19 Shehata, F. H. A. & Whitton, B. A. (1981). Fiels and laboratory studies on blue-green algae from
20 aquatic sites with high levels of zinc. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur*
21 *Limnologie*, 21, 1466–1471.
- 22 Shehata, F. H. A. & Whitton, B. A. (1982). Zinc torelance in strains of the blue-green-alga *Anacystis*
23 *nidulans*. *British Physiological Journal*, 17, 5–12.
- 24 Shenker, J. M. & Cherr, G. N. (1990). Toxicity of zinc and bleached kraft mill effluent to larval
25 English sole (*Parophrys vetulus*) and topsmelt (*Atherinops affinis*). *Archives of Environmental*
26 *Contamination and Toxicology*, 19, 680–685.
- 27 Sinley, J. R., Goettle, J. P. & Davies, P. H. (1974). The effects of zinc on rainbow trout (*Salmo*
28 *gairdneri*) in hard and soft water. *Bulletine of Environmental Contamination and Toxicology*, 12,
29 193–201.
- 30 Sivadasan, C. R., Nambisan, P. N. K. & Damodaran, R. (1986). Toxicity of mercury, copper and
31 zinc to the prawn *Metapenaeus dobsoni* (mier). *Current Science*, 55, 337 -340.
- 32 Skidmore, J. F. (1970). Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc
33 sulphate. *Journal of Experimental Biology*, 52, 481–494.

- 1 Skidmore, J. F. & Tovell, P. W. A. (1972). Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow
2 trout. *Water Research*, 6, 212–230.
- 3 Snell, T. W., Moffat, B. D., Janssen, C. & Persoone, G. (1991). Acute toxicity tests using rotifers. iv.
4 effects of cyst age, temperature, and salinity on the sensitivity of brachionus calyciflorus.
5 *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 21, 308 -317.
- 6 Spehar, R. L. (1976). Cadmium and zinc toxicity to flagfish, *Jordanella floridae*. *Journal of*
7 *Fisheries Research Board Canada*. 33, 1939 -1945.
- 8 Spehar, R. L., Leonard, E. N. & DeFoe, D. L. (1978). Chronic effects of cadmium and zinc mixtures
9 on flagfish (*Jordanella floridae*). *Transactions of the American Fisheries Society*, 107, 354
10 -360.
- 11 Sprague, J. B. (1968). Avoidance reactions of rainbow trout to zinc sulphate solutions. *Water*
12 *Research*, 2, 367–372.
- 13 Spry, D. J., Hodson, P. V. & Wood, C. M. (1988). Relative contribution of dietary and waterborne
14 zinc in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*,
15 45, 32–41.
- 16 Spry, D. J. & Wood, C. M. (1984). Ion flux rates, acid-base status, and blood gasses in rainbow trout
17 exposed to toxic zinc in natural soft water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*,
18 42, 1332–1341.
- 19 Stark, J. D., Banks, J. E. & Vargas, R. (2004). How risky is risk assessment: the role that life history
20 strategies play in susceptibility of species to stress. *Proceedings of the National Academy of*
21 *Sciences of the United States of America*, 101, 732–736.
- 22 Starodub, M. E., Wong, P. T. S., Mayfield, C. . & Chau, Y. K. (1987). Influence of complexation
23 and ph on individual and combined heavy metal toxicity to a freshwater green alga. *Canadian*
24 *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 44, 1173–1180.
- 25 Stauber, J. L. & Florence, T. M. (1989). The effect of culture medium on metal toxicity to the
26 marine diatom *Nitzschia closterium* and the freshwater green alga *Chlorella pyrenoidosa*.
27 *Marine Biology*, 23, 907–911.
- 28 Stromgren, T. (1982). Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of
29 *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 72, 69–72.
- 30 Stubblefield, W. A., Steadman, B. L., La Point, T. W. & Bergman, H. L. (1999).
31 Acclimation-induced changes in the toxicity of zinc and cadmium to rainbow trout.
32 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2875–2881.

- 1 Sunders, R. L. & Sprague, J. B. (1967). Effects of copper-zinc mining pollution on a spawning
2 migration of Atlantic salmon. *Water Research*, 1, 419 -432.
- 3 Svecevicus, G. (2001). Avoidance response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to heavy metal
4 model mixtures: a comparison with acute toxicity tests. *Bulletin of Environmental*
5 *Contamination and Toxicology*, 67, 680–687.
- 6 Svecevicus, G. (2003). Avoidance response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to heavy metal
7 model mixture after long-term exposure in early development. *Bulletin of Environmental*
8 *Contamination and Toxicology*, 71, 226–233.
- 9 Taylor, D., Maddock, B. G. & Mance, G. (1985). The acute toxicity of nine 'grey list' metals
10 (arsenic, boron, chromium, copper, lead, nickel, tin, vanadium and zinc) to two marine fish
11 species: dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aquatic Toxicology*, 7,
12 135–144.
- 13 Tipping, E. (1994). WHAMC A chemical equilibrium model and computer code for waters,
14 sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic
15 substances. *Computers & Geosciences*, 20, 973–1023.
- 16 Tuuralla, H. & Soivio, A. (1982). Structural and circulatory changes in the secondary lamellae of
17 *Salmo gairdneri* gills after sublethal exposures to dehydroabietic acid and zinc. *Aquatic*
18 *Toxicology*, 2, 21–29.
- 19 U. S. EPA (1988). *Guidelines for Ecological risk assessment*. EPA/630/R-95/002F. Washington DC.
- 20 U. S. EPA (2006). *National Recommended Water Quality Criteria*. United States Environmental
21 Protection Agency Washington D. C.,
22 <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>.
- 23 van der Geest, H. G., de Haas, E. M., Boivin, M. E. & Admiraal, W. (2001). *Effects of zinc on larvae*
24 *of the mayfly Ephoron virgo*. Department of Aquatic Ecology and Ecotoxicology, Institute for
25 Biodiversity and Ecosystem Dynamics, Faculty of Science, University of Amsterdam
26 Amsterdam, Netherlands.
- 27 van der Werff, M. & Pruyt, M. J. (1982). Long term effects of heavy metals on aquatic plants.
28 *Chemosphere*, 11, 727–739.
- 29 Van Sprang, P. V., Verdonck, F. A. M., Vanrolleghem, P. A., Vangheluwe, M. L. & Janssen, C. R.
30 (2004).
31 Probabilistic environmental risk assessment of zinc in Dutch surface waters. *Environmental*
32 *Toxicology and Chemistry*, 23, 2993–3002.

- 1 Vardia, H., Rao, P. & Durve, V. (1988). Effect of copper, cadmium and zinc on fish-food organisms,
2 daphnia lumholtzi and cypris subglobosa. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences*
3 *(Animal Sciences)*, 97, 175–180.
- 4 Verriopoulos, G. & Dimas, S. (1988). Combined toxicity of copper, cadmium, zinc, lead, nickel, and
5 chrome to the copepod tisbe holothuriae. *Bulletin of Environmental Contamination and*
6 *Toxicology*, 41, 378–384.
- 7 Verslycke, T., Vangheluwe, M., Heijerick, D., De Schampelaere, K., Van Sprang, P. & Janssen, C.
8 R. (2003). The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea:
9 *Mysidacea*) under changing salinity. *Aquatic Toxicology*, 64, 307–315.
- 10 Vymazal, J. (1986). Occurrence and chemistry of zinc in freshwaters—its toxicity and
11 bioaccumulation with respect to algae: a review. part 2: toxicity and bioaccumulation with
12 respect to algae. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14, 83–102.
- 13 Watson, T. A. & McKeown, B. A. (1976). The effect of sublethal concentrations of zinc on growth
14 and plasma glucose levels in rainbow trout, *Salmo gairdneri* (richardson). *Journal of Wildlife*
15 *Diseases*, 12, 263–270.
- 16 White, S. L. & Rainbow, P. S. (1985). On the metabolic requirements for copper and zinc in
17 molluscs and crustaceans. *Marine Environmental Research*, 16, 215–229.
- 18 Whitton, B. A. (1970). Toxicity of heavy metals to chlorophyta from flowing waters. *Archiv fur*
19 *Mikrobiologie*, 72, 353–360.
- 20 Whitton, B. A. & A. Shehata, H. (1982). Influence of cobalt, nickel, copper and cadmium on the
21 blue-green alga *Anacystis nidulans*. *Environmental Pollution A*, 27, 275–281.
- 22 WHO (2001). *Environmental Health Criteria 221 ZINC*. World Health Organization, Geneva.
- 23 Willis, M. (1988). Experimental studies of the effects of zinc on *Ancylus fluviatilis* (muller)
24 (mollusca; gastropoda) from the Afon Crafnant, N. Wales. *Archiv fur Hydrobiologie*, 112,
25 299–316.
- 26 Willis, M. (1989). Experimental studies on the effects of zinc on *Erpobdella octulata* (l.) (annelida:
27 hirudinea) from the Afon crafnant, N. Wales. *Archiv fur Hydrobiologie*, 116, 449–469.
- 28 Winner, R. W. (1981). A comparison of body length, brood size and longevity as indices of chronic
29 copper and zinc stresses in *Daphnia magna*. *Environmental Pollution (A)*, 26, 33–37.
- 30 Winner, R. W. & Gauss, J. D. (1986). Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of
31 copper, cadmium and zinc as affected by water hardness and humic acid. *Aquatic Toxicology*, 8,
32 149–161.

- 1 Wong, C. K. (1992). Effects of chromium, copper, nickel, and zinc on survival and feeding of the
2 cladoceran *Moina macrocopa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 49,
3 593–599.
- 4 Wong, C. K. (1993). Effects of chromium, copper, nickel, and zinc on longevity and reproduction of
5 the cladoceran *Moina macrocopa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 50,
6 633–639.
- 7 Wood, C. M. (2001). Toxic responses of the gill. In *Target Organ Toxicity in Marine and*
8 *Freshwater Teleosts. Volume 1 - Organs*, (Schlenk, D. & Benson, W. H., eds), chapter 1. Taylor
9 and Francis New York.
- 10 Woodling, J., Brinkaman, S. & Albeke, S. (2002). Acute and chronic toxicity of zinc to the mottled
11 sculpin *Cottus bairdi*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1922–1926.
- 12 Wren, M. J. & McCarroll, D. (1990). A simple and sensitive bioassay for the detection of toxic
13 materials using a unicellular green alga. *Environmental Pollution*, 64, 87–91.
- 14 Wright, D. A. (1986). Trace metal uptake and sodium regulation in *Gammarus marinus* from metal
15 polluted estuaries in England. *Journal of the Marine Biological Association, United Kingdom*,
16 12, 83–92.
- 17 Yap, C. K., Ismail, A., Omar, H. & Tan, S. G. (2004). Toxicities and tolerances of Cd, Cu, Pb and
18 Zn in a primary producer (*Isochrysis galbana*) and in a primary consumer (*Perna viridis*).
19 *Environmental International*, 29, 1097–1104.
- 20 Zou, E. & Bu, S. (1994). Acute toxicity of copper, cadmium, and zinc to the water flea, *Moina*
21 *irrasa* (cladocera). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 52, 742–748.
- 22 甘利俊一 (1970). *情報理論*. ダイヤモンド社, 東京都千代田区.
- 23 中西準子 (1995). *環境リスク論-技術論から見た政策提言*. 岩波書店, 東京.
- 24 巖佐庸 (1990). *数理生物学入門*. HBJ 出版局, 東京都千代田区.

第VI章 高濃度地点の詳細暴露解析

1. はじめに

亜鉛の生態リスク削減対策の効果を予測するためには、地域ごとに発生源を同定し、それぞれの発生源の暴露濃度に対する寄与率を定量的に評価することが必須となる。そこで本章では、第IV章で行った高濃度地点の類型化解析の結果と入手可能なデータ（河川中濃度や排水中濃度等）を勘案し、異なる特徴を持つ典型的な高濃度水域を取り上げ、亜鉛発生源の河川中濃度への寄与率について亜鉛収支解析を行った。

本章では、まず第2節において事例として取り上げた水系の対象区間と特徴について簡単に記述した。特定の流域について亜鉛収支の定量的な解析を行うためには、発生源に関する濃度や流量等詳細なデータが必要となる。そこで第3節では、平成14年度水生生物への排出影響調査報告書（環境省水・大気環境局水環境課 2003）の調査データより詳細なデータが利用可能であり、高濃度地点に分類される大阪府堺市周辺の石津川と群馬県安中市及び高崎市の碓氷川の2河川について亜鉛収支解析を行った。この調査データには、亜鉛収支解析の基礎データとなる河川水中濃度、排水中亜鉛濃度と流量が水域ごとに記載されている。本報告書では、このうち石津川と碓氷川について解析結果を詳細に記述した。第3節後半では東京都と神奈川県を流れる境川を対象として、面源の影響を受ける都市流出水の河川中濃度に及ぼす影響を実測と金属板水系暴露解析モデル（SHANEL 金属板）を用いて定量的に解析を行った。第4節では本章の解析から得られた結論を述べる。

2. 事例研究対象区間の選択と特徴

河川中濃度に対する排出源の寄与率を流域単位で定量的に評価した河川の特徴を述べる。休廃止鉱山を主たる排出源と予測される流域については、鉱床由来等自然起源との区別が難しいこと、その解析のために利用可能なデータがないこと等より、定量的な寄与率解析の対象からは除外した。リスク削減対策の効果を予測するために対象とした流域は、事業所と下水処理場が主たる排出源と考えられる石津川、亜鉛を排出する事業所が多く存在する群馬県の碓氷川、下水処理場が主たる排出源として考えられる流域として東京都と神奈川県を流れる境川である。このうち境川については雨天時に発生する都市流出水の河川中濃度に及ぼす影響について焦点を当て解析を行った。表VI.1に事例研究の対象とした河川とその特徴を示す。

1

表 VI. 1 事例研究対象の河川とその特徴

水系	石津川	碓氷川	境川
公共用水域 観測地点数	9	9	6
高濃度地点数	3	8	2
事業所からの 排出負荷	○	○	×
下水処理場からの 排水負荷	○	×	○
濃度1mg/L以上の 排出負荷	○	×	×
最下流地点の 河川流量(m ³ /s)	* 1.6	2.0	4.2
本流の最高の 全亜鉛濃度(mg/L)	* 0.162	0.186	0.016 ~0.045

2

3 * : 石津川と碓氷川の2河川については出典は平成14年度水生生物への排出影響調査報告書
4 (環境省水・大気環境局水環境課2003). 境川についてはモデル推定値.

5

6 石津川は「事業所と下水処理場」の影響を受ける流域として亜鉛収支解析の対象とした. 石津
7 川流域には公共用水域の観測地点が9地点あり, そのうち高濃度地点は石津川本流に2地点(石
8 津川橋, 毛穴大橋), 支流の中百舌鳥川に1地点(北条橋)であった. 石津川本川の中流と下流に
9 位置する2地点(石津川橋, 毛穴大橋)は, その上流域に下水処理場(堺市泉北下水処理場)と
10 繊維工業などの事業所が位置している.

11 碓氷川は事業所の影響を強く受ける河川だと考えられる. 碓氷川には公共用水域の観測地点が
12 8地点存在している. 碓氷川の主たる排出源は「事業所」であり, 主に金属製品製造業が多く存
13 在している. 碓氷川では事業所からの排出の他に, 過去の汚染による影響も無視できないと推測
14 される. この地域の土壌中亜鉛濃度は一般環境中のそれと比較してかなり高いことが知られてい
15 る(浅見2001).

16 境川へ主な亜鉛排出源は「下水処理場」である. 境川流域の負荷と環境中濃度を結びつける河
17 川モデルが構築されている. 境川の公共用水域の観測地点は6地点あった. この境川の6地点は
18 いずれも高濃度地点に分類されていないが, 豊富な実測データ, 雨天時データおよび河川モデル
19 が利用可能なことより, 負荷源の定量的評価の対象として選択した.

3. 高濃度地域の暴露解析

大阪府石津川水系，群馬県碓氷川水系への亜鉛排出源と河川の亜鉛濃度と流量の測定値は，環境省による委託業務報告書の平成 14 年度水生生物への排出影響調査報告書（環境省水・大気環境局水環境課 2003）から得た．東京都・神奈川県境川の検討には，実測データ，PRTR データ，各下水処理場（横浜市西部水再生センター，大和市北部浄化センター，大和市中部浄化センター，藤沢市大清水浄化センター）の排水中亜鉛濃度データおよび水系モデル（SHANEL 金属板）を用いて亜鉛収支解析を行った．

3.1. 石津川

3.1.1. 石津川の概要

石津川は，その源を堺市の泉北丘陵に発し，途中妙見川，陶器川，和田川，甲斐田川，百済川，及び百舌鳥川を合わせ，堺市中心部を貫流して大阪湾に注ぐ二級河川である（大阪府 2002）．その流域の大部分（約 94%）は堺市域であり，和泉市及び大阪狭山市を合わせた流域面積は 78.0km²，総流路延長は約 56.7km（うち二級河川指定区間流路延長は約 30.5km）である（大阪府 2002）．亜鉛収支の検討に用いる調査の最下流地点（石 15）で流量が 1.6m³/s であり，石津川は都市部を流下する中小河川である．石津川中流部の毛穴地域は“和さらし”の全国シェア 70%の地場産業であり（大阪府 2002），繊維工業からの石津川への亜鉛排出量が多かった．環境基準類型は石津川本川で E 類型，石津川支流の和田川で C 類型に指定されている．

亜鉛の収支に関する河川の調査地点は，石津川に 9 地点，妙見川 1 地点，陶器川とその支流に 3 地点，和田川に 3 地点，百済川に 2 地点の合計 18 地点であった（表 VI.2）．排水の負荷源として調査対象となった事業所からの流入は 14 ヶ所で，そのうち 10 ヶ所が繊維工業に分類された．亜鉛収支の検討に用いる調査と公共用水域の調査が完全に重複する地点は 2 地点（和田川小野々井橋，百済川高入橋）のみだった．

石津川の全亜鉛濃度は下流部の 4 地点（石 20，石 02，石 01，石 15）で 0.05mg/L 以上と比較的高かった．特に 7 ヶ所の排水がまとまって排出された後の地点（石 20）は 0.162mg/L と最も濃度が高かった．亜鉛収支の検討に用いる調査では上流端として 6 ヶ所（石 14，石 19，石 11，石 13，石 04，石 09）で観測されているが，全亜鉛濃度は 0.013～0.035mg/L と環境基準値 0.03mg/L と同レベルの地点も見られた．河川流量がそれほど多くない（～1.6m³/s）ことを考慮すると，石津川水系では河川への亜鉛排出を希釈によって濃度を低下させることはほとんど望めないと考えられる．事業所から石津川水系へ流入する排水中の全亜鉛濃度は 0.018～14.4mg/L と幅広く分布していた．

表 VI.2 石津川での亜鉛収支の検討に用いるデータ一覧

河川	地点 記号	業種 (産業中分類)	流量 (m ³ /s)	溶存態 亜鉛 (mg/L)	懸濁態 亜鉛 (mg/L)	全亜鉛 (mg/L)	負荷量 (g/hr)	河口から の距離 (km)	BOD (mg/L)	水温 (°C)	pH	EC (mS/cm)	DO (mg/L)
石津川	石15		1.633	0.046	0.030	0.08	446.8	5.4	10.7	5.9	7.61	0.515	10.4
石津川	石02		1.580	0.048	0.032	0.08	455.0	9.9	9.8	6.8	7.72	0.540	10.9
石津川	石20		1.483	0.042	0.120	0.16	864.8	11.1	6.8	7.6	7.51	0.537	10.8
石津川	石03		1.453	0.027	0.014	0.04	214.4	14.8	6.4	7.4	7.92	0.521	11.0
石津川	石10		0.466	0.028	0.009	0.04	62.1	17.4	18.7	4.8	7.81	0.424	12.2
石津川	石06		0.260	0.012	0.018	0.03	28.1	20.1	4.3	5.8	7.86	0.411	12.4
石津川	石07		0.060	0.009	0.010	0.02	4.1	29.8	3.2	4.4	8.03	0.379	13.2
石津川	石12		0.035	0.026	0.000	0.03	3.3	31.9	27.0	4.1	8.01	0.336	12.3
石津川	石14		0.019	0.028	0.007	0.04	2.4	38.4	1.7	4.0	7.70	0.277	12.8
百済川	石01		0.375	0.043	0.013	0.06	75.6	6.9	15.8	5.3	7.67	0.443	9.9
百済川	石09		0.308	0.018	0.013	0.03	34.4	12.4	20.7	4.3	7.54	0.430	10.2
陶器川	石18		0.285	0.035	0.013	0.05	49.2	19.9	34.5	6.1	7.71	0.501	12.8
陶器川	石19		0.111	0.021	0.010	0.03	12.4	23.8	< 0.5	3.3	7.37	0.325	12.7
前田川	石11		0.111	0.006	0.007	0.01	5.2	24.6	6.4	6.0	7.62	0.364	12.2
妙見川	石13		0.041	0.017	0.002	0.02	2.8	35.4	20.1	4.0	8.01	0.442	15.7
和田川	石16		0.332	0.006	0.012	0.02	23.9	15.6	4.5	4.5	7.67	0.428	11.1
和田川	石17		0.182	0.005	0.010	0.02	9.8	16.5	5.0	5.0	7.70	0.397	12.2
和田川	石04		0.148	0.006	0.016	0.02	11.7	19.7	4.0	4.5	7.88	0.534	14.6
	IS織09	繊維工業	0.007	7.300	7.100	14.40	337.0	12.6		8.0	7.70	0.454	
	IS織04	繊維工業	0.003	0.290	1.200	1.49	17.7	13.3		19.7	8.37	0.807	
	IS織06+10	繊維工業	0.001	0.058	0.059	0.12	0.3	13.3		10.8	9.38	1.581	
	IS織07	繊維工業	0.005	0.042	0.160	0.20	3.6	13.3		31.9	12.46	> 2.02	
	IS織11	繊維工業	0.001	0.140	0.042	0.18	0.4	13.3		19.0	8.91	1.112	
	IS織05+08	繊維工業	0.006	0.010	10.00	10.01	216.2	13.9		16.0	7.61	1.557	
	IS織18	繊維工業	0.001	0.000	0.090	0.09	0.4	13.9		7.0	9.10	> 2.02	
	IS織03	繊維工業	0.023	0.000	0.049	0.05	4.1	15.2		0.5	10.05	0.537	
	IS織02	繊維工業	0.001	0.035	0.013	0.05	0.2	16.1		8.5	7.54	0.450	
	IS織17	繊維工業	0.000	0.010	0.009	0.02	0.0	31.3		5.2	7.77	0.410	
	IS下01	下水道業	0.611	0.026	0.000	0.03	57.2	15.9		14.3	7.46	0.612	
	IS非13	非鉄金属製造業	0.000	0.130	0.130	0.26	0.1	17.1		4.2	6.73	0.205	
	IS化12	化学工業	0.013	0.034	0.012	0.05	2.2	22.3		8.9	7.68	0.201	
	IS化14	化学工業	0.008	0.012	0.006	0.02	0.5	10.1		11.2	7.49	0.401	

(全てのデータは平成14年度水生生物への排出影響調査報告書(環境省水・大気環境局水環境課2003)による)

1 3.1.2. 現状の物質収支の算定

2 表 VI.3 と図 VI.2 は石津川の流量の収支を示している。流量の収支を示す表 VI.3 は排出負荷源
3 と河川の上流端の流入元を項目列（縦列）に配置し、流程の途中の地点を横行に並べて流程の変
4 化を左から右へ示す。ある地点から直上流に位置する流入の流量は全て加算されているが、流入
5 流量の総和がその地点の流量を超えている場合、全ての流量に均等に縮減割合をかけている。流
6 程の途中で縮減割合を掛けて減少した流量はそのまま下流に流量が引き継がれる。流量が直上流
7 のの総流入量より少ない場合は河床への浸透や取水を想定し、河川に流入した水は完全混合して
8 いると考えて、減少量に相当する縮減割合を各流入量に均等に与えている（選択的に特定の起源
9 の水だけが取水や浸透によって除かれることがないとする）。反対に流入流量の総和がその地点
10 の流量より少なかった場合はその地点に未知の流入を新たに設定してその差し引き量を仮定して
11 いる。流程の途中で仮定によって設けられた未知の流入も排出負荷源や河川上流端と同様に下流
12 へと引き継がれる。これはデータ元の調査は亜鉛の負荷が特に高いと予測された流入水のみを対
13 象としているために、調査していない流入があることが想定されるためである。また淀みなく流
14 下する河川を想定しているため、流程の途中で各流入元の流量が増加することは想定しない。

15 具体的には 3 地点（石 07, 石 10, 石 15）で損失量があり、これらの地点では上流地点や排水
16 の総流量よりも流量が少なかった地点である。特に最下流地点（石 15）の直上流の区間で取水や
17 浸透による流量の損失量が顕著だった。この地点（石 15）では約 $2.0\text{m}^3/\text{s}$ が流入していたと考え
18 られたが、実測の流量は約 $1.6\text{m}^3/\text{s}$ であり、差引量は約 $0.3\text{m}^3/\text{s}$ だった。これら 3 地点の他では調
19 査で把握していない流入が見られ、上流地点と排水の総流量よりも流量が多かった。上流の地点
20 （石 06）では $0.2\text{m}^3/\text{s}$ の未知流量が仮定されたが、その直上流地点（石 07）とは離れているた
21 め観測されていない流入の多かったと考えられた。

22 表 VI.3 の下部では未知流量として算出された量の、下流の地点における寄与量も示している。
23 上流の地点（石 12）で確認された未知の流量は $0.016\text{m}^3/\text{s}$ であるが、この流量は最下流地点（石
24 15）では $0.009\text{m}^3/\text{s}$ と見積もられる。

25 図 VI.2 は表 VI.3 で示した流量の収支を棒グラフで表している。未知流入量は各地点の合計量
26 で示している。中流部の一区間（石 10 から石 03）の間で流量が増加し、その増加の大部分は下
27 水処理場（IS 下 01）からの排出であった。下水処理場（IS 下 01）は $0.61\text{m}^3/\text{s}$ の流量を排出し、
28 和田川の流量の 4 倍程度になる。その負荷流量は下流域でも比較的大きな寄与と見積もられた。
29 最下流地点（石 15）での下水処理場（IS 下 01）による寄与流量は $0.51\text{m}^3/\text{s}$ と計算され、最下流
30 地点（石 15）の流量の 3 割程度を担っていた。その他の流入排水は河川の流量に与える寄与は小
31 さかった。支流では百済川の寄与量が大きく、和田川の約 2 倍だった。和田川は流路延長が長い
32 が流量は多くなかった。

1

表 VI.3 石津川水系の流量の収支

河川名			石津川	石津川	石津川	陶器川	石津川	和田川	和田川	石津川	石津川	石津川	石津川	石津川	石津川	百済川	石津川
地点			石12	石07	石06	石18	石10	石17	石16	石03	石20	石02	石01	石15			
通過流量		(m ³ /s)	0.04	0.06	0.26	0.28	0.47	0.18	0.33	1.45	1.48	1.58	0.38	1.63			
流入量単純加算		(m ³ /s)	0.02	0.08	0.06	0.24	0.54	0.15	0.18	1.43	1.48	1.48	0.32	1.96			
縮減割合			-	78%	-	-	86%	-	-	-	-	-	-	84%			
(= 通過流量 / 流入量単純加算)																	
既知流入量																	
		(m ³ /s)															
繊維工業	IS織17	0.00		0.00	0.00		0.00			0.00	0.00	0.00		0.00			0.00
化学工業	IS化12	0.01				0.01	0.01			0.01	0.01	0.01		0.01			0.01
非鉄金属製造業	IS非13	0.00						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織02	0.00							0.00	0.00	0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織03	0.02								0.02	0.02	0.02		0.02			0.02
下水道業	IS下01	0.61								0.61	0.61	0.61		0.61			0.51
繊維工業	IS織18	0.00									0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織11	0.00									0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織06+10	0.00									0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織05+08	0.01									0.01	0.01		0.01			0.01
繊維工業	IS織07	0.01									0.01	0.01		0.01			0.00
繊維工業	IS織04	0.00									0.00	0.00		0.00			0.00
繊維工業	IS織09	0.01									0.01	0.01		0.01			0.01
化学工業	IS化14	0.01														0.01	0.01
石津川	石14	0.02	0.02	0.01	0.01		0.01			0.01	0.01	0.01		0.01			0.01
妙見川	石13	0.04		0.03	0.03		0.03			0.03	0.03	0.03		0.03			0.02
陶器川	石19	0.11				0.11	0.10			0.10	0.10	0.10		0.10			0.08
前田川	石11	0.11				0.11	0.10			0.10	0.10	0.10		0.10			0.08
和田川	石04	0.15						0.15	0.15	0.15	0.15	0.15		0.15			0.12
百済川	石09	0.31														0.31	0.26
既知流入量合計			0.02	0.05	0.05	0.24	0.24	0.15	0.15	1.02	1.05	1.05	0.32	1.14			
未知流入量																	
		(m ³ /s)															
石津川	石12	0.02	0.02	0.01	0.01		0.01			0.01	0.01	0.01		0.01			0.01
石津川	石07	-		-	-		-			-	-	-		-			-
石津川	石06	0.20			0.20		0.17			0.17	0.17	0.17		0.17			0.14
陶器川	石18	0.05				0.05	0.04			0.04	0.04	0.04		0.04			0.04
石津川	石10	-					-			-	-	-		-			-
和田川	石17	0.03						0.03	0.03	0.03	0.03	0.03		0.03			0.03
和田川	石16	0.15							0.15	0.15	0.15	0.15		0.15			0.13
石津川	石03	0.02								0.02	0.02	0.02		0.02			0.02
石津川	石20	0.01									0.01	0.01		0.01			0.01
石津川	石02	0.10										0.10		0.10			0.08
百済川	石01	0.06														0.06	0.05
石津川	石15	-															-
未知流入量合計			0.02	0.01	0.21	0.05	0.22	0.03	0.18	0.43	0.43	0.53	0.06	0.49			
減少量																	
		(m ³ /s)															
(= 通過流量 - 流入量単純加算)				-0.02			-0.08										-0.32

2

3

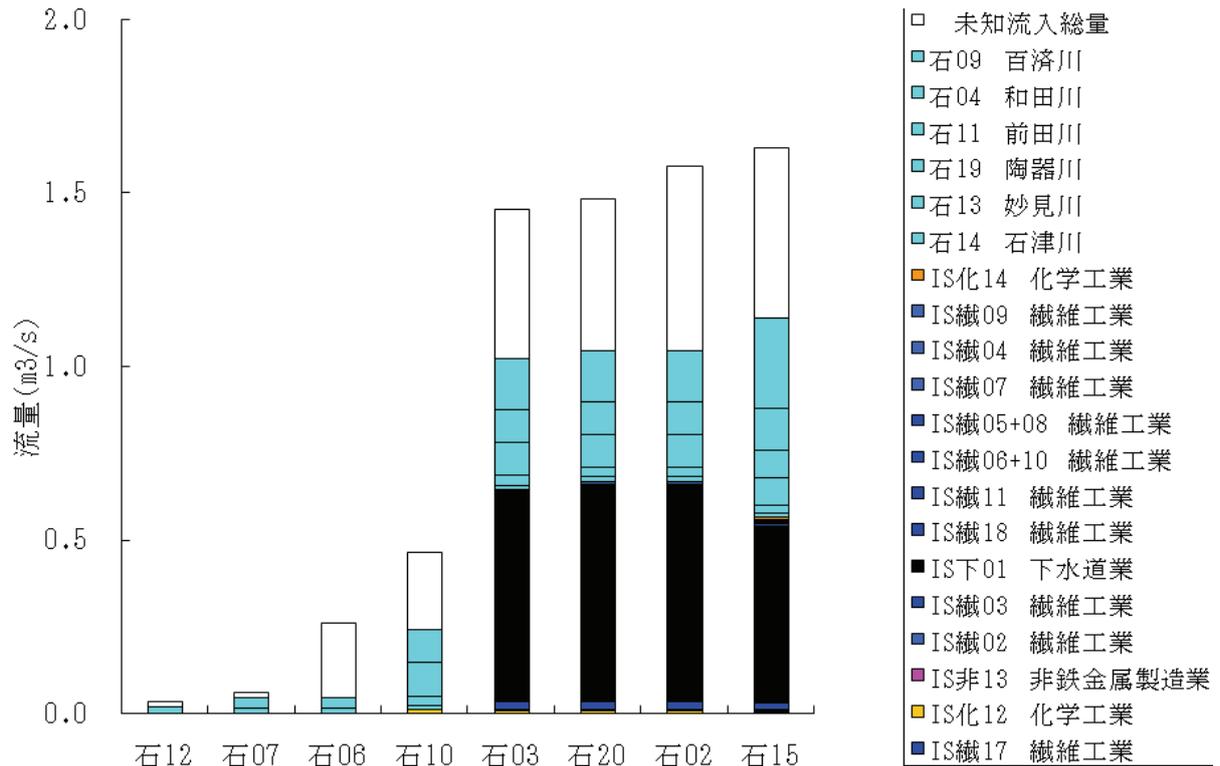


図 VI.2 石津川水系本流の流量の収支

表 VI.4 と図 VI.3 で石津川の亜鉛収支を示す。表 VI.4 では流量の収支を示した表 IV.3 と同様に石津川の流下過程の亜鉛量を表 VI.4 の横並びの行に調査地点を示し、それに占める亜鉛負荷源の寄与量が縦列に並んでいる。図 VI.3 は表 VI.4 の内容を積み上げ棒グラフで示している。流量の収支と同様に負荷源からの寄与量を下流へ積算している。亜鉛の収支では各支流と排出負荷源からの亜鉛負荷量に加えて未知流入量による亜鉛負荷量も考慮した。すなわち、流量の収支では端数だった未知流入量に対して一定の亜鉛濃度を仮定して負荷量を亜鉛収支に加えた。亜鉛は第 II 章で記述したように普遍的に存在し、直接的な人為影響の考えられない場合であっても亜鉛の濃度を「0mg/L」と見なして負荷量を無視できないためである。今回の石津川の収支試算では各河川の上流端の濃度が 0.013~0.035mg/L であった。水道水の全亜鉛濃度は 0.013~0.021mg/L (森ら 1987) であることも考慮し、未知流入量に適用する亜鉛濃度を 0.02mg/L と仮定した。この濃度に未知流入量を掛けて“流量増加による亜鉛負荷量”と定義した。負荷源の合計がその流下途中の地点の負荷量を上回る場合に縮減割合を全ての排出源に適用する事、負荷源の合計がはその流下途中の地点の負荷量を下回る場合には不明な亜鉛負荷量を設定する事は流量の収支と同じである。

石津川の亜鉛収支では、石 03 地点と石 20 地点の間で負荷量が大きく増加している。この区間は繊維工業の多い毛穴地域が位置し繊維工業の事業所からの排出によって負荷量が大きく増加していた。流量はほとんど増加しないが、この区間の繊維工業 (IS 排 18, 11, 06+10, 05+08, 07, 04, 09) からの亜鉛負荷量は 576g/hr で石 20 地点の負荷量 (865g/hr) の 3 分の 2 を占めていた。

1 石 20 地点では下水処理場 (IS 下 01) からの 57.2g/hr, 2 ヶ所の繊維工業 (IS 織 05+08 と IS
2 織 09) からの 216.2g/hr と 337.0g/hr による負荷の寄与が大きい. その下流地点 (石 02) では総
3 負荷量が大きく減少するために下水処理場 (IS 下 01) の寄与が 29.8g/hr となる.

4 亜鉛負荷量の減少は石 12, 07, 10, 17, 02, 15 で認められた. 流量の減少が認められた石 07,
5 10, 15 で, 減少した流量にそれぞれの地点の濃度を掛けて流量減少に伴う亜鉛減少量を算出し,
6 亜鉛負荷量の減少量と比較すると石 20 地点を除く地点で流量の減少に伴う亜鉛減少量として解
7 釈できる. 特に減少量の多かった石 20 地点では, 流量の増減に依存しない減少であるため, 亜鉛
8 が河道内に沈殿・堆積したと考えられる. 石 02 地点とその上流の石 20 地点で溶存態亜鉛と懸濁
9 態亜鉛のそれぞれの負荷量を比較すると石 20 地点と石 02 地点の溶存態亜鉛負荷量は 224g/hr と
10 273g/hr であり石 02 の方がやや多い. しかし, 懸濁態亜鉛の負荷量は石 20 地点の 641g/hr に比
11 べて石 02 地点では 182g/hr と, 差が 460g/hr 程と多く, 石 02 地点の未知減少量も 417g/hr と多
12 いが, そのほとんどは懸濁態亜鉛が河道内に堆積して除去されたためと考えられた. 懸濁態と溶
13 存態の間の交換が実際にどの程度だったか不明であるが, 石 20 地点に負荷されていた繊維工業の
14 排水は懸濁態亜鉛濃度が高かったため, 懸濁態亜鉛は主に繊維工業に起源を持つと考えられる.

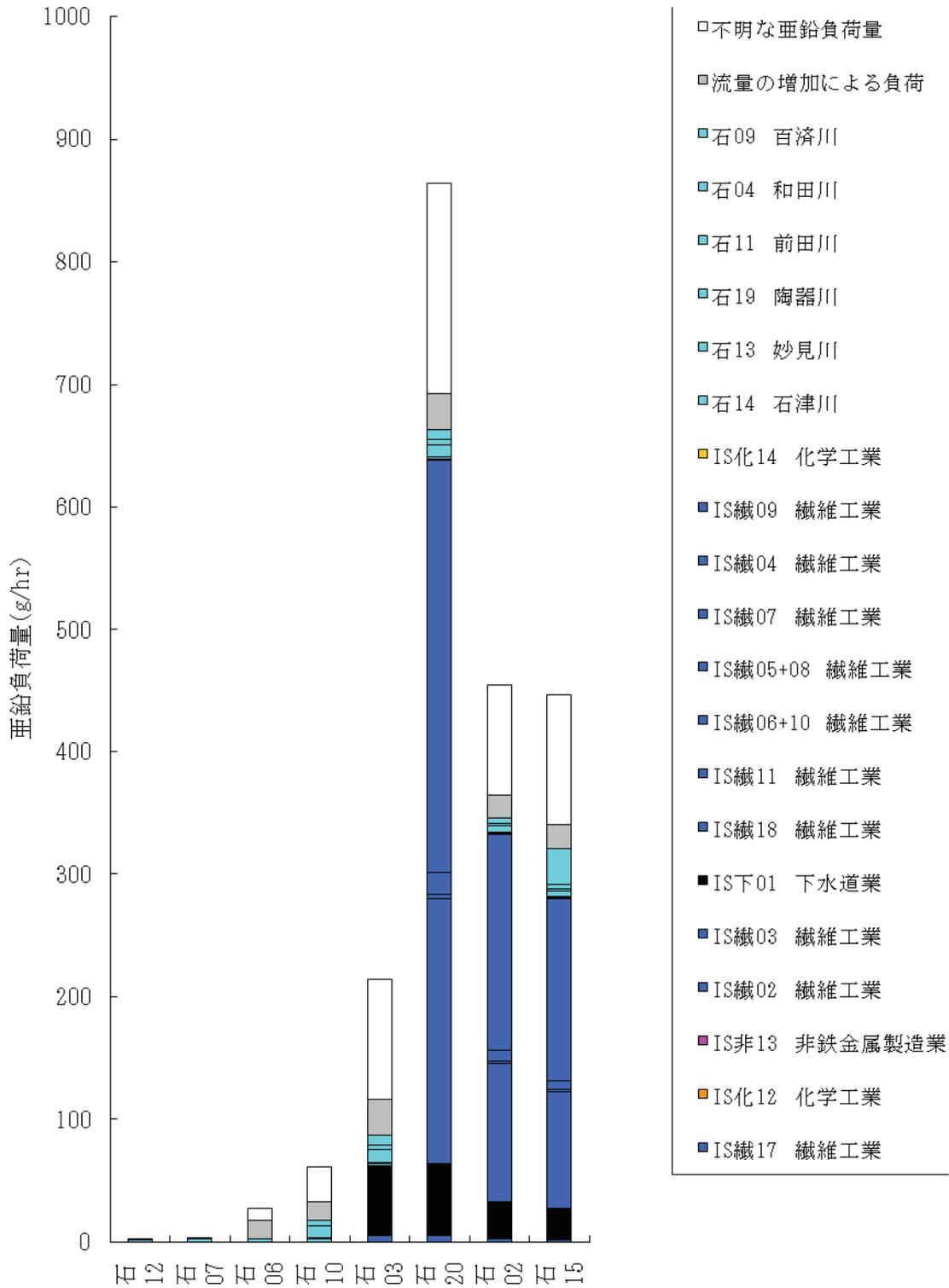
1

表 VI. 4 石津川水系の亜鉛負荷量の収支

河川名 地点	石津川 石12	石津川 石07	石津川 石06	陶器川 石18	石津川 石10	和田川 石17	和田川 石16	石津川 石03	石津川 石20	石津川 石02	百済川 石01	石津川 石15
通過負荷量 (g/h)	3.3	4.1	28.1	49.2	62.1	9.8	23.9	214.4	864.8	455	75.6	446.8
負荷量単純加算 (g/h)	3.6	6.1	18.5	23.3	77.2	14.2	20.8	148.8	790.4	871.8	39.2	530.6
縮減割合 (通過流量 / 流入量単純加算)	92%	67%	-	-	80%	69%	-	-	-	52%	-	84%
既知負荷 (g/h)												
繊維工業 IS織17	0.0	0.0	0.0		0.0			0.0	0.0	0.0		0.0
化学工業 IS化12	2.2			2.2	1.7			1.7	1.7	0.9		0.8
非鉄金属製造業 IS非13	0.1					0.1	0.1	0.1	0.1	0.0		0.0
繊維工業 IS織02	0.2						0.2	0.2	0.2	0.1		0.1
繊維工業 IS織03	4.1							4.1	4.1	2.1		1.8
下水道業 IS下01	57.2							57.2	57.2	29.8		25.1
繊維工業 IS織18	0.4								0.4	0.2		0.2
繊維工業 IS織11	0.4								0.4	0.2		0.2
繊維工業 IS織06+10	0.3								0.3	0.1		0.1
繊維工業 IS織05+08	216								216	113		95
繊維工業 IS織07	3.6								3.6	1.9		1.6
繊維工業 IS織04	17.7								17.7	9.2		7.8
繊維工業 IS織09	337								337	176		148
化学工業 IS化14	0.5										0.5	0.4
石津川 石14	2.4	2.2	1.5	1.5	1.2			1.2	1.2	0.6		0.5
妙見川 石13	2.8	1.9	1.9		1.5			1.5	1.5	0.8		0.7
陶器川 石19	12.4			12.4	10.0			10.0	10.0	5.2		4.4
前田川 石11	5.2			5.2	4.2			4.2	4.2	2.2		1.8
和田川 石04	11.7					8.1	8.1	8.1	8.1	4.2		3.5
百済川 石09	34.4										34.4	29.0
流量増加による亜鉛負荷量 (g/h)												
石津川 石12	1.2	1.1	0.7	0.7	0.6			0.6	0.6	0.3		0.3
石津川 石06	14.4			14.4	11.6			11.6	11.6	6.0		5.1
陶器川 石18	3.5			3.5	2.8			2.8	2.8	1.5		1.2
和田川 石17	2.4					1.7	1.7	1.7	1.7	0.9		0.7
和田川 石16	10.8						10.8	10.8	10.8	5.6		4.7
石津川 石03	1.4							1.4	1.4	0.8		0.6
石津川 石20	0.5								0.5	0.3		0.2
石津川 石02	7.0									3.6		3.1
百済川 石01	4.2										4.2	3.6
未知負荷量 (g/h)												
石津川 石12	-											
石津川 石07		-										
石津川 石06			9.6		7.7			7.7	7.7	4.0		3.4
陶器川 石18				25.9	20.8			20.8	20.8	10.9		9.1
石津川 石10					-							
和田川 石17						-						
和田川 石16							3.2	3.2	3.2	1.7		1.4
石津川 石03								65.7	65.7	34.3		28.9
石津川 石20									74.3	38.8		32.7
石津川 石02										-		
百済川 石01											36.5	30.7
石津川 石15												-
除去量 (= 通過負荷量 - 負荷量単純加算) (g/h)												
	-0.3	-2.0			-15.1	-4.4				-417		-83.8
流量減少による亜鉛除去量 (g/h)												
		-1.8			-10.4							-88.1

2

3



1

2

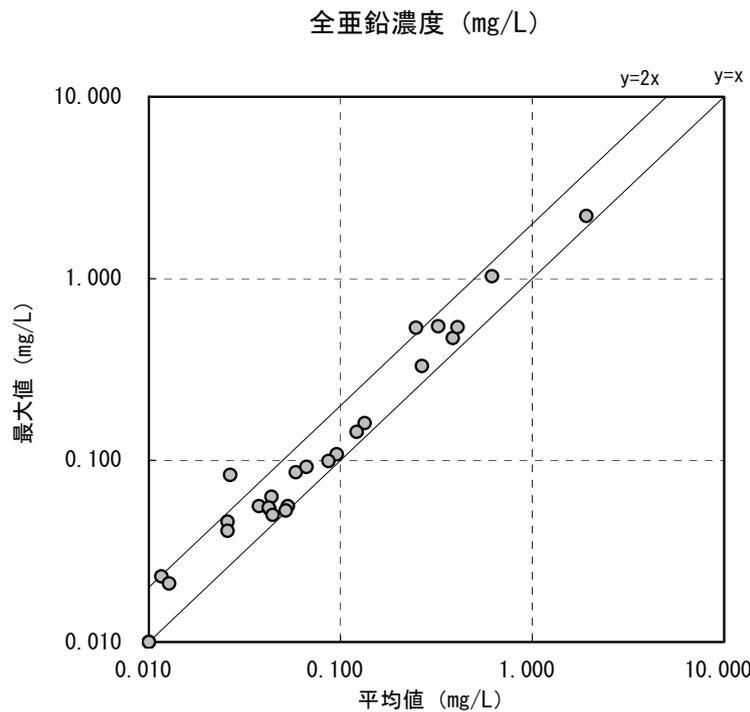
図 VI. 3 石津川水系本流の亜鉛負荷量の収支

1 3.1.3. 排水基準の適用による亜鉛収支の変化

2 石津川流域において事業所の排水中亜鉛濃度が新しい排水基準値に設定され、各事業所をその
3 基準を遵守した場合の河川の亜鉛濃度に与える影響を試算した。実際に排出基準値が変更される
4 場合には処理過程で希釈するため排水流量が増加することも考えられるが、ここでは亜鉛の処理
5 過程が向上して排水流量に変化がなかった場合を想定する。亜鉛の排水基準値は年平均値として
6 5mg/L であったが 2006 年 12 月より 2mg/L となった。ただし業種によっては 2mg/L の基準値が適
7 用されても 5 年間は 5mg/L の暫定基準値が適用されることになっている。暫定基準値が適用され
8 る業種には非鉄金属製造業と化学工業などがあるが、石津川への排出負荷量が少ないため、暫定
9 基準については考慮せず排水基準値が一律 5mg/L の場合と 2mg/L の場合を考慮する。

10 一般に排水は事業所の操業状態などによって濃度は日単位でも時間単位でも大きく変化する。
11 多くの事業所では濃度変動する排水の最大値が排水基準値を超えないように配慮する結果、通常
12 操業時の平均濃度を排水基準値の 2 分の 1 に設定している事が多い (図 VI. 4, 5)。そこで排水の
13 全亜鉛濃度は排水基準値の 2 分の 1 の値を設定して、それらの設定ごとの亜鉛収支を見積もった。

14
15



16 図 VI. 4 排水の全亜鉛濃度の日平均値と最大値との関係 (調査事業所数 29).
17 平成 16 年度水生生物への排出影響調査報告書 (環境省水・大気環境局水環境課 2005) p144 によ
18 る。
19

20

上乗せ基準	データ個数	平均 μ	標準偏差 σ	2*標準偏差 2σ	$\mu + 2\sigma$
1.0 mg/L	407	0.11	0.10	0.21	0.3
1.5 mg/L	26	0.10	0.16	0.32	0.4
2.0 mg/L	24	0.17	0.26	0.53	0.7
3.0 mg/L	347	0.24	0.80	1.59	1.8
4.0 mg/L	89	0.28	0.80	1.61	1.9
5.0 mg/L	854	0.31	1.12	2.24	2.6
総計 (未規制分除く)	1747	0.24	0.89	1.77	2.0

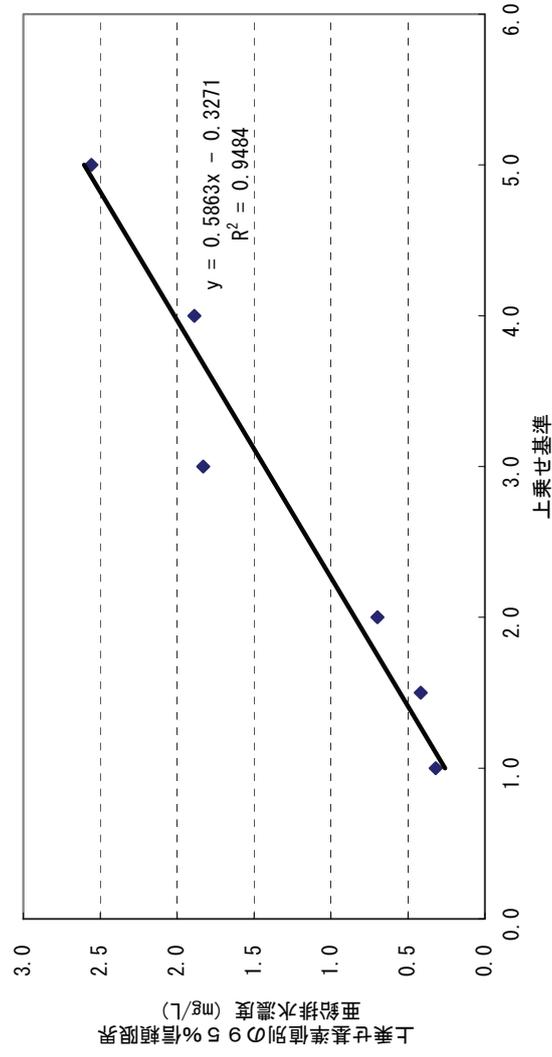


図 VI.5 上乗せ排水基準とその対象事業場における亜鉛排水濃度との関係
(平成 17 年度水生物への排出影響調査報告書 (環境省水・大気環境局水環境課 2006) p136)

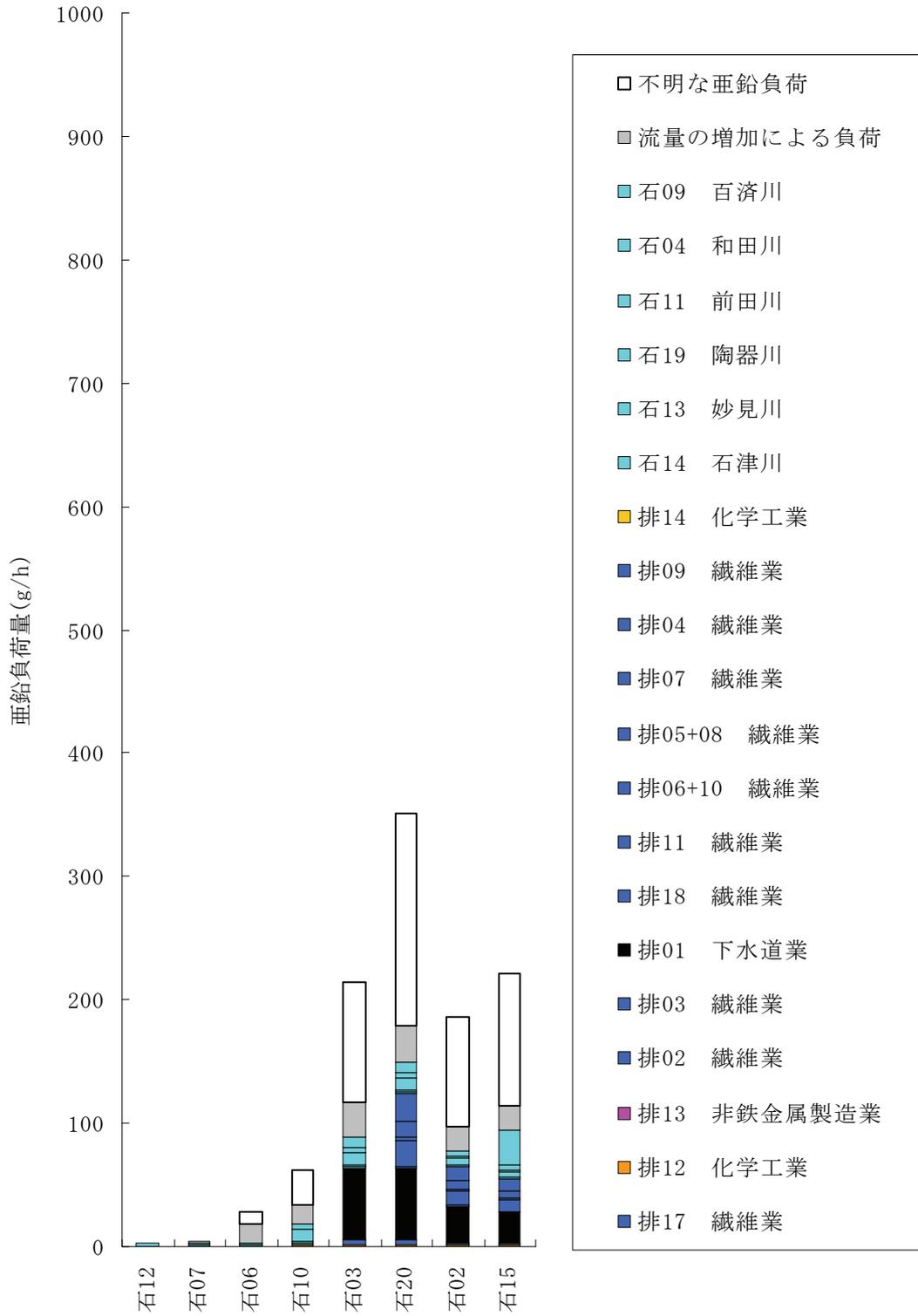
すなわち、排出源の亜鉛濃度が 5mg/L, 2.5mg/L, 2mg/L, 1mg/L 以下とする 4 つの条件と現況の亜鉛収支を比較した。以後、排水濃度が 5mg/L 以上だった場合に 5mg/L をあてはめて収支を計算する場合（ケース 1）、5mg の 2 分の 1 の 2.5mg/L 以上の排水を 2.5mg/L とする場合（ケース 2）、新規排水基準値の 2mg/L 以上の排水を 2mg/L とする場合（ケース 3）、新規排水基準値の 2mg/L の 2 分の 1 の 1mg/L 以上の排水を 1mg/L とする場合（ケース 4）、として検討して負荷量の減少が河川の亜鉛濃度に与える影響を見積もった。

各ケースで排出負荷量を変える排出源は石津川水系の場合は IS 織 04, 05+08, 09 の 3 ヶ所であり、これらの排出源は石 03 と石 20 の間で流入するため、石 20, 02, 15 地点の負荷量と濃度を各ケースで表 VI.5 に示した。これら各ケースの基準濃度を越える排出源の負荷量と関係する河川の観測地点の他に未知除去量の値が収支で変化する。

表 VI.5 石津川水系において各ケースで変化する地点の亜鉛負荷量と濃度

		現状		ケース 1		ケース 2		ケース 3		ケース 4	
		(mg/L)	(g/hr)								
繊維工業	IS織05+08	10.0	216	5	108	2.5	54	2	43	1	22
繊維工業	IS織04	1.5	18	1.5	18	1.5	18	1.5	18	1	12
繊維工業	IS織09	14.4	337	5	117	2.5	59	2	47	1	23
石津川	石20	0.16	865	0.10	537	0.08	424	0.08	402	0.07	351
石津川	石02	0.08	455	0.05	284	0.04	225	0.04	213	0.03	187
石津川	石15	0.08	447	0.05	303	0.04	253	0.04	243	0.04	221

ケース 4 の結果を図 VI.3 と同様の亜鉛収支の棒グラフで図 VI.6 に示す。IS 織 04, 05+08, 09 の 3 ヶ所の合計負荷量はケース 4 では 571g/hr から 57g/hr へと大幅に低下する。下流の 3 地点（石 20, 02, 15）の濃度は 2 分の 1 以下になり、石 02 と石 15 の 2 地点は 2006 年現在の環境基準値程度に低下すると考えられ、石 20 地点から石 02 地点までの河床に堆積する懸濁態亜鉛の量も大幅に少なくなると考えられた。しかし石津川水系で最も負荷量が多い石 20 地点ではケース 4 を適用しても 0.07mg/L だった。石 20 地点で濃度を 0.03mg/L にするためにはこの地点の負荷量を 160g/hr 以下に下げることが必要である。0.03mg/L 以下を達成する場合は、この地点では未知負荷量として 176g/hr が見積もられており、経済的とエネルギー的な費用対効果の両面からのより詳細な調査と大幅な対策が必要であろう。



1
 2 図 VI.6 2mg/L の排水基準に適応して排水亜鉛濃度を 1mg/L 以下に削減した場合 (ケース 4) の
 3 石津川水系本流の亜鉛負荷量の収支
 4

1 3.2. 碓氷川

2 3.2.1. 碓氷川の概要

3 碓氷川は流路延長 37.6km, 流域面積 291km²で群馬県を流れる利根川水系の 一級河川である。
4 群馬県と長野県との境界 碓氷峠に端を発し, 松井田町, 安中市を経て高崎市で烏川へと合流す
5 る。主な碓氷川の支流は柳瀬川と九十九川, 岩井川である(図VI.7)。碓氷川が流れる群馬県安中
6 市は精錬工場による土壌や大気重金属汚染が知られている地域である。事業所からの直接の排
7 出の他に, 過去数十～百年に負荷された重金属が面源負荷源として河川に排出されていることが
8 考えられる。環境類型指定区分は碓氷川上流でA型, 碓氷川下流でB型である。流量は検討区間の
9 最下流の調査地点で 2m³/s程度と都市部の中規模河川と言える。

10 石津川や粕川と同様に, 物質収支を検討するための碓氷川水系の亜鉛排出源の亜鉛濃度や流量
11 の測定値は, 平成 14 年度水生生物への排出影響調査報告書(環境省 2003) から得た。支流を含
12 めて烏川に合流前までの 25 地点で河川の観測が行われ, 事業所からの排出は 16 ケ所で調査され
13 ている(表 VI.6)。主な排出業種と事業所数は金属製品製造業が 7 ケ所, 電気機械器具製造業が 3
14 ケ所, 化学工業が 2 ケ所, 金属鉱業が 1 ケ所であった。碓氷川水系では濃度 1mg/L を超過する排
15 出負荷源がない。負荷量では US 鉱 05 と US 化 09 の流量が多いために負荷量が顕著で, 他の排出
16 源よりも 10～100 倍程度多かった。

17 亜鉛収支の検討に用いる調査と公共用水域の調査がほぼ重複する地点は, 9 地点の内で 4 地点
18 (金ヶ崎 102258=碓 01, 旧八千代橋 1002260=碓 02, 柳瀬橋 1002256=碓 16, 下の淀橋 1022102=碓
19 27) だった。碓氷川の上流部では 0.02mg/L 程度と亜鉛濃度が低い, 中流域で濃度も流量も多い
20 排出 (US 化 09) の影響を受けてから濃度が 0.2mg/L 近くに大きく上昇していた。途中で九十九川
21 の流入によって濃度が減少するが, その直後に柳瀬川の流入によって再び 0.1mg/L 以上に高濃度
22 になっていた。柳瀬川は碓 27 地点までは低濃度であるが, 碓 16 地点以降, 点源の排出負荷が無
23 いにもかかわらず濃度が大きく増加している。

24

25 3.2.2. 現状の物質収支の算定

26 碓氷川において, 石津川と同様に流量の観測値から流量の収支(表 VI.7 と図 VI.8) を示した。
27 中流部までは碓氷川上流(碓 12)の流量が主要な量を占め, 中流部以降は九十九川の流量が多い。
28 中流部まで流量の減少が見られ, 特に碓 05～04 の区間で浸透や取水による流量の減少量が多い。
29 石津川と対照的に, 河川の流量を大きく増加させる排出源は無かった。烏川や利根川の平野に近
30 づく下流部では未知の流量が算出された。柳瀬川は碓氷川の流量への寄与は小さかった。

表 VI. 6 碓氷川での亜鉛収支の検討に用いるデータ一覧

河川	地点 記号	業種 (産業中分類)	流量 (m ³ /s)	溶存態 亜鉛 (mg/L)	懸濁態 亜鉛 (mg/L)	全亜鉛 (mg/L)	負荷量 (g/hr)	河口から の距離 (km)	BOD (mg/L)	水温 (°C)	pH	EC (mS/cm)	DO (mg/L)
碓氷川	碓01		2.027	0.103	0.013	0.116	846.4	3.2	<0.5	8.2	8.14	0.826	11.6
碓氷川	碓02		1.130	0.091	0.023	0.114	463.8	4.3	0.7	8.5	8.22	0.598	11.7
碓氷川	碓03		1.140	0.084	0.081	0.165	677.2	8.5	<0.5	10.6	8.89	0.628	11.9
碓氷川	碓04		0.612	0.028	0.006	0.029	63.9	10.2	0.7	5.1	8.02	0.566	12.8
碓氷川	碓05		0.393	0.047	0.029	0.075	106.1	12.7	2.0	7.2	8.36	1.122	10.8
碓氷川	碓07		0.731	0.100	0.058	0.158	415.8	18.4	2.0	8.8	8.12	1.364	10.3
碓氷川	碓24		1.058	0.134	0.052	0.186	708.4	19.5	3.2	8.0	7.50	1.525	9.5
碓氷川	碓25		0.361	0.002	0.015	0.017	22.1	20.4	1.7	5.9	7.89	0.279	10.5
碓氷川	碓26		0.644	0.000	0.018	0.018	41.7	21.9	0.7	5.2	7.82	0.249	10.5
碓氷川	碓09		0.830	0.005	0.011	0.016	47.8	24.9	0.7	4.7	7.80	0.244	10.5
碓氷川	碓11		1.291	0.001	0.000	0.001	4.6	30.7	<0.5	4.3	7.59	0.235	10.1
碓氷川	碓12		1.138	0.001	0.000	0.001	4.1	33.2	<0.5	3.5	7.50	0.217	10.0
岩井川	碓13		0.023	0.003	0.001	0.004	0.3	8.4	<0.5	8.3	8.80	0.478	13.8
岩井川	碓14		0.035	0.001	0.000	0.001	0.1	10.8	<0.5	8.9	8.55	0.376	11.4
柳瀬川	碓15		0.224	0.622	0.249	0.871	702.4	10.3	0.5	9.8	8.50	0.690	11.4
柳瀬川	碓16		0.101	0.036	0.015	0.051	18.5	12.2	1.2	6.7	8.19	0.659	10.7
柳瀬川	碓27		0.717	0.012	0.006	0.018	46.5	14.0	0.7	7.9	8.87	0.350	11.2
柳瀬川	碓17		0.126	0.076	0.012	0.088	39.9	19.8	0.9	10.7	8.02	0.468	9.4
柳瀬川	碓18		0.027	0.005	0.001	0.007	0.7	26.0	1.4	9.8	8.98	0.278	9.8
天神川	碓19		0.018	0.011	0.000	0.011	0.7	14.0	0.7	5.6	7.88	0.380	11.0
天神川	碓20		0.006	0.014	0.000	0.014	0.3	16.9	2.3	4.2	7.59	0.419	10.3
猫沢川	碓21		0.071	0.011	0.004	0.015	3.8	16.9	2.6	5.4	7.78	0.577	10.3
猫沢川	碓22		0.007	0.005	0.000	0.005	0.1	20.8	0.9	7.4	7.50	0.281	10.0
九十九川	碓23		1.509	0.002	0.000	0.002	10.9	11.0	0.7	4.7	8.03	0.223	12.5

(全てのデータは平成 14 年度水生生物への排出影響調査報告書 (環境省水・大気環境局水環境課 2003) による)

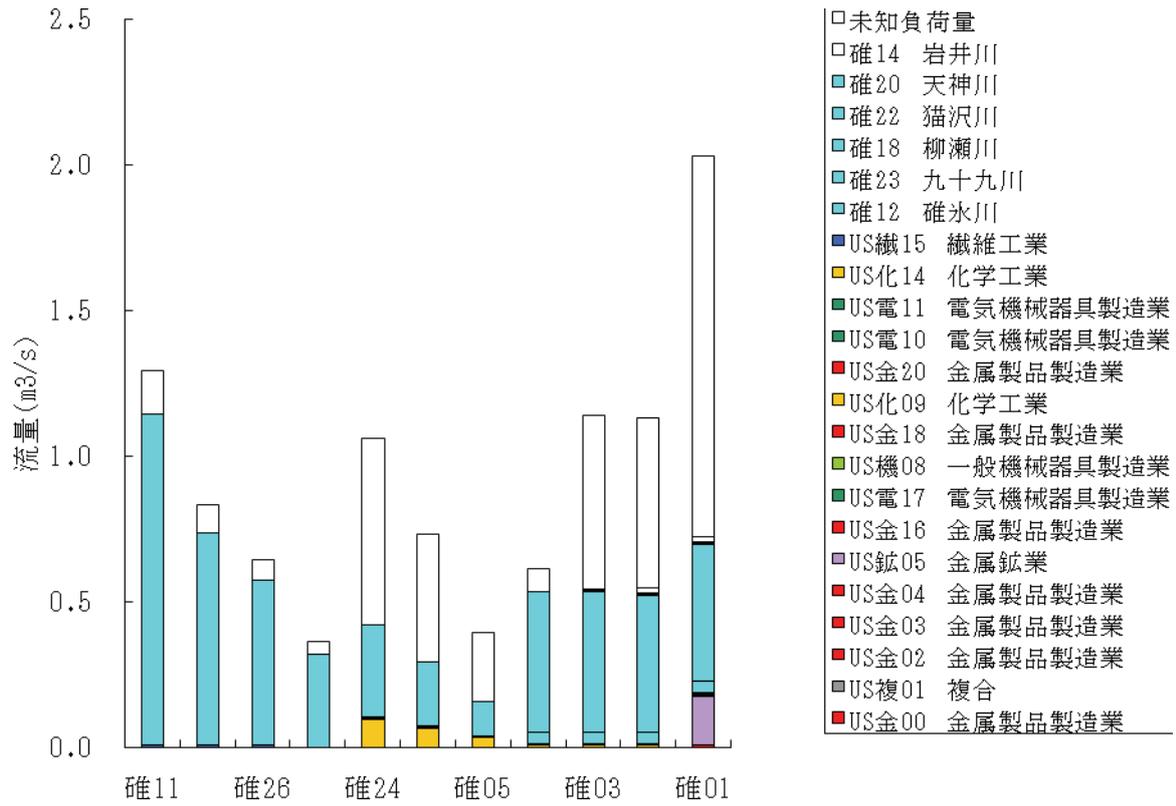
表 VI.6 碓氷川での亜鉛収支の検討に用いるデータ一覧 (続き)

河川	地点 記号	業種 (産業中分類)	流量 (m ³ /s)	溶存態 亜鉛 (mg/L)	懸濁態 亜鉛 (mg/L)	全亜鉛 (mg/L)	負荷量 (g/hr)	河口から の距離 (km)	BOD (mg/L)	水温 (°C)	pH	EC (mS/cm)	DO (mg/L)
	US金00	金属製品製造業	0.001	0.009	0.000	0.01	0.0	3.2		10.6	7.81	0.226	
	US複01	複合	0.007	0.029	0.013	0.04	1.1	3.2		17.6	6.99	1.015	
	US金02	金属製品製造業	0.000	0.081	0.014	0.10	0.1	3.2		19.4	8.23	0.345	
	US金03	金属製品製造業	0.000	0.000	0.104	0.10	0.1	3.2		9.0	6.24	5.340	
	US金04	金属製品製造業	0.000	0.008	0.008	0.02	0.0	3.2		11.4	7.45	1.341	
	US鉄05	金属鉱業	0.167	0.130	0.003	0.13	79.8	3.2		9.6	6.87	2.930	
	US金16	金属製品製造業	0.002	0.030	0.002	0.03	0.2	9.9		8.3	7.71	0.248	
	US電17	電気機械器具製	0.000	0.005	0.070	0.08	0.0	15.5		13.8	8.26	0.650	
	US機08	一般機械器具製	0.002	0.031	0.017	0.05	0.3	19.1		9.1	7.70	0.755	
	US金18	金属製品製造業	0.001	0.071	0.026	0.10	0.3	19.2		7.2	8.00	1.133	
	US化09	化学工業	0.099	0.806	0.131	0.937	333.6	20.1		13.7	6.93	>202.0	
	US金20	金属製品製造業	0.000	0.192	0.003	0.195	0.2	20.7		8.9	6.15	0.733	
	US電10	電気機械器具製	0.001	0.054	0.004	0.058	0.3	23.2		11.2	7.75	0.376	
	US電11	電気機械器具製	0.001	0.092	0.007	0.099	0.4	23.5		17.1	7.56	0.315	
	US化14	化学工業	0.0043	0.019	0.002	0.02	0.3096	27.9		8.4	7.41	0.319	
	US織15	繊維業	0.0069	0.001	0	0.001	0.02484	31.8		3.9	7.51	0.224	

(全てのデータは平成14年度水生生物への排出影響調査報告書 (環境省水・大気環境局水環境課 2003) による)

表 VI. 7 碓氷川水系の流量の収支

河川名	碓氷川 碓11	碓氷川 碓09	碓氷川 碓26	碓氷川 碓25	碓氷川 碓24	碓氷川 碓07	碓氷川 碓05	碓氷川 碓04	柳瀬川 碓17	猫沢川 碓21	柳瀬川 碓27	天神川 碓19	柳瀬川 碓16	柳瀬川 碓15	碓氷川 碓03	岩井川 碓13	碓氷川 碓02	碓氷川 碓01
地点																		
通過流量	(m ³ /s)	1.29	0.83	0.64	0.36	1.06	0.73	0.39	0.61	0.13	0.07	0.02	0.10	0.22	1.14	0.02	1.13	2.03
負荷量単純加算	(m ³ /s)	1.14	1.30	0.83	0.64	0.46	0.73	1.90	0.03	0.01	0.20	未知 負荷	0.73	0.10	0.84	0.04	1.16	1.31
		未知 負荷	64%	77%	56%	未知 負荷	54%	32%	未知 負荷	未知 負荷	未知 負荷	未知 負荷	14%	未知 負荷	未知 負荷	62%	97%	未知 負荷
既知流入量																		
	(m ³ /s)																	
金属製品製造業	US金00																	
複合	US複01																	0.00
金属製品製造業	US金02																	0.01
金属製品製造業	US金03																	0.00
金属製品製造業	US金04																	0.00
金属製品製造業	US金05																	0.00
金属製品製造業	US金06																	0.17
金属製品製造業	US金16															0.00	0.00	0.00
電気機械器具製造業	US電17											0.00	0.00	0.00	0.00		0.00	0.00
一般機械器具製造業	US機08						0.00	0.00							0.00		0.00	0.00
金属製品製造業	US金18									0.00	0.00						0.00	0.00
化学工業	US化09																	0.01
金属製品製造業	US金20					0.10	0.07	0.04	0.01						0.01		0.01	0.01
電気機械器具製造業	US電10					0.00	0.00	0.00	0.00						0.00		0.00	0.00
電気機械器具製造業	US電11					0.00	0.00	0.00	0.00						0.00		0.00	0.00
化学工業	US化14					0.00	0.00	0.00	0.00						0.00		0.00	0.00
繊維工業	US織15					0.01	0.00	0.00	0.00						0.00		0.00	0.00
碓氷川	碓12																	0.04
九十九川	碓23					0.32	0.22	0.12	0.04						0.04		0.04	0.04
柳瀬川	碓18								0.49						0.49		0.47	0.47
猫沢川	碓22									0.03	0.03		0.00	0.00	0.00		0.00	0.00
天神川	碓20									0.01	0.01		0.00	0.00	0.00		0.00	0.00
岩井川	碓14											0.01	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02
既知負荷総量																		
		1.14	0.74	0.57	0.32	0.42	0.29	0.16	0.54	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.54	0.02	0.55	0.72



1

2

図 VI.8 碓氷川の流量の収支

表 VI. 8 碓氷川水系の亜鉛負荷量の収支

河川名	碓氷川 碓09	碓氷川 碓26	碓氷川 碓25	碓氷川 碓24	碓氷川 碓07	碓氷川 碓05	碓氷川 碓04	柳瀬川 碓17	猫沢川 碓21	柳瀬川 碓27	天神川 碓19	柳瀬川 碓16	柳瀬川 碓15	碓氷川 碓03	岩井川 碓13	碓氷川 碓02	碓氷川 碓01
地点	5	48	42	22	708	416	106	64	4	46	1	19	702	677	0	464	846
	15	5	48	42	399	709	416	117	5	81	1	47	27	788	0	678	597
	(g/hr)	32%	-	86%	53%	59%	26%	55%	77%	57%	60%	39%	-	86%	93%	68%	-
既知負荷																	
金属製品製造業																	
複合																	0.0
金属製品製造業																	1.1
金属製品製造業																	0.1
金属製品製造業																	0.1
金属製品製造業																	0.0
金属鋁業																	79.8
金属製品製造業															0.2	0.1	0.1
電気機械器具製造業											0	0	0	0.0		0.0	0.0
一般機械器具製造業														0.0		0.0	0.0
金属製品製造業									0.2	0.1		0.0	0.0	0.0		0.0	0.0
化学工業												0.0	0.0	23.4		16.0	16.0
金属製品製造業														0.0		0	0
電気機械器具製造業														0.0		0.0	0.0
電気機械器具製造業														0.0		0.0	0.0
化学工業														0.0		0.0	0.0
繊維業														0.0		0.0	0.0
碓氷川														0.0		0.0	0.0
九十九川														5.1		3.5	3.5
柳瀬川													0.7			0.1	0.1
猫沢川														0.2		0.0	0.0
天神川														0.0		0.0	0.0
岩井川														0.2		0.0	0.0
														0.1		0.1	0.1

表 VI. 8 碓氷川水系の亜鉛負荷量の収支 (続き)

河川名	碓氷川 碓11	碓氷川 碓09	碓氷川 碓26	碓氷川 碓25	碓氷川 碓24	碓氷川 碓24	碓氷川 碓07	碓氷川 碓05	碓氷川 碓04	柳瀬川 碓17	猫沢川 碓21	柳瀬川 碓27	天神川 碓19	柳瀬川 碓16	柳瀬川 碓15	碓氷川 碓03	岩井川 碓13	碓氷川 碓02	碓氷川 碓01
地点	5	48	42	22	708	416	106	64	40	4	46	1	19	702	677	0	464	846	
	15	5	48	42	399	709	416	117	8	5	81	1	47	27	788	0	678	597	
	(g/hr)	32%	-	86%	53%	59%	26%	55%	-	77%	57%	60%	39%	-	86%	93%	68%	-	
流量増加による亜鉛負荷量																			
碓氷川	碓11	10.5																	
碓氷川	碓24	43.1														0.1		0.1	0.1
柳瀬川	碓17	7.1														3.0		2.1	2.1
猫沢川	碓21	4.6														1.4		0.9	0.9
柳瀬川	碓27	37.4														0.7		0.5	0.5
天神川	碓19	0.8														7.2		5.0	5.0
柳瀬川	碓15	8.9														0.2		0.1	0.1
碓氷川	碓03	21.9														7.6		5.2	5.2
碓氷川	碓01	52.0														18.8		12.9	12.9
未知負荷量																			52.0
碓氷川	碓09	42.8														1.4		0.9	0.9
碓氷川	碓24	310														21.8		14.9	14.9
柳瀬川	碓17	32.1														6.2		4.2	4.2
柳瀬川	碓15	675														580		397	397
碓氷川	碓01	250																	250

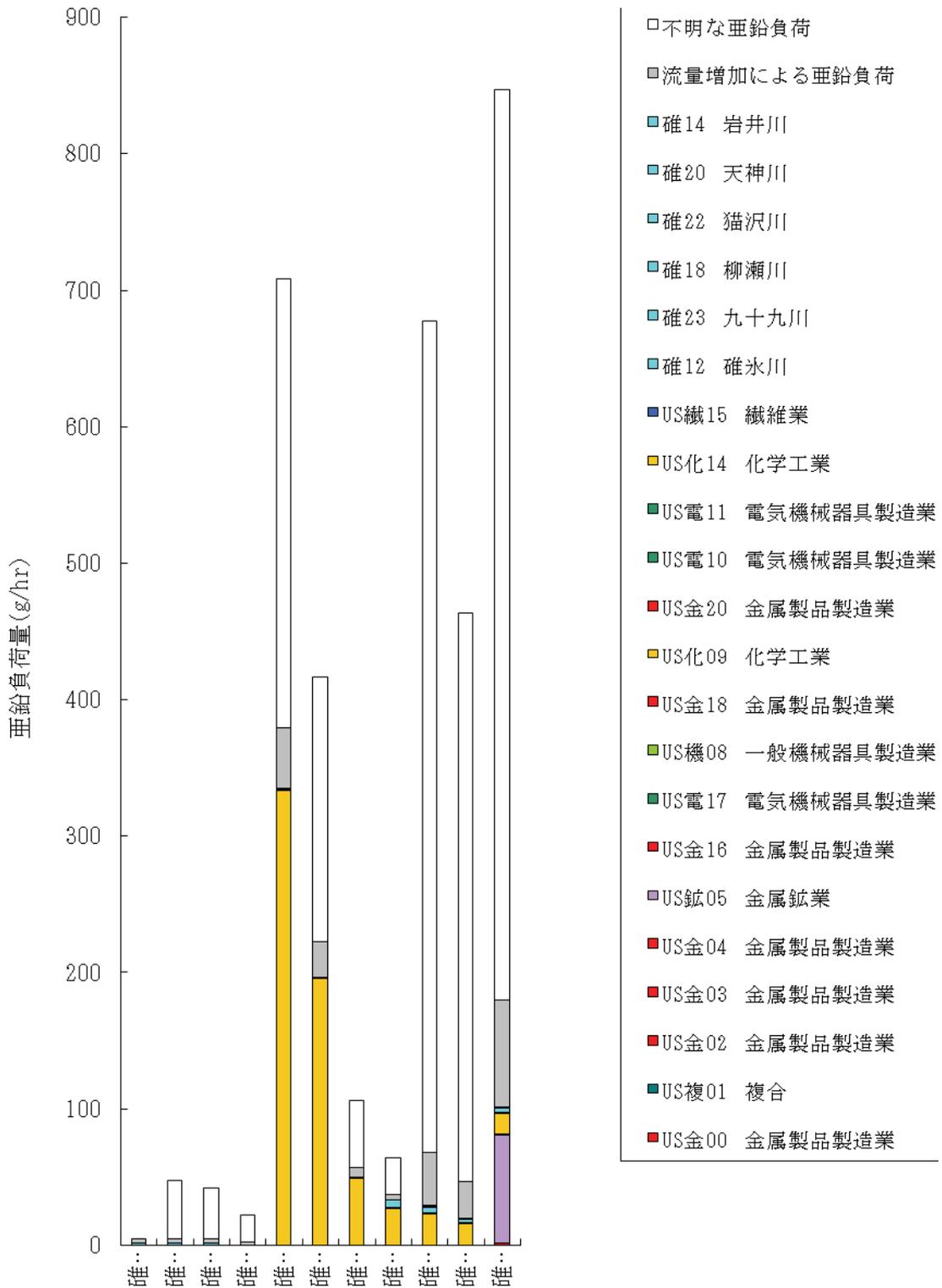


図 VI.9 碓氷川水系本流の亜鉛負荷量の収支

1
2
3
4
5
6

碓氷川の亜鉛負荷量を図 VI.9 と表 VI.8 に示す. 上流部では亜鉛負荷量が少ないが, 中流部 (碓 25~24 区間) で流入する化学工業の事業所 (US 化 09) によって全亜鉛負荷量は大きく増加する. その後に流下に伴って減少するが, (碓 04~03 間の) 柳瀬川の流入によって大きく負荷量が増加

1 する。柳瀬川の亜鉛負荷量は、碓氷川への合流直前の区間（碓 16～15 区間）による流量と濃度の
2 増加に由来している。この区間では事業所からの排出が認められなかったため、亜鉛負荷量の
3 幅な増加分は未知負荷量として見積もられている。柳瀬川からの負荷量の増加は碓 04 と碓 03 の
4 差分であり、図 VI.9 では他の未知負荷量と区別して示していないが、表 VI.8 では柳瀬川下流部
5 の負荷量が大きいたことが分かる。調査対象地域が位置する群馬県安中市は過去に著しい重金属に
6 よる大気や土壌の汚染が報告されている（浅見 2001）地域である。過去に排出されて土壌中に残
7 留した亜鉛が、現在では面源負荷として柳瀬川に排出されていることも考えられる。柳瀬川の流
8 入後、碓氷川下流区間は 6ヶ所の事業所の排出を受けた。不明な負荷量が多いが、この碓氷川下
9 流区間では金属鉱業（US 金 05）からの排出負荷が大きかった。

10

11 3.2.3. 排水基準の適用による亜鉛収支の変化

12 碓氷川水系の亜鉛収支では主要な負荷は US 化 09 の点源、碓 16～15 区間の未知負荷、US 金 05
13 の点源の 3ヶ所であるが、1mg/L を超える濃度で排出する事業所は無かった。そのため、排水基
14 準の強化を適用したと考えると、排出負荷源を現状より低い濃度に設定できないことから、亜鉛
15 収支はこれ以上低下することを想定できない。碓氷川の流量は 0.4～2m³/s で都市域としては中規
16 模で亜鉛排出を希釈する水量が著しく減少していたとも考えられない。

17 碓氷川の亜鉛収支は、過去の人為汚染による面源負荷の寄与が示唆されることが特徴的である
18 と共に、事業所からの排水中亜鉛濃度が 1mg/L 未満であっても河川中亜鉛濃度が 0.1～0.2mg/L 程
19 度になることがあることを示している。

1 3.3. 境川

2 3.3.1. 境川の概要

3 境川は神奈川県北部の城山湖付近を水源として、城山町、(東京都)町田市、相模原市、大和市、
4 藤沢市、横浜市、鎌倉市を流れる二級河川である。流域面積は約 210km²、流路延長は約 52.1km
5 であり、上流から下流に向けて都市化が進んでおり、土地利用形態が大きく変化している。境川
6 の環境基準類型はD型に該当している。

7 境川本川の柏尾川合流点より上流の区間において、亜鉛の点源として PRTR 指定事業所で水溶性
8 亜鉛の排出先河川に境川を記載していたものは、下水処理場が 4ヶ所と下水処理場以外が 7ヶ所
9 あった。下水処理場以外の 7ヶ所の排出負荷総量は 5kg/年未満と、各下水処理場の負荷量(400
10 ~1200kg/年;平成 14~16年 PRTR データ)と比較すると非常に少ない。下水処理場の 4ヶ所は、
11 大和市の北部浄化センターと中部浄化センター、藤沢市の大清水浄化センター、横浜市の西部水
12 再生センターである。いずれの下水処理場も分流式が中心で一部のみ合流式となっている。すな
13 わち、境川の点源亜鉛負荷は 4ヶ所の下水処理場のみと考えてよいだろう。

14 境川は東京都町田市、神奈川県相模原市、大和市、横浜市、藤沢市を流域に含む。中流部以
15 降には市街地を流下する河川である。第 IV 章で対象とした公共用水域の観測地点は境川の柏尾川
16 合流点までで 6 地点、支流(柏尾川、いたち川)と河口までの境川本川を含めると全 11 地点で、
17 高濃度地点に分類された地点は 2 地点(境橋 1401051、新道大橋 1401053)だった。

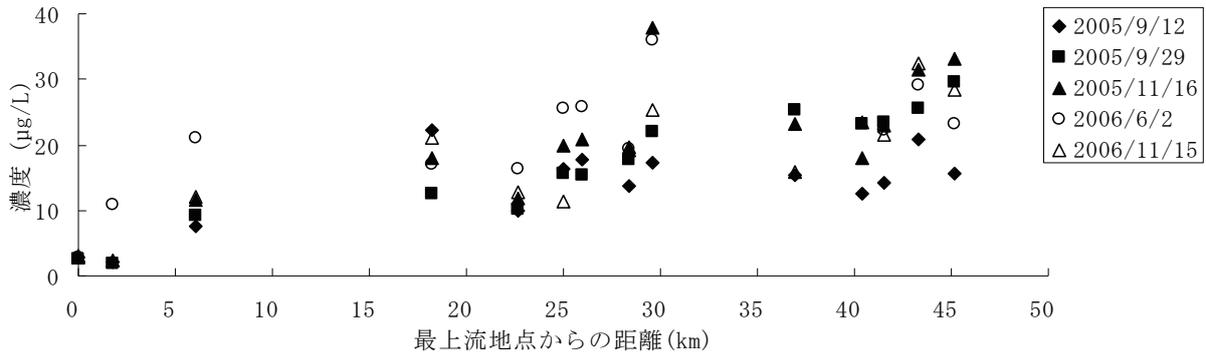
18

19 3.3.2. 晴天時河川における亜鉛負荷の評価

20 境川流域を対象とした亜鉛の収支解析を行うため野外調査とモデル解析の両方を行った。研究
21 計画の作成は横浜国立大学と共同で行い、野外調査・実測については横浜国立大学が行った。モ
22 デル解析には AIST-SHANEL を用いた。

23 亜鉛境川における晴天時の野外調査は 2005 年に 9 月 12 日、9 月 29 日、11 月 16 日の 3 回、2006
24 年に 6 月 2 日と 11 月 15 日の 2 回行われた。2006 年の 2 回は流量観測も行った。調査日は全て、
25 調査日前日までに雨が 3 日以上降らなかった日を選択していた。調査地点は境川水源近くから柏
26 尾川合流点の直前までのおよそ 45km の区間の 14 地点で上流から順に St. 1~14 である。境川の流
27 下距離に伴う全亜鉛濃度の実測値を調査ごとに図示した(図 VI. 17)。下水処理場の位置は、大和
28 市北部浄化センターが St. 5 と St. 6 地点の間、大和市中心部浄化センターが St. 8 と St. 9 の間、横
29 浜市西部水再生センターと藤沢市大清水浄化センターが St. 12 と St. 13 の間に位置している。

1



2

3 図 VI. 10 晴天時の野外調査における境川の全亜鉛濃度の実測値 (凡例は調査日時を示す)

4

5 これらの下水処理水が流入する区間 (St. 5~6, 8~9, 12~13) の他にも, St. 2~4 区間も亜鉛
 6 濃度が増加している. 境川流域には亜鉛鉱床が確認されていない. また, 河川は St. 3 以降, 河川
 7 堤防は氾濫防止のため, 舗装されている. よって, 自然由来の亜鉛流入による影響は小さいと考
 8 えられる. ポイントソースの無い区間で濃度が増加していることから, 境川への亜鉛負荷におい
 9 てポイントソース以外の影響があることが示唆される. これを「不明流入源」と定義する. St. 3
 10 地点以降は流域に市街地が卓越している. 主要な幹線道路は, 国道 129 号線が St. 2 と St. 3 の間,
 11 国道 16 号線が St. 4 と St. 5 の間, 国道 246 号線が St. 5 と St. 6 地点の間, 東名高速道路が St. 6
 12 と St. 7 地点の間, 国道 1 号線が St. 13 と St. 14 地点の間で境川と交差している. 流域人口が増加
 13 するに従い, 亜鉛濃度が上昇しているのは不明流入源由来と考えられることから, 不明流入源は
 14 市街地に起因した何らかの汚染源と示唆された.

15 調査地点において最下流である St. 14 における亜鉛負荷とポイントソースとなる 4ヶ所の下水
 16 処理場からの放流負荷を比較した (表 VI. 9).

17

18 表 VI. 9 St. 14 における境川への亜鉛負荷量の内訳 [mg/s] (調査日: 2006/11/13~14)

形態	St. 14	下水処理場負荷 (STP 1~4 合計)	不明流入源
Total	161 (100 %)	106 (66 %)	55 (34 %)
Dissolved	127 (80 %)	105 (66 %)	22 (14 %)
Suspended	34 (20 %)	0 (0 %)	34 (20 %)

19

20 St. 14 における亜鉛負荷量は 161 mg/s となった. 下水処理水 (STP 1~4 合計) による負荷量は
 21 106 mg/s となり, 亜鉛負荷の約 66%を占めた. 境川への亜鉛流入源として考えられるポイントソ
 22 ースはほぼ下水処理場であった. 晴天時における境川への亜鉛負荷は下水処理場由来がほとん
 23 どを占めていた. 一方で不明流入源からの亜鉛流入量は 55 mg/s となり, 負荷の約 34%を占めた.

1 境川への亜鉛負荷の約 1/3 が説明できない負荷となった。都市に起因する汚染には生活排水・道
2 路排水の流入，建物の洗い流しなど，さまざまな汚染源が考えられる。考えられる非特定汚染源
3 のそれぞれについての寄与を本研究において特定することはできなかった。しかし，従来考えら
4 れてきた河川への亜鉛負荷についてポイントソースのみで説明できなかった部分を定量的に示し
5 た。

6

7 3.3.3. 雨天時河川における亜鉛負荷の評価

8 近年，都市由来の面源汚染が懸念されているが，重金属についての知見はあまり得られていな
9 い。本研究では地質晴天時に大気沈着などの自然由来や人間活動由来で蓄積された汚染物質が雨
10 水を媒体として移動する。よって，降雨時において汚染物質による河川への負荷が上昇すること
11 が懸念されているが，この点に着目した知見はあまり得られていない。そこで雨天時河川におけ
12 る重金属負荷について考察する。

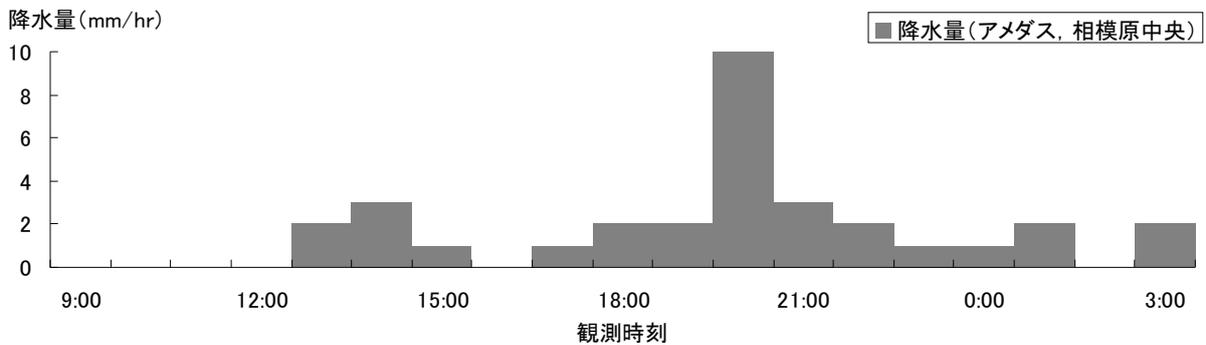
13 市街地流出水の流入による河川流量増加時の亜鉛負荷を評価するため，調査地点として，St. 6
14 以降は下水処理水の流入があるため，St. 5（鶴間公園横）を選んだ。調査は水位が下降している
15 期間として 2006 年 6 月 16 日に，水位が上昇している期間として 9 月 26 日の 2 回であった。
16 St. 5 に最も近い位置にある気象観測所（相模原中央）の時間降雨量と亜鉛濃度，流量をそれぞ
17 れ図に示す。

18 気象庁のアメダス（相模原中央）の時間降水量の観測によると，2006 年 9 月 26 日の調査では，
19 12 時から 13 時に始まり日付が変わった深夜 1 時までの間で，30mm の降水量が観測された。9 月
20 26 日以前には 9 月 15 日に 18mm/日の降雨が確認され，9 月 26 日の直前の晴天日数は 11 日だった。
21 全亜鉛と溶存態亜鉛の濃度測定は 10 時から深夜 1 時 30 分まで行われ，流量の測定は 17 時まで行
22 われた。

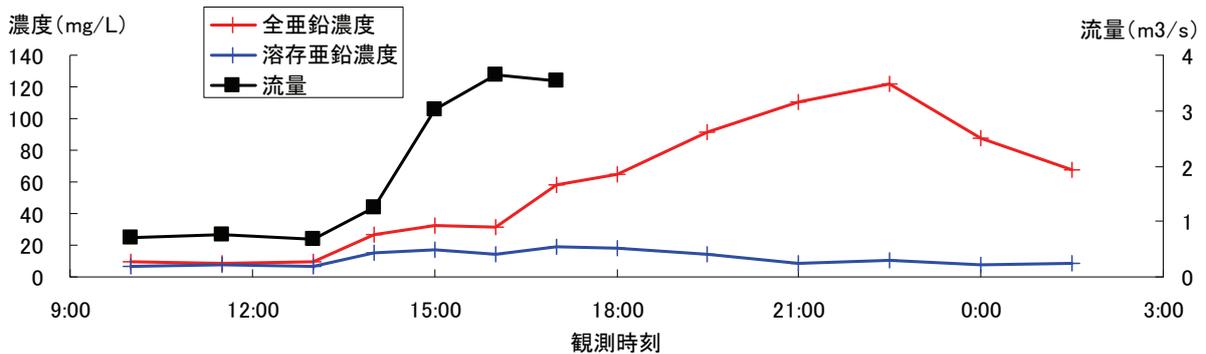
23 降雨開始の 13 時から 1～2 時間後の 14 時の観測で流量，溶存態亜鉛濃度，懸濁態亜鉛濃度は増
24 加を始めていた。溶存態亜鉛濃度は 17 時の観測で最高濃度の 19 μ g/L が観測された。流量は 10 時
25 から 17 時までの観測で，調査開始時の 0.7m³/s から 3.7m³/s までの増加が確認され，17 時までの
26 積算時間降水量は 7mm/hr で，この少ない積算降水量で溶存態亜鉛濃度は最高濃度を示した。これ
27 は溶存態亜鉛が流域の面源から河川へ輸送され易いが，面源からの亜鉛負荷量は少ない事を示唆
28 する。大気沈着や亜鉛製品の風化による面源の亜鉛排出は晴天日数に比例すると考えられ，長い
29 晴天日数の後では雨天時の亜鉛負荷が大きくなると考えられる。また，降水量が多ければ流域の
30 面源の亜鉛を河川へ輸送する力が大きくなるが，水量が多くなると濃度は希釈される。流域によ
31 ってことなるこれらの要因を詳細に検討する報告は境川の流域では得られていないが，降雨前の
32 日数が 11 日で 7mm/hr の降雨によって 20 μ g/L 程度であったことから溶存態亜鉛の濃度は雨天時に
33 大きく変動することはなく，100 μ g/L 以上に高くなる懸念は少ないと考えられる。

34 全亜鉛から溶存態亜鉛の濃度を差し引いた懸濁態亜鉛濃度は，溶存態と対照的に 1～3 μ g/L から
35 22 時 30 分の 110 μ g/L へと大きく増加した。境川における亜鉛のポイントソースが溶存態亜鉛を

1 排出する 4 ヶ所の下水処理場で、その他の流入源を主に懸濁態のノンポイントソースと仮定する
 2 場合、雨天時におけるノンポイントソースによる濃度寄与は最大で約 93%まで上昇したことが確
 3 認できた。時間降水量の最大値は 19 時から 20 時の 10mm/hr であった。懸濁態亜鉛の最高濃度を
 4 観測する時刻は、溶存態亜鉛の最高濃度が観測された時刻（17 時）よりも 5～6 時間、最大時間
 5 降水量が観測された時刻よりも 2～3 時間の遅れていた。22 時までの積算時間雨量は 26mm/hr で
 6 懸濁態亜鉛濃度が 110 μ g/L となっていたが、降雨の降り始めに対して流量や濃度が増加し始めた
 7 時の時間差の 1～2 時間とほぼ同じ時間差で降雨強度が低下した時間に同調するように懸濁態亜
 8 鉛濃度が下がっており、降雨強度などの条件によって懸濁態亜鉛濃度が 110 μ g/L よりも高くなる
 9 ことも考えられる。流量が増加すると、河道内に堆積した懸濁態亜鉛が再懸濁することに加え、
 10 大気沈着物中の亜鉛のほとんどは懸濁態（粒子態）であることから、流域からの面源負荷は懸濁
 11 態の亜鉛が溶存態よりもずっと多いことを示唆する。
 12



13



14

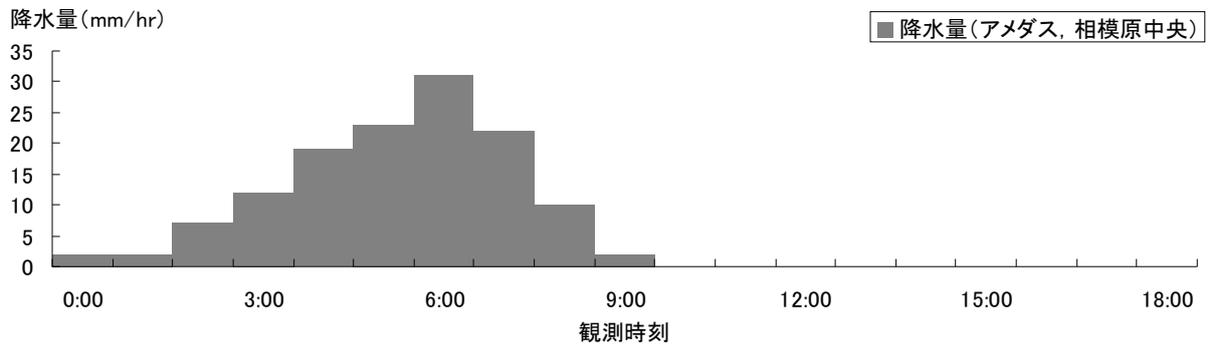
15 図 VI. 11 雨天時の野外調査における時間降水量（気象庁アメダス，相模原中央）の変化と、境
 16 川の全亜鉛と溶存態亜鉛の濃度及び流量（2006 年 9 月 26 日）

17

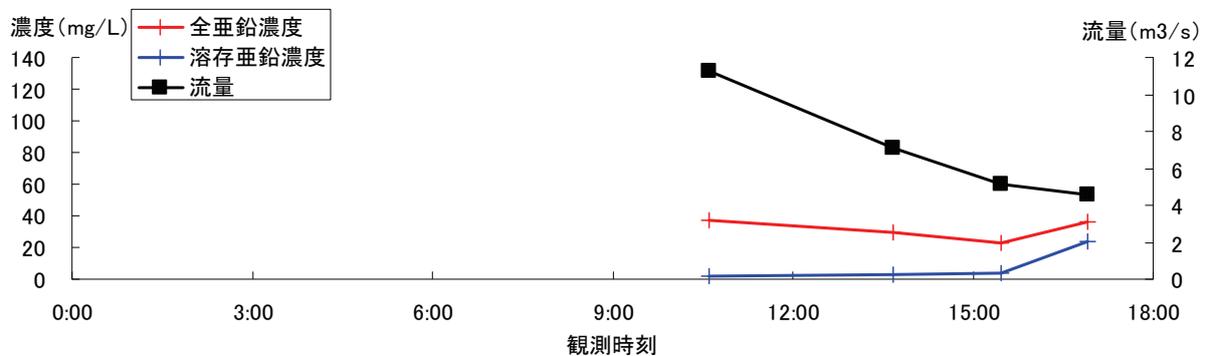
18 6 月 16 日の調査では積算時間降水量は 130mm/hr と 9 月 26 日よりも降水規模が大きく、6 月 16
 19 日の前は、6 月 6 日，9 日，11 日，15 日と降雨が続いていた。直前の積算雨量が多い 6 月 16 日の
 20 野外調査では、溶存態亜鉛濃度が 2～4 μ g/L と平水時の濃度範囲まで下がっていたが、懸濁態亜鉛
 21 は 10～30 μ g/L と 9 月の 14～16 時に相当する濃度が観測され、面源からの亜鉛負荷はほとんどが

1 懸濁態亜鉛によると考えられる。

2



3



4

5 図 VI. 12 雨天時の野外調査における時間降水量(気象庁アメダス, 相模原中央)の変化と、境
6 川の全亜鉛と溶存態亜鉛の濃度及び流量(2006年6月16日)

7

8 雨天時の亜鉛濃度の変動は降雨強度や降雨時間に依存して単純ではない。降雨による出水時に
9 よる溶存態亜鉛と懸濁態亜鉛は流域から河川への流達過程や河道内の流下過程によっても異なっ
10 ていると考えられる。出水時の面源負荷の影響を検討するならば懸濁態と溶存態で挙動が異なる
11 ことを考慮すべきである。流域の面源から河川に流出可能な亜鉛が全て流出するために必要な降
12 雨条件は現在の観測からは考察できないが、雨天時に懸濁態濃度が高くなるとしても、生物への
13 影響が少ない懸濁態亜鉛であり、高い濃度は数時間程度しか継続しない。降雨の強度や継続時間
14 に加えて、面源負荷量は直前の晴天日数にも依存するため、雨天が連続的断続的に続いたとして
15 も、濃度は高くない。河川水中の亜鉛が高濃度を維持する時間は数時間程度と短いことから、
16 雨天時に河川の亜鉛濃度が上昇することによって河川の水生生物への影響は無視できると考えら
17 れる。ただし、雨天時の濃度は晴天時の数十倍になるため、一年間の亜鉛負荷量では雨天時の合
18 計負荷量は晴天時を上回ると考えられる。雨天日に陸域から河川に亜鉛を輸送するプロセス(面
19 源負荷)とその量は、事業所や下水処理場から河川に直接負荷される量と同程度に、都市圏から
20 の排出過程として無視できない。

21

4. 考察

事業所からの亜鉛の排出量を削減することによって河川の全亜鉛濃度を低下することを困難にする要因は以下のようなものであった。

- 事業所や市街地の近くを流下する前の河川の上流端の観測地点ですでに全亜鉛濃度が 0.02mg/L 程度になっている場合があるため、希釈効果が期待できない。
- 河川流量が少なく希釈効果による濃度削減が期待できない。
- 下水処理場や事業場からの排水中の亜鉛は低濃度（0.05～1mg/L 程度）であるが、流量の多い（河川流量の数割程度）。

河川の現状や生息する生態系を考慮して亜鉛濃度を低下する必要性が認められた場合には、河川ごとに異なる流量や排出源の条件を考慮して適切な目標を設定して対策をする必要がある。市街地からの面源負荷は降雨時によって一時的に濃度を増加させる現象として考慮しないとすると、事業場からの排出濃度を 1mg/L で河川水の濃度を 0.02mg/L とすると河川濃度を 0.03mg/L に維持するためには事業場からの流量は河川流量の 100 分の 1 以下である必要がある。

石津川の収支から分かること

- 高濃度の亜鉛を排出する負荷源が存在しており、排出源の濃度削減対策が河川中濃度削減に効果があることがわかった。
- 下水処理場からの流量は河川流量の 3 割以上を担っていて、下水処理場によって流量が増加して亜鉛排出源による影響を希釈する一面も認められた。
- 排出源の濃度への対策をしても（事業所からの排水濃度を 1mg/L 以下に削減しても）、環境基準値の 0.03mg/L を満たすことは困難であると考えられる。

碓氷川の収支からわかること

- もともと排水中濃度 1mg/L 以下で排水量の多い排出源が存在しており、新しい排水基準の適用による濃度削減効果は期待できない。
- バックグラウンド濃度が高く、その寄与が河川の全亜鉛濃度を高める一因になっている。

境川の収支から分かること

- 雨天時において都市路面排水は懸濁態亜鉛の大きな負荷源であることが示され、亜鉛濃度（全量）は晴天時の 10 倍程度に達することがあることが示された。

5. まとめ

公共用水域における亜鉛のリスク削減対策を適切に行うためには、水域ごとに発生源を同定し、その負荷割合を定量的に把握することが必要である。そこで公共用水域のモニタリングデータの解析結果を受けて、河川中濃度と発生源の情報が利用可能な亜鉛高濃度地域について、排水規制の効果を検証するための亜鉛収支解析を行った。具体的には、大阪府堺市周辺の石津川や群馬県伊勢崎市周辺の碓氷川等について亜鉛収支の解析を行った。さらに東京・神奈川を流れる境川を対象に雨天時の河川流量の上昇に伴う亜鉛濃度の変化について調査を行い、都市流出水の都市河川の亜鉛濃度に及ぼす影響について考察した。

典型的な河川を事例に取り上げ亜鉛の収支解析を行った結果、亜鉛の主たる排出源は流域によって異なり、排水規制の効果は流域によって異なることが確認された。石津川は事業所からの排出が河川中濃度に及ぼす影響が高く、排出規制により河川中濃度が効果的に低減できると考えられた。碓氷川は非特定排出源からの寄与が高く、個別事業所に対する規制が必ずしも河川中濃度の減少に繋がらないことがわかった。過去に底質等に堆積した汚染土壌が影響なのか地質的な影響なのかは把握していない。これらより、適切な発生源対策のためには正確な発生源・排出量の把握が必要であることが改めて確認された。

東京・神奈川を流れる境川の調査において、高架道路排水のように高濃度の重金属を含む都市流出水が未処理のまま河川に放流されていることが確認された。雨天時における河川中亜鉛濃度の変化を調査したところ、亜鉛濃度は河川流量の増加に伴い上昇することがわかった。雨天時には、懸濁態亜鉛負荷が著しく増加することが明らかになり、その原因は面源からの懸濁態亜鉛が雨水によって流出するからだと考えられた。

排水基準値の検討は事業所を念頭に進められているが、たとえ下水処理水であっても流量を確保することや、排出源の濃度だけでなく負荷量を流域単位の管理の視点をもつこと、市街地の面源負荷は無視できない量であること、なども河川水の亜鉛濃度を管理するためには見過ごせないことであり、河川の状態に応じた対策が必要である。河川の特徴に応じて亜鉛の排出源やその対策効果は異なっている。

6. 参考文献

- 環境省水・大気環境局水環境課（2003）．平成14年度水生生物への排出影響調査報告書
- 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会（2005）議事次第資料・議事録一覧 <http://www.env.go.jp/council/09water/yoshi09-09.html>（2007年3月アクセス）
- 浅見輝男（2001）データで示す－日本土壌の有害金属汚染．アグネ技術センター 東京．
ISBN 4-900041-89-0
- 大阪府（2002）石津川水系河川整備基本方針
<http://www.pref.osaka.jp/kasen/kihonseibi/kihon/isidukihon/isidu.pdf>（2007年3月アクセス）
- 森忠洋，森山清，荒屋敷秀俊，森泰，斎藤寛，中野篤浩，茅野充男（1987）家庭から下水へ排出される重金属の原単位．水質汚濁研究 10：415-422.
- 環境省報道発表資料（2006）排水基準を定める省令等の一部を改正する省令について
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=7681>（2007年3月アクセス）
- 環境省水・大気環境局水環境課（2005）．平成16年度水生生物への排出影響調査報告書 p144
- 環境省水・大気環境局水環境課（2006）．平成17年度水生生物への排出影響調査報告書 p136
- 埼玉県（2004）芝川・新芝川清流ルネッサンスⅡ
[http://www.pref.saitama.lg.jp/A08/BA01/rune2\(siba\)/runehyousi.htm](http://www.pref.saitama.lg.jp/A08/BA01/rune2(siba)/runehyousi.htm)（2007年3月アクセス）
- 石川百合子，東海明宏，中西準子（2004）集水域の特性分類に基づく暴露解析手法の提案－4-ノニルフェノールを例として－．水環境学会誌 27：403-412.
- 石川百合子，東海明宏（2006）河川流域における化学物質リスク評価のための産総研－水系暴露解析モデルの開発．水環境学会誌 29：797-807.
- 石川百合子，川口智哉，白浜光央（2007）金属の水系暴露解析（1）産総研－水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL）の開発．日本水環境学会年会講演集：10．大阪産業大学 大阪．
- 川口智哉，白浜光央，石川百合子（2007）金属の水系暴露解析（2）産総研－水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL）の検証．日本水環境学会年会講演集：11．大阪産業大学 大阪．

第Ⅶ章 まとめ

1. はじめに

本章では、暴露評価、有害性評価、リスクの定量化のそれぞれについて得られた主要な結論と今後の課題について述べる。

2. 暴露評価

- 公共用水域への年間排出量（全国スケール）を概算した結果、亜鉛メッキ製品の腐食、大気沈着および自動車等の部品の摩耗等に起因する面的排出源からの排出量が、個別事業所からの排出量と比較して、かなり大きいことが示された。
- 晴天時に着目すると、製品の製造・加工、生産に関連する事業所や休廃止鉱山、下水処理施設からの排出が大きい。業種別にみると下水道業、化学工業、金属製品製造業、鉱業およびパルプ・紙・紙加工品製造業からの排出が大きいことが考えられた。
- 公共用水域におけるモニタリングデータの解析より、淡水域における亜鉛濃度の分布（2002年度）は幾何平均が $9\ \mu\text{g/L}$ と幾何標準偏差が2.8となり、環境基準値を超過する地点はおよそ12%と推定された。1991年度から2002年度にかけての濃度分布の経年変化をみると若干減少傾向が見られた。
- 亜鉛濃度 $50\ \mu\text{g/L}$ を超過する地点を高濃度地点（364地点）と定義し、各地点における主要な亜鉛負荷源について調査したところ、鉱山地域であると推測されたのが63地点、農薬が1地点、事業所が110地点、事業所と下水処理場の複合が42地点、下水処理場が58地点であり、その他不明瞭であるのが90地点であった。
- 典型的な亜鉛高濃度河川を事例として亜鉛の収支解析を行った結果、亜鉛の主たる排出源は流域によって異なり、排水規制の効果は流域によって異なることが確認され、適切な発生源対策のためには正確な発生源・排出量の把握が重要であることが示された。
- 東京・神奈川を流れる境川の調査において、高濃度の重金属を含む都市流出水（高架道路排水等）が未処理のまま河川に放流されていることが確認され、雨天時における河川中亜鉛濃度は河川流量の増加に伴い上昇することがわかった。雨天時においては、懸濁態亜鉛負荷が著しく増加することが明らかになり、その原因は面源からの懸濁態亜鉛が雨水によって流出するからだと考えられた。

3. 有害性評価

- 他の重金属同様、亜鉛の毒性は水質により異なり、有機物量や硬度により毒性が緩和

1 される。

2 ● 96時間急性毒性の平均値は、海域の生物で7.26mg/L、淡水域の生物で2.97mg/Lであ
3 った(図 V.2)。海域の生物の亜鉛への感受性は、淡水域の生物よりもより低いことがわ
4 かった。

5 ● 無影響濃度を選別し、種の感受性分布を作成した。通常の方法で作成した種の感受性
6 分布から推定された95%保護濃度は26.7µg/Lであった。個体レベルでのリスク判定値
7 にはこの値を用いた。

8 ● 幾つかの種で、亜鉛の影響により集団の存続が困難になる亜鉛濃度を推定した。これ
9 らの値を用い、個体群レベルでの種の感受性分布を作成した。その分布から個体群レ
10 ベルでの95%保護濃度は107µg/Lと推定された。個体群レベルでのリスク判定値には
11 この値を用いた。

13 4. リスクの定量化

15 ● 暴露評価により明らかにされた環境中の濃度の分布から、個体レベルでのリスク判定
16 値(26.7µg/L)を超過している地点は、全モニタリングサイトの13.7%であることが推定
17 された。個体レベルでのリスクは懸念されるレベルであると考えられた。

18 ● 個体群レベルでのリスク判定値の超過地点数は42地点で全体の2%程度あることがわ
19 かり、これらの地点では個体群レベルのリスクが懸念されると考えられた。

20 ● 個体群レベルでの判定値超過地点のうち、26地点は休廃止鉱山由来で、14地点が事業
21 所由来と推定された。排出源が不明な超過地点も2地点あった。

23 5. 今後の課題

25 ● 排出量推定においては、面源（めっき製品の腐食やタイヤの摩耗、農業等）に由来す
26 る排出量推定の高精度化が必要である。めっき製品のストック面積や公共用水域への
27 到達率等是不確実性が大きいことより、その検証研究・調査や不確実性の定量化は重
28 要だと思われる。

29 ● 自然由来やバックグラウンド濃度の定量化・寄与率の推定手法の確立が必要である。

30 ● 水質による亜鉛の毒性影響を考慮し、場特異的な評価を進めることが必要である。
31 Biotic Ligand Model の援用も考慮する必要がある。

32 ● 対策にかかる費用と、その対策の効果を明らかにする必要がある。その結果を受けて、
33 どの程度種の多様性を維持したいのかの合意形成を得る枠組みを作る必要がある。

34 ● 排出量削減のモラトリアム期間に応用する、順応的管理のデザインを作る。