

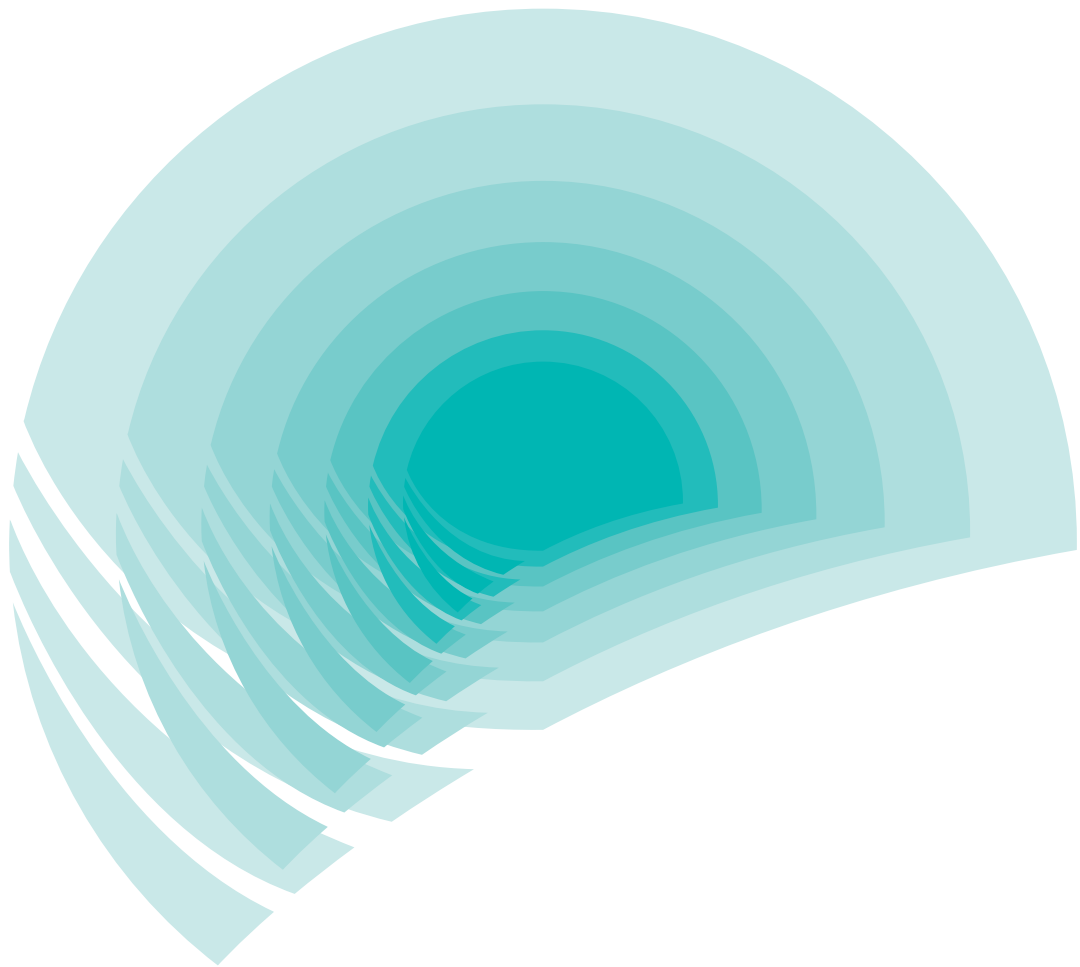
Research Report of Public Works Research Institute

ISSN 0386-4995

2014 .11 November

No.221

土木研究所報告



Copyright © (2014) by P.W.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Chief Executive of P.W.R.I.

この報告書は、独立行政法人土木研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、独立行政法人土木研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

土木研究所報告第 221 号
Research Report of PWRI No.221

第 2 期中期計画
重点プロジェクト研究特集号 (その 4)

目次
Contents

	頁
1. 寒冷地臨海部の高度利用に関する研究……………	1
(Research on Efficient Utilization of Sea Fronts in the Cold Region)	
2. 生活における環境リスクを軽減するための技術……………	5 1
(Technologies to Reduce Environmental Risks Caused by Urban and/or Natural Pollution Sources)	
3. 循環型社会形成のためのリサイクル建設技術の開発……………	1 4 5
(Development of Recycling Construction Technologies for Recycling-oriented Society)	

寒冷地臨海部の高度利用に関する研究

寒冷地臨海部の高度利用に関する研究

許士裕恭¹⁾、吉井厚志¹⁾、石田享平¹⁾、山本泰司²⁾、小玉茂義³⁾、木岡信治⁴⁾、
渥美洋一⁵⁾、森昌也⁶⁾、本山賢司⁷⁾、山之内順⁷⁾、八柳敦⁷⁾、小林圭⁷⁾、菅原健司⁷⁾、
山本潤⁸⁾、関口浩二⁹⁾、福田光男⁹⁾、北原繁志⁹⁾、佐藤仁¹⁰⁾、渡辺光弘¹¹⁾、
牧田佳巳¹¹⁾、岡本健太郎¹²⁾、佐藤朱美¹²⁾、柳沢雄二¹³⁾、片野浩司¹⁴⁾、国島英樹¹⁵⁾、
五十嵐匡¹⁶⁾、平伴斉¹⁶⁾、堀田歩¹⁶⁾、長瀬禎¹⁶⁾、高松茂¹⁶⁾、大井啓司¹⁷⁾、
熊谷直哉¹⁸⁾、小川渉¹⁹⁾、片山勝¹⁹⁾、窪田康一²⁰⁾、前田優²⁰⁾、牧野昌史²¹⁾

Research on Efficient Utilization of Sea Fronts in the Cold Region

KYOSHI Hiroyasu, YOSHII Atsushi, ISHIDA Kyohei, YAMAMOTO Yasuji,
KODAMA Shigeyoshi, KIOKA Shinji, ATSUMI Yoichi, MORI Masaya,
MOTOYAMA Kenji, YAMANOUCHI Jun, YATSUYANAGI Atsushi, KOBAYASHI Kei,
SUGAWARA Kenji, YAMAMOTO Jun, SEKIGUCHI Koji, FUKUDA Mitsuo,
KITAHARA Shigeshi, WATANABE Mitsuhiro, MAKITA Yoshimi, SATO Jin,
OKAMOTO Kentaro, SATO Akemi, YANAGISAWA Yuji, KATANO Koji,
KUNISHIMA Hideki, IGARASHI Tadashi, TAIRA Tomonari, HORITA Ayumi,
NAGASE Tadashi, TAKAMATSU Shigeru, Ooi Keiji, KUMAGAI Naoya, OGAWA Wataru,
KATAYAMA Masaru, KUBOTA Koichi, MAEDA Yu and MAKINO Masashi

要旨

積雪寒冷地である北海道は亜寒帯に属しており、港湾・漁港を含む沿岸域は寒冷な気候に起因する多様な課題を抱えている。本研究では、寒冷地臨海部の効果的な利用を促進することを目的に、次に示すように多角的な側面から技術開発を行った。1) 冬季の港湾・漁港における作業環境の改善のため、寒冷気候が作業環境及び作業効率に与える影響を定量的に評価する手法を開発し、冬期の港湾・漁港等の利用環境改善に有効な「港内防風雪施設」の設計評価マニュアルを作成した。2) オホーツク海沿岸に毎年来襲する流氷に関する多様な課題解決のため、沿岸域の流氷の厚さや凹凸形状の特性を明らかにするとともに、これら流氷による養殖施設等の被害を防ぐことに有効な流氷制御施設(アイスブーム)の設計外力の推定手法、流氷の繰り返し作用により劣化する沿岸構造物の損耗機構の解明、津波等により流氷が高速で構造物に作用する場合の衝突力の推定法などを提案した。3) 寒冷地である北海道の港湾・漁港の高度利用の一環として、周辺海域における生物生産性の向上及び港内水域の環境保全を図るため、水域を環境諸条件ごとに分類し、適正で効率的な整備・管理方策について整理した。また、分類された各整備・管理方策について、それぞれ現地実証試験に基づいて効果を検証した。4) 港湾及び漁港施設の機能保全のため、潜水土によらずに短期間で効率的に港湾・漁港施設を点検すること、並びに港内利用上問題となる堆砂状況を簡易に計測することを目指し、港湾構造物水中部劣化診断装置、鋼矢板式岸壁点検装置、簡易堆砂計測装置を開発した。そして現地試験によりそれらの技術の現地適用性を検証した。

キーワード：積雪寒冷地、港湾、漁港、労働環境、作業効率、港内防風雪施設、鮮度保持、流氷、アイスブーム、津波、オホーツク海、作用力、摩耗、腐食、藻場、磯焼け、ホタテ貝殻礁、ハタハタ産卵、環境保全、点検、音響カメラ、マルチビームソナー、非破壊検査、水中地形計測

Synopsis

Hokkaido's cold snowy climate, which stems from its location in a subarctic zone, gives rise to a variety of problems in harbors, fishing ports and other sea front areas. This study aimed to promote the efficient utilization of sea fronts in cold regions through

technological development from a range of viewpoints as follows: 1) A technique to quantitatively assess the effects of cold climates on working conditions and efficiency was developed to improve work environments in harbors and fishing ports during winter, and a manual for designing and evaluating of wind/snow protection facilities to effectively improve such environments was compiled. 2) The thickness and bottom topography of drift ice reaching Hokkaido's Okhotsk coast every year were studied with a view to providing solutions for a wide range of related problems. In this regard, a method for estimating the load for drift ice control facilities (ice booms) to protect aquaculture areas from drift ice damage was proposed, the basic mechanism of wear damage caused by repeated drift ice action resulting in coastal structure deterioration was clarified, and a method of predicting the force of high-speed ice collisions with structures due to tsunami waves was proposed. 3) Waters were classified according to environmental conditions, and appropriate/effective measures to maintain and manage these zones were identified toward the improvement of biological productivity in surrounding sea regions and for environmental conservation in ports and harbors as part of efficient utilization of such areas in Hokkaido, where cold weather is common. The effects of each classified maintenance and management measure were verified in field demonstration tests. 4) Devices to support diagnosis of deterioration in submerged parts of port structures, inspection of steel sheet pile quay walls, and simple sedimentation measurement were developed to enable quick and efficient inspection of facilities at harbors and fishing ports without depending on divers and to facilitate evaluation of sedimentation, which causes problems in these sea areas, with the aim of maintaining related functions and facilities. Field tests were performed to verify the applicability of these techniques.

Key words: cold snowy region, harbor, fishing port, working conditions, wind/snow protection facility, drift ice, ice boom, tsunami, acting force, deterioration, seaweed bed, barren ground, nursery for spawning, environmental conservation, inspection, acoustic camera, multi-beam sonar

- 1) 前寒地水圏研究グループ長
- 2) 寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム上席研究員
- 3) 前寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム総括主任研究員
- 4) 寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム主任研究員
- 5) 前寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム主任研究員
- 6) 寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム研究員
- 7) 前寒地水圏研究グループ寒冷沿岸域チーム研究員
- 8) 前寒地水圏研究グループ水産土木チーム上席研究員
- 9) 前寒地水圏研究グループ水産土木チーム総括主任研究員
- 10) 寒地水圏研究グループ水産土木チーム研究員
- 11) 前寒地水圏研究グループ水産土木チーム主任研究員
- 12) 前寒地水圏研究グループ水産土木チーム研究員
- 13) 前技術開発調整監付寒地機械技術チーム上席研究員
- 14) 技術開発調整監付寒地機械技術チーム総括主任研究員
- 15) 前技術開発調整監付寒地機械技術チーム主任研究員
- 16) 前技術開発調整監付寒地機械技術チーム研究員
- 17) 技術開発調整監付寒地技術推進室研究員
- 18) 前技術開発調整監付寒地技術推進室道央支所研究員
- 19) 前技術開発調整監付寒地技術推進室道南支所研究員
- 20) 前技術開発調整監付寒地技術推進室道北支所研究員
- 21) 前技術開発調整監付寒地技術推進室道東支所研究員

寒冷地臨海部の高度利用に関する研究

目 次

1. 序論	1
1. 1 研究の背景と目的	1
1. 2 本論文の構成	1
(参考文献)	
2. 寒冷地臨海施設の利用環境改善に関する研究	3
2. 1 はじめに	3
2. 2 温熱指標を用いた実用的な作業効率の推定法	3
2. 3 港内防風雪施設評価マニュアルの作成	7
2. 4 屋根付岸壁の漁獲物に対する衛生管理機能の評価法提案	10
2. 5 まとめ	13
(参考文献)	
3. 海氷の出現特性と構造物等への作用に関する研究	14
3. 1 はじめに	14
3. 2 IPSやADCPを用いた北海道オホーツク沿岸における海氷観測	14
3. 3 オホーツク海に常設されている海象計(USW)の流氷観測への適用性の基礎的な検討 ..	15
3. 4 アイスブーム型海氷制御施設的设计法に関する検討	16
3. 5 津波来襲時の作用水力に関する検討	18
3. 6 海氷による沿岸構造物の摩耗に関する検討	21
3. 7 まとめ	22
(参考文献)	
4. 寒冷地港内水域の水産生物生息場機能向上と水環境保全技術の開発	25
4. 1 はじめに	25
4. 2 沿岸構造物の多面的機能	25
4. 3 港湾・漁港水域の環境諸条件による分類	26
4. 4 藻場造成・磯焼け対策	26
4. 5 産卵礁としての機能を付加	29
4. 6 港内底質悪化防止・改善手法の検討	31
4. 7 まとめ	34
(参考文献)	
5. 結氷する港湾に対応する水中構造物点検技術に関する技術開発	36
5. 1 はじめに	36
5. 2 港湾構造物水中部劣化診断装置の開発	36
5. 3 鋼矢板式岸壁点検装置の開発	39
5. 4 簡易堆砂計測装置の開発	42
5. 5 まとめ	45
(参考文献)	
6. 結論	46

1. 序論

1.1 研究の背景と目的

積雪寒冷地である北海道における沿岸域は多様な課題を抱えている。本重点プロジェクト研究において対象としている港湾・漁港部およびその周辺海域においては、以下に示すような課題についてその解決が求められている。

まず、冬期においては積雪寒冷な気候に起因し、港湾・漁港等の利用者の、荷役・漁労の環境悪化、作業効率の低下の課題を抱えており、その対策が求められている。そのため、この課題を解決するために有効と考えられる港内防風雪施設に関し、その具体的な性能評価法および設計法を確立する必要がある。また、食の安全性向上に対する社会的要請が高まっている昨今、漁港等における屋根付きの施設は陸揚げされる漁獲物の衛生管理機能を果たすことも求められている。

一方、オホーツク海には毎年 1～3 月にかけて流氷が接岸しており、流氷による沿岸の養殖施設の被害を防ぐための流氷制御施設の要請が強く、施設設計の合理化を図り建設および維持管理コストの低減を図ることが求められている。また、オホーツク海沿岸では流氷の作用によるものと考えられるコンクリートや鋼構造物の激しい摩耗が観察されており、それらを施設設計に考慮する手法の開発が求められる。加えて、防災の観点から、津波発生時に構造物や地域の防災対策に及ぼす流氷の影響を推測する技術が求められる。

更に、北海道の港湾・漁港水域においては、その静穏性を利用した水産生物の一時的な保管が行われているが、水質や底質等の環境悪化への対応技術が求められているほか、消波構造物の施設整備に際して藻場機能や魚介類の生息場・産卵場機能、水質浄化機能等の多面的機能を効果的に発現させることが求められている。

併せて、既存ストックの効果的なマネジメントの観点から、積雪寒冷地においても港湾及び漁港施設の健全度診断を効率的に行うことができる点検計測システムの開発が求められている。

本研究では、上記のような様々な課題に対して、以下に示す 4 項目の達成目標を設定し、机上検討、数値計算、室内実験、現地調査、現地実験等の多様な手段を効果的に用いて解決することを目指す。

- (1) 港内防風雪施設の多面的効果評価法の開発
- (2) 海氷による沿岸構造物への作用力及び摩耗量の推定法の提案及び津波来襲時に海氷がもたらす作用力推定法の提案
- (3) 港内水域の水質・底質改善と生物生息場機能向上手法の提案
- (4) 港湾機能保全に資する水中構造物点検技術の開発及び診断手法の提案

1.2 本論文の構成

本論文の構成を要約すれば以下のようになる。

第 1 章「序論」では、本研究の背景として寒冷地臨海部の様々な課題の解決が求められており、これらを踏まえた研究目的と全体構成を述べた。

第 2 章「寒冷地臨海施設の利用環境改善に関する研究」では、冬季の港湾・漁港における作業環境の改善のため、寒冷気候が作業環境及び作業効率に与える影響を定量的に評価する手法を、室内及び野外被験者実験に基づき開発した。また、その成果を作業環境改善施設（港内防風雪施設）の設計に反映させるための設計マニュアルを整備した。さらにこのような施設がもつ漁獲物の衛生管理面への効果についても、室内及び現地調査に基づき明らかにした。

第 3 章「海氷の出現特性と構造物等への作用に関する研究」では、オホーツク海沿岸に毎年来襲する流氷に関する課題解決のため、沿岸域の流氷の厚さ及び凹凸形状、移動状況を数年にわたって観測し特性を明らかにした。また、流氷観測そのものを低コストで実施する手法を検討した。そして、流氷による養殖施設等の被害を防ぐことに有効な流氷制御施設（アイスブーム）の設計外力の推定手法、流氷の繰り返し作用により劣化する沿岸構造物の損耗機構の解明、津波等により流氷が高速で構造物に作用する場合の衝突力の推定法など、海域利用、施設の維持管理、防災面における、流氷に起因する多様な課題に応えた。

第 4 章「寒冷地港内水域の水産生物生息場機能向上と水環境保全技術の開発」では、寒冷地である北海道の港湾・漁港の高度利用の一環として、周辺海域における生物生産性の向上及び港内水域の環境保全を図るため、水域を環境諸条件ごとに分類し、適正で効率的な整備・管理方策について整理した。また、分類された各整備・管理方策について、それぞれ現地実証試験に基づいて効果を検証した。

第 5 章「結氷する港湾に対応する水中構造物点検技

術に関する技術開発」では、潜水土によらずに短期間で効率的に港湾・漁港施設を点検すること、並びに港内利用上問題となる堆砂状況を簡易に計測することを目指し、港湾構造物水中部劣化診断装置、鋼矢板式岸壁点検装置、簡易堆砂計測装置を開発し、港湾及び漁港施設の機能保全に寄与する点検計測システムの検討を行った。

2. 寒冷地臨海施設の利用環境改善に関する研究

2.1 はじめに

積雪寒冷地の冬期における港湾や漁港の荷役作業、漁労作業等の従事者は、冷風雪の厳しい作業環境にさらされている。こうした厳しい作業環境下では作業効率の低下や健康障害、作業の安全性が懸念される。現在、北海道における港湾・漁港では港内防風雪施設（図-2.1）が整備されつつあるが、事業評価においてその効果は定性的な評価にとどまっている。

一方、水産物の流通拠点の漁港で進展する衛生管理機能の向上において、代表的なハード対策である屋根付岸壁は、港内防風雪施設と同様な屋根を岸壁上に建設するものである。衛生管理は、水産物の鮮度および清潔の保持を目的としたソフトとハードの対策が一体となった取り組みであり、屋根付岸壁は、魚体の温度（以下、魚体温という）上昇の抑制、雨水による鮮度低下の抑制や鳥糞等の混入防止に効果があり、水産物の品質向上を図る役割があると言われているが、その効果を定量的に評価する手法がない。

今後の港内防風雪施設及び屋根付岸壁の整備においては、事業評価の重要性が高まる中で、その効果を定量的に評価できる手法が求められている。



図-2.1 港内防風雪施設の例（大津漁港）

本研究では、作業環境改善の効果を定量的に評価する手法を確立するため、温熱指標の検討し、温熱指標を用いた作業効率の推定モデルを開発した。

これら成果の普及を図るため、現状での評価ツールに加えて既往整備施設の構造や設計に関わる技術的知見、利用の現状を体系的に整理し、港内防風雪施設設計評価マニュアル（案）（以下マニュアル）を作成した。

さらに、港内防風雪施設と同様な屋根を有する屋根付岸壁において漁獲物を取扱う場合の効果を検討する。図-2.2 に示す漁獲物の取扱状況における屋根付岸壁の日射防止の効果に着目した現地調査を実施し、その成果を踏まえ、陸揚げから出荷・流通の過程を想定した実験を

行い、屋根付岸壁の日射防止による漁獲物の鮮度保持効果の推定手法を提案する。

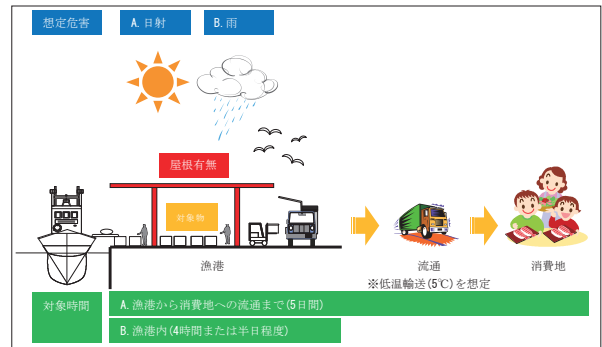


図-2.2 屋根付岸壁での漁獲物の取扱状況

2.2 温熱指標を用いた実用的な作業効率の推定法

2.2.1 被験者実験の方法

実験は、主に低温室内で実施し、被験者は、札幌在住の20代～50代の男女各8名の計16名で実施した。着衣量は、「light」と「heavy」の2ケースであり、「light」は、下着、セーター、ももひき、および上下作業着を着用したもの、「heavy」は、さらに上下防寒服を着用したものである。表-2.1 に示す温熱環境と実験条件のもとで、被験者は実験毎に45～60分間暴露され、図-2.3 に示した温冷感や熱的快適感（Gaggeら、1967）¹⁾などの温熱心理（主観的温熱感覚）を自己申告した。同時に、温熱環境が作業能力・効率へ及ぼす影響を調べるための被験者実験として、図-2.4 に示すように、主に指先を使う単純な作業を実施し、単位時間当たりの作業量をカウントした。Task A～Cは、数十秒間（A:45秒、B:90秒、C:15秒）作業して数分休憩するサイクルで45分間繰り返した。他方、Task Dは休憩を含まず、60分間程度（温熱条件により異なる）、持続的に実施し、数分間隔で作業量をカウントした。特に後者は、継続的に行う網外し等の軽作業に近いと考えられる。

表-2.1 主な実験（環境）条件（低温室内）

気温 (°C)	-10.5 ~ +10.5
globe温度 (°C)	-10 ~ +11
平均風速 (m/s)	0 ~ 2.4 m/s
相対湿度 (%)	52 ~ 61 %
着衣量 (clo)	1.9 (light) , 2.9 (heavy)
代謝率 (met)	Task A: 1.2, Task B: 1.6 Task C: 1.0, Task D: 1.2

注) 無風・温暖状態でも実施（室温27°C）

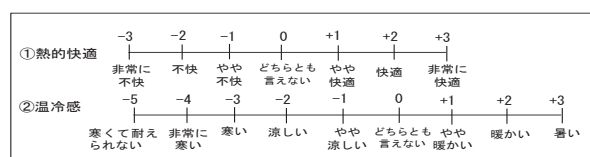


図-2.3 主な温熱心理反応の主観申告項目



図-2.4 本実験で実施したモデル作業

環境側計測項目は、気温、風速、グローブ温度（放射温推定）、相対湿度とし、人体側要素である代謝量については、将来的な現場への実用性に配慮し、種々の身体活動に応じた代謝率の一覧表（ASHRAE Handbook, 1993）²⁾により推定し、着衣量についても簡易的に衣服重量から推定した（空気調和・衛生工学会編、1997）³⁾。

さらに、簡易的ではあるが、現地実験として、2009年1月28～30日、網走港新港地区の-3.5m物揚場（図-2.5）にある防風雪施設の内外において、同様な被験者実験を行った。被験者は札幌在住の30～50代の男性4名であり、モデル作業としてTask Dのみ実施した。表-2.2には実験時の主な気象条件、図-2.6には実験状況を示す。着衣量は、表-2.1に示す“light”である。なお、表中の“施設外”とは防風雪施設の近傍の岸壁を表す。また、実験時の天候は曇りであり、体感的にも日射の影響は感じられなかった。

2.2.2 温熱心理に関する実験結果および温熱指標の検討

(1) 温熱指標の定義と適用性を検討した温熱指標

快適性や温冷感等の人間の温熱感覚を左右するのは、人体と環境との間の熱交換の結果である熱収支量である。この熱交換プロセスには、おもに4つの温熱要素（気温、平均放射温度(MRT)、相対湿度、風速）と2つの人間側

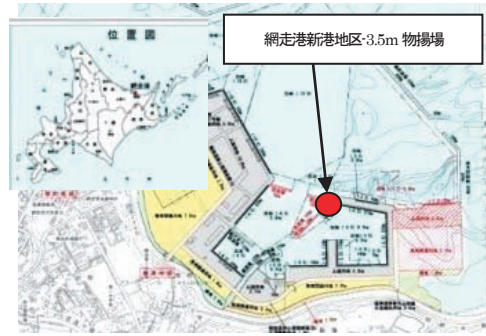


図-2.5 網走港実験箇所

表-2.2 現地での環境条件

回	実施場所	平均風速 v (m/s)	風向	平均気温 (°C)	WCI
1回目	施設内	0.08	SE	1.70	414.8
2回目	施設内	0.55	WNW	-1.78	602.2
3回目	施設外	2.08	SW	1.42	720.0
4回目	施設外	3.90	NW	3.50	775.8
5回目	施設外	1.95	NE	3.75	657.1
6回目	施設外	0.55	E	1.91	538.4
7回目	施設外	0.23	SE	1.47	474.4
8回目	施設外	2.97	WNW	-1.22	845.6



図-2.6 現地での実験状況

の要素である代謝量、着衣量が影響していると考えられている。温熱環境を評価する指標として、これらの要素を組み合わせてできた変量を温熱指標と呼ぶ。本研究では、5つの温熱指標、①T0；作用温度、②SET*；標準新有効温度、③WCI；風冷指数、④TL；温度負荷量、⑤TSI；温冷感指数、の寒冷環境下における適用性と、最も有効な温熱指標について検討している（木岡ら、2005⁴⁾、Kiokaら、2006⁵⁾）。この既報の中で、温熱指標としてWCI(Wind Chill Index)が実用上最も有効であることを示した。WCIとは、人体の皮膚温度を模した表面温度33°Cの円筒から奪われる熱量(kcal/m²h)を気温 t_a (°C)と風速 v (m/s)の2つの変数の関数として表したものである。もとは寒冷環境における凍傷予防のために提案された実験的指標で、次式(1)で表される(Sipleら、1945)⁶⁾。

$$WCI = (10.45 + 10\sqrt{v-v_0})(33 - t_a) \quad (1)$$

(2) 温熱指標の低温環境下での適用性の検討

本実験条件の範囲内では、温熱心理は、同じ寒冷環境

下でも、暴露時間が長くなるにつれ、温熱感覚が低下し（より寒く感じる）、いずれ熱平衡状態に達して、一定値に達する傾向のものが多かった。温熱感覚は時間にも依存すると考えられるが、ある程度時間が経過すれば、時間に依存しないと仮定し、本研究では、代表値として、個々の実験での最終申告値（45分経過時、Task D では60分経過時）のものを用いることとした（Kiokaら、2006⁹⁾、木岡ら、2007⁷⁾）。また、前述のような他の温熱環境評価のための温熱指標の適用性は、温熱心理と指標値との相関性で評価されることが多く、さらに温熱心理は温冷感(T.S.V)で代表させることが多い。本研究においても、主に指標値と温冷感の関係について検討してきた。

まず、各実験ケースにおける温熱心理および温熱指標値の男女それぞれの被験者平均をとり、共分散分析によって、温熱心理と温熱指標値との関係の男女差（性差）について検討した。その結果、既報と同様に、有意水準1%では、男女間に有意な差はないという検定結果となった。男女間に差がないと仮定できたことから、全被験者平均をとり、温熱心理（温冷感）と指標値との関係やその相関性について調べた。図-2.7には、WCI を例にその関係を示した。

また、今回の現地での実験結果も室内でのそれと同様な傾向を示している。次に、過去の実験データを統合し、温熱心理と各指標値との相関性を調べた。表-2.3には標本相関係数とその有意性の検定を行った結果を示す。なお、Pearson の相関係数のほか、データのノンパラメトリック性も考慮して、Speaman の順位相関係数も推定した。温熱心理と温熱指標とはよい相関性があり、本研究で検討したすべての温熱指標は有意水準1%で有意となり、その有効性が伺えた。さらに、本実験の範囲内では温熱心理と温熱指標値との関係は、SET*を除き、概ね直線的で実用的には好ましい関係が得られた。実用的には、式(1)に示すように入力値が風速と気温のみで計算方法も簡便な WCI が温熱心理を表すのに十分であると考

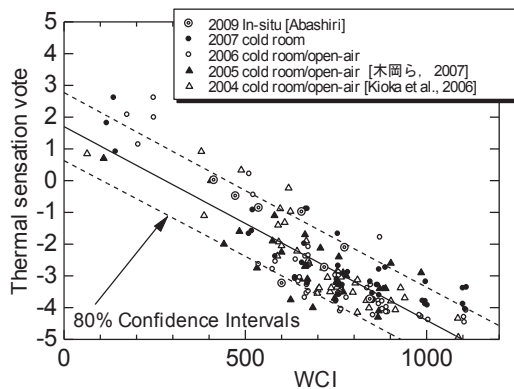


図-2.7 温冷感(T.S.V)と温熱指標値(WCI)との関係および過去の実験結果(Kioka et al., 2006⁹⁾、木岡ら、2007⁷⁾との比較例(同一温熱環境下での全被験者平均をプロット)

えられる。同指標は、比較的温暖な環境も含めて直線性があり、幅広い範囲でその適用性が伺える。そのため、温熱指標としてWCIを用いることとした。

表-2.3 各温熱指標と温熱心理（温冷感）との標本相関係数とその検定（過去のデータを含む）

Pearson の相関					
	SET*	WCI	TL	T0	TSI
R	0.741	-0.849	0.712	0.812	0.870
T	13.969	-20.305	12.812	17.591	22.294
判定	**	**	**	**	**

Speaman の順位相関					
	SET*	WCI	TL	T0	TSI
R	0.688	-0.794	0.675	0.664	0.805
T	11.998	-16.509	11.569	11.246	17.141
判定	**	**	**	**	**

R:標本相関, T:検定統計量 $t_{n-2}(e2)$ 標本数:162
*5% 有意 **1% 有意 - なし 1%:2.61, 5%:1.98

2.2.3 温熱環境が作業能力へ及ぼす影響⁹⁾

(1) 概説

現場での作業形態は魚の移動のほか、主に指先を使う魚の網外し等があり、本検討では、この作業が寒さによる影響を受けやすいと考え、前述のようなモデル作業を実施している。また、被験者の手には軍手さらにその上にゴム手袋を着用しているが、これは防風雪施設が整備された漁港での漁業従事者からのヒアリング調査に基づく。実施したモデル作業のうち、Task A~C は、数十秒のごく短い時間における作業能力や瞬発能力を検査する作業である一方、Task D は持続性・継続性を有する作業である。現場でいえば、前者は休止を頻繁に挟む間欠的な作業、後者は魚の箱詰めや網外し等の軽作業に近いと考えられる。よって両者は性格が異なるため分けて考える。

(2) Task A~C の場合

まず、図-2.8に、例としてTask C の暴露時間にもなる単位時間当たりの作業量(打印度数)の推移を示す。暴露時間とともに作業量が低下し、同じ温熱環境でも、時間的依存性が大きい事が推察される。

既報と同様、ある環境下において、作業能力 W (本実験では時間当たりの仕事のカウント数)の時間依存性を、

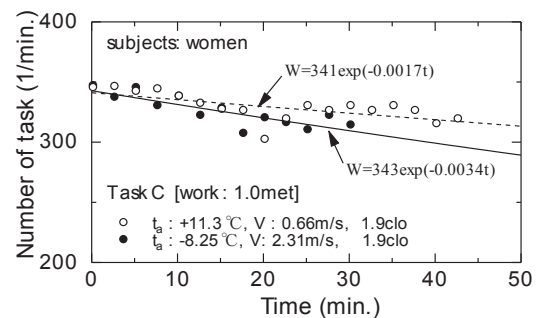


図-2.8 暴露時間にもなる作業量(1/min.)の推移例(Task C、女性被験者平均)

時刻 $t=0$ で、作業能力 $W=a$ (作業能力の初期値)、 $t \rightarrow \infty$ のとき、 $W \rightarrow 0$ と考えて、式(2)のような関数で表されると仮定する。ここで、 b は時間に関するパラメータである。

$$W = a \exp(-bt) \quad (2)$$

前述の図-2.8 の実験値にその関数を当てはめた場合の曲線を示しているが、その他のケース及び Task A、B についてもおよそこの関数の当てはめが可能であった。式(2)における b は、実用的には、前述の温熱指標から推定できれば便利である。そこで、図-2.9 に、温熱指標の代表例として WCI と b との関係を示す。なおこれらの結果は被験者平均に基づくものである。バラつきはあるが、 b と温熱指標とは関係があり、寒くなれば、 b が増大し、作業能力が低下する傾向が見て取れる。表-2.4 には、個々の Task の場合の、 b と温冷感、各温熱指標値との標本相関係数 (Speaman の順位相関) を示す。それらの相関性はすべて 1% で有意であった。さらに、WCI との相関性が比較的高いことも都合の良い結果となっている。また、 b を非負と仮定し、それを温冷感または各指標値を用いて初等関数で近似しようとすると、指数形が良い近似を与えた。

ただし、図から分かるように、場合により、実際には b は負値 (作業性が向上) となり得るが、実用性と本検討の趣旨を踏まえ、寒冷環境の範囲内で暗に非負と仮定する。また、温熱感覚の場合と同様に、すべての Task に対する有意な性差は認められなかった。

次に、作業の初期値 a と温冷感、各温熱指標値との相関性について調べたが、既報と同様に、 a のそれらに対する依存性はないと見なす事ができた。すなわち、 a は

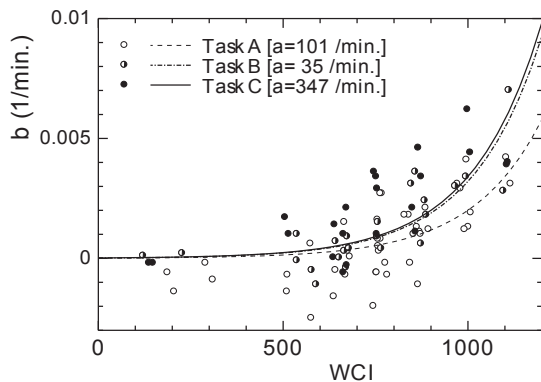


図-2.9 作業能力 W のパラメータ $b [W=a \exp(-bt)]$ と温熱指標値 (WCI) との関係例 [Task A-C]

表-2.4 作業能力 W のパラメータ $b [W=a \exp(-bt)]$ と温冷感、温熱指標値との標本相関係数 [speaman の順位相関]

Task	温冷感	SET*	WCI	TL	T0	TSI
A	-0.859	-0.623	0.782	-0.565	-0.646	-0.781
B	-0.853	-0.739	0.789	-0.703	-0.800	-0.826
C	-0.756	-0.582	0.774	-0.537	-0.554	-0.762
D	-0.787	-0.714	0.834	-0.662	-0.805	-0.844

暴露直後であれば、その温熱環境にあまり依存せず、後述のように、一つの基準値として扱う事ができる。

(3) Task D の場合

この Task D、つまり持続的・継続的な作業 (休憩なし) の場合の作業低下のモデルは、前の議論を準用すれば、式(2)を積分したものと考えることができる。つまり Task A~C の時間あたりの作業量 (微分量) でいえばそれを累積 (積分) していくイメージである。実験方法としては、単に、カウント可能な単純な作業を継続して行い、決められた時刻に作業量 (累積値) をカウントするものである。図-2.10 には、予想される累積作業量 W_C の時間推移の模式図を示し、そのモデルを次式で表されると仮定する。

$$W_C = k[1 - \exp(-bt)] \quad (3)$$

上式は、 $t \rightarrow \infty$ で $W_C \rightarrow k$ となって、ある一定値 k に収束することを示している。

式(3)を時間 t で微分すれば、

$$dW_C / dt = W = bk \exp(-bt) \quad (4)$$

ここで、 $bk=a$ とすれば、式(3)は式(2)の積分形となっていることが分かる。つまり、 bk は、時間 $t=0$ における曲線の接線であり、前述の作業の初期値に相当するものであり、理想的には、温熱環境に依存しない量と推察される。

まず、実験結果の差分 (微分) をとって、前述と同じ方法で整理・解析する。言い換えれば、作業量を累積せずに、いくつか分割された計測時間間隔内での作業量 (単位時間あたり) をカウントしていく。図-2.11 に、

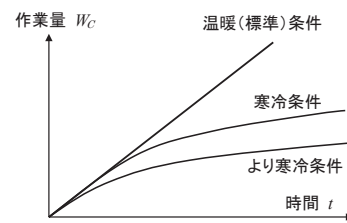


図-2.10 持続作業における作業量の時間推移のモデル図

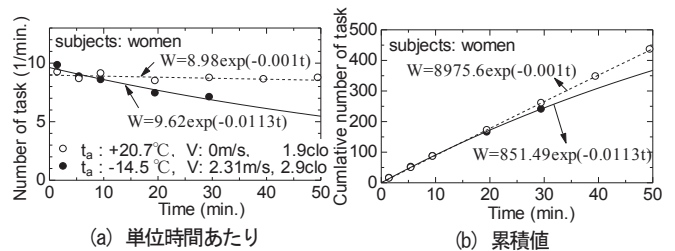


図-2.11 暴露時間にもなう作業量の推移例 (Task D, 女性被験者平均)

暴露時間にともなう作業量の推移例を示す。同図(a)は、単位時間あたりの作業量を示している。先と同様に式(2)を当てはめた場合の式も表示したが、多くの場合にこの式で作業量の低下傾向を表すことができた。逆に、同図(a)で推定された指数関数を時間に関してそのまま積分し、もとの作業の累積値と比較した結果を同図(b)に示す。この積分された式は、式(4)となるが、この式も実験値をよく表し、本モデルが妥当であることが分かる。そこで、先のTask A~C の場合と同じような解析・検討を行うことができる。

図-2.12には、前述の図-2.11と同様に、Task D の場合の温熱指標(WCI)と b との関係例、および初期値 $bk(=a)$ との関係例を示す。前述のTask A~C の場合と同様に、 b と温冷感、各温熱指標値との間に相関性があること(1%有意)、実用性が高いWCI との相関性が比較的高いこと(既出の表-2.4)、 b は温熱指標の指数形で表せると仮定できること、性差が認められない事、そして、作業の初期値 $bk(=a)$ と温冷感、各温熱指標値とは無相関であること、等の結果が得られた。

(4) 実用的な作業効率の推定法

ある暴露(作業)時間 T における作業効率 η は、式(3)で $t=T$ とし、または式(2)を T まで積分して得られる作業量を、基準(標準環境)となる作業量($bk=a=const.$ と仮定)で除して、次式(5)で表され、結局 b と T のみの関数となる。

$$\eta = k[1 - \exp(-bT)] / \int_0^T b k dt = \frac{1}{bT} [1 - \exp(-bT)] \quad (5)$$

つまり、「時間 T までの作業量」を、「温熱環境に依存しない初期値(単位時間当たり)に T を乗じ、これを標準環境での作業量と仮定した基準量」で除したものと定義した。図-2.13には、上式を用い、WCI を用いた作業効率の試算例(作業時間が1時間の場合)を示した。なお、図中にはTask A~C も示したが、仮にそれらの作業が T まで継続できたと仮定している。この場合、Task D が作業効率の低下が最も大きいことが推察される。ここで例として、気温 -5°C 、風速 5m/s の場合、施設整備によって風速が 1m/s まで低下できたと仮定する[WCI:1057 \rightarrow 740]。この場合、作業時間(休憩までの作業継続時間)を1hとし、Task D を参照すれば、作業効率は $0.76 \rightarrow 0.93$ となり、約20%効率が上昇すると推定される。

2.3 港内防風雪施設評価マニュアルの作成

2.3.1 データ収集と整理

図-2.14に示す既往の防風雪施設の整備事例のデータを収集した。そして、防風雪施設の計画から設計に至る

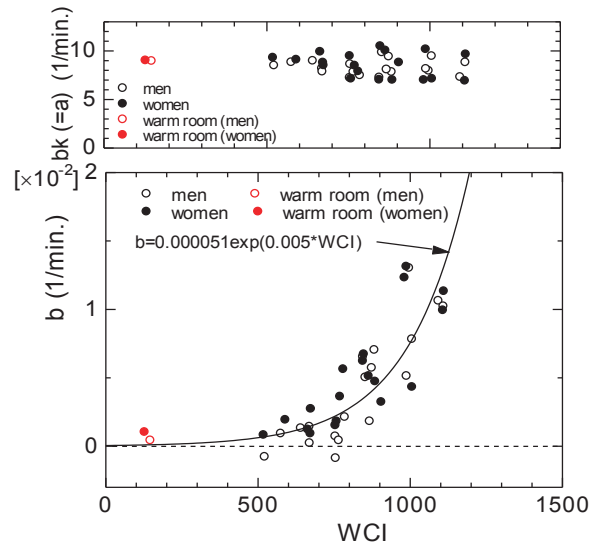


図-2.12 継続作業(TaskD)における作業能力 W のパラメータ $[bk(=a), b]$ と温熱指標、温熱心理との関係例 [上図が $bk(=a)$ 、下図が b]

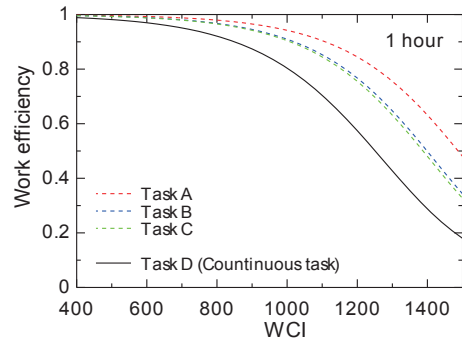


図-2.13いくつかの作業形態における温熱指標 WCI による暴露時間をパラメータとした作業性低下の試算例

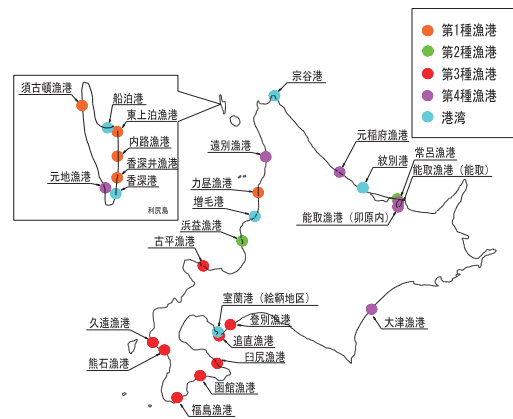


図-2.14 対象施設一覧

一連の作業を図-2.15のように考えて、得られたデータを項目毎に整理した。さらに、現場技術者が防風雪施設の計画・設計を行う際に、作業のすすめ方や留意点を把握しやすいように、設計条件等に関わるデータが整備されていた5ケースについて、設計事例を作成した。

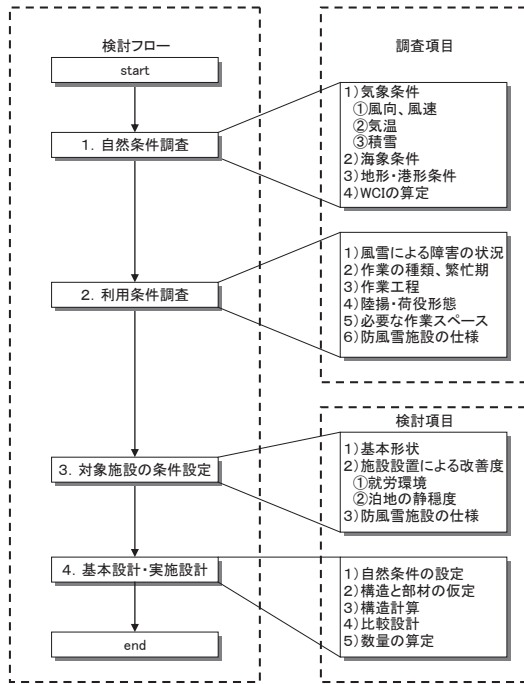
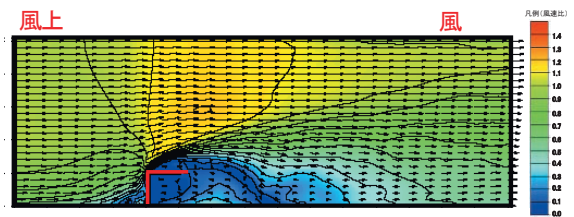


図-2.15 施設の計画・設計に関わる全体フロー

表-2.5 マニュアルの構成

1. はじめに
1-1 本マニュアルの目的
1-2 対象施設
1-3 用語の定義
2. 港内防風雪施設の機能
2-1 港内防風雪施設の機能
3. 港内防風雪施設の設計
3-1 基本的な考え方と検討フロー
3-2 調査
3-3 計画
3-4 設計
4. 港内防風雪施設の整備効果
4-1 港内防風雪施設の整備効果の考え方
4-2 港内防風雪施設の便益額算定手法
4-3 新たな評価手法の提案
5. 設計事例



↑ 港内防風雪施設

図-2.16 内防風雪施設周辺の風速比分布の例

2.3.2 マニュアルの作成

これまでの研究成果を取りまとめ、港内防風雪施設設計評価マニュアル（案）を作成し、寒地土木研究所 HP¹⁰上で公開した。マニュアルの構成は表-2.5 のとおりである。港内防風雪施設は、一般的に建築基準上の建築物と扱われており、本マニュアルは、港湾や漁港の設計の基準類のほか、構造設計の範囲では建築基準に準拠した内容で取りまとめた。以下に、マニュアルの内容を要約する。

(1) マニュアルの目的

港湾及び漁港に設置する港内防風雪施設の調査・計画・設計・評価において、実務担当者の作業の円滑化を目的とする。

(2) 港内防風雪施設の機能

港内防風雪施設は、屋根と壁を組み合わせることにより、風の流れに対して障害物としての役割を果たし、風向を変化させて施設背後に弱風域を形成させ（図-2.16）、風によって起きる各種障害の解消もしくは軽減を図るものである。さらに、施設の屋根下の積雪や作業中に吹き付ける風雪についても、解消もしくは軽減を図るものである。

(3) 港内防風雪施設の設計

港内防風雪施設の設計は、港の気象条件を把握し、現在及び将来の施設利用のあり方等を勘案のうえ、必要な防風効果が得られるように施設を計画し、適切な構造計算を行う（図-2.17）。

① 調査

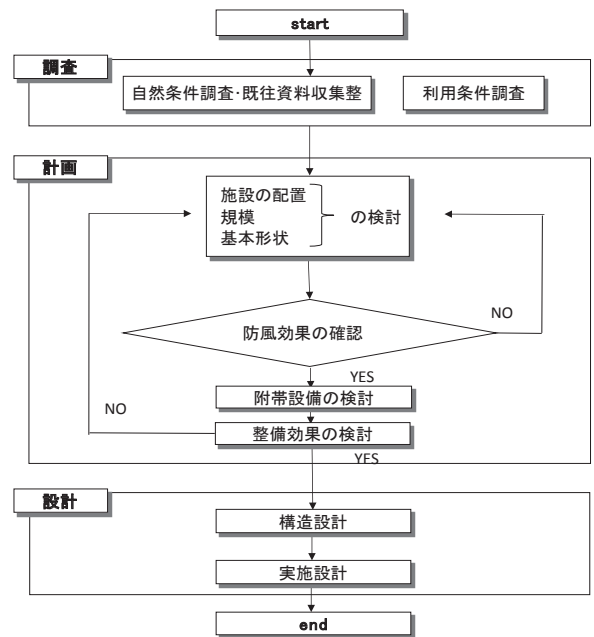


図-2.17 港内防風雪施設設計フローチャート

・ 自然条件調査

防風雪施設設置予定位置の風況を明らかにするために、風況実測調査を行う。

・ 既往資料収集

港の最寄りの気象官署の風況資料を収集整理し、港の長期的な風況特性を明らかにする。また、風況の他、必要に応じて気温や降水量、降雪等についても収集整理を

行う。

・利用条件調査

防風雪施設を計画する基礎資料とするために、計画位置における作業条件、風雪による被害・障害状況、施設に対する要望等を把握する。

②計画

・港内防風雪施設の配置・規模・形状の検討

港内防風雪施設は、エプロン上において、風雪を軽減すると同時に、防風壁及び柱により作業車や車両の導線を遮断し、屋根により高さ方向の制限が加わる。このため、利用条件が加味されなかつ防風効果を得られる配置・規模・基本形状を計画する。

・防風効果の確認

防風効果の確認は、風況シミュレーションを用いる。防風効果から施設整備後の風速を求め、施設整備前と整備後の温熱指標値 (WCI) を算出する。

しかしながら、防風効果の簡易予測手法 (渥美ら、2008⁸⁾) が提案されているため、平均風速比簡易予測図集と施設条件が類似している場合には、風況シミュレーションをせずに、同手法での推定が可能となっている。

・付帯設備の検討

港内防風雪施設の利便性・安全性の向上を図るための付帯設備の検討を行う。

③設計

防風雪施設は、建築基準等に準拠し構造物の設計を行う。構造設計としては、上屋の設計と基礎の設計がある。

(4) 港内防風雪施設の整備効果

①整備効果の考え方と便益額算定手法

港内防風雪施設の整備効果は、各関係機関が発行している資料等を用いて適切に評価するものであり、便益額算定可能な項目は各事業の評価に関する解説書又はガイドライン等に基づいた算定手法により、適切に算定するものである。

港湾の評価に関する解説書¹¹⁾によれば、港内防風雪施設の整備効果として作業効率の向上による業務コストの削減、商品価値低下の回避に寄与できると考えられる。ただし、商品価値低下については、荷役時間の増加などの業務の非効率によって明らかに鮮度が低下し、漁価が下がる場合のみ計上する。一方、漁港の評価に関するガイドライン¹²⁾においては、水産物生産コストの削減効果、漁獲物付加価値化の効果、漁業就業者の労働環境改善の効果に寄与できると考えられている。

②新たな評価手法の提案

これまでの本研究の成果から港内防風雪施設の整備効果に対する定量的な評価手法を提案した。

・就労環境改善の推定方法

図-2.18 は、温熱指標値 (WCI) と温冷感との関係であり、図の縦軸は表-2.6 の温冷感である。図をみると、WCI の値が大きくなると温冷感は感覚的に厳しいものとなっていく。このように、WCI と温冷感の良い対応をみせており、寒冷環境下において、風速や気温から温熱心理を概略に推定することが可能である。

・作業効率の推定方法

図-2.19 は温熱指標値 (WCI) と作業効率との関係であり、図の縦軸は作業効率を示している。図はいくつかの作業形態における WCI と作業性低下を試算したもので、1時間継続して作業を行った場合である。

TaskA はペグボート試験、TaskB は針金通し、TaskC はタッピング試験、TaskD は紐結び作業の実験結果に基づいたものである。温暖な条件の作業効率を1とした場合、厳しい条件になるにつれて、作業効率が低下していくことを示している。作業効率の推定においては、実際の港内防風雪施設内で行われている作業の種類と作業継続時間を考慮して、適切な図表及び曲線を用いる必要がある。

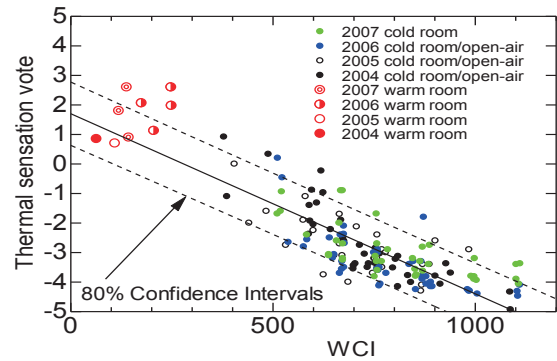


図-2.18 温熱指標 WCI と温冷感との関係

表-2.6 温冷感 (thermal sensation vote)

+3 暑い	-1 やや涼しい
+2 暖かい	-2 涼しい
+1 やや暖かい	-3 寒い
0 どちらとも言えない	-4 非常に寒い
	-5 寒くて耐えられない

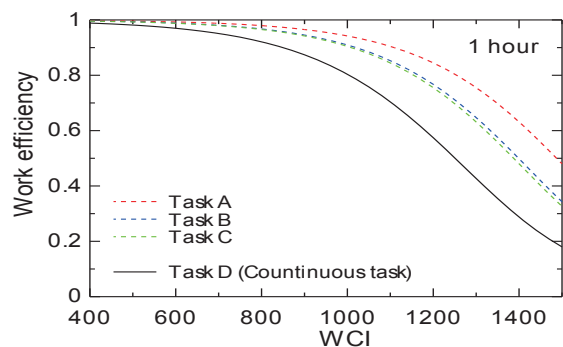


図-2.19 いくつかの作業形態における WCI と作業効率の関係 (暴露時間が1時間の場合)

2.4 屋根付岸壁の漁獲物に対する衛生管理機能の評価 法提案

2.4.1 現地調査¹³⁾

(1) 調査の概要

陸揚げから出荷・流通における屋根付岸壁の鮮度保持効果を確認する実験の実施にあたり、実験方法を検討するために現地調査を行った。現地調査は、図-2.20 に示す3箇所において、サケ(羅臼漁港)、クロソイの活魚(室蘭港)、ヒラメの活魚(久遠漁港)を対象に行った。調査項目を表-2.7に示す。

なお、魚は底引き網や刺し網等で水揚げされる際に斃死している。鮮度の比較においては、斃死する時間のバラツキを可能な限り小さくすることが求められるため、活魚を同時に絞めることで鮮度の適切な評価に努めた。



図-2.20 現地調査位置図

表-2.7 現地調査項目

観点	項目
鮮度	屋根下と屋根外で気温の測定
	陸揚げ～流通まで想定しての魚体温の測定
	魚体温の上昇要因として日射量の測定
	魚体の鮮度判定として生鮮魚介類の鮮度判別指標であるK値の測定
	雨の影響を想定した模擬実験による魚体の鮮度(K値)の測定
清潔	魚体の体表から採取した低温細菌の計測

(2) 調査結果

調査対象の3港を代表して、以下に室蘭港の気温、魚体温及び日射量の経時変化を図-2.21、図-2.22に示す。気温は、日の出から正午過ぎまで上昇し、温度差があるものの、屋根外と屋根下の温度も上昇している。一方、日射量と魚体温の時間的ピークは異なるが、日射量を積算した値(図-2.23)と屋根外の魚体温と屋根下の魚体温の差を積算した値(図-2.24)について、高い相関が得られた(図-2.25)。これにより、日射量から屋根外と屋根下の魚体温度の差を推定することが可能となった。

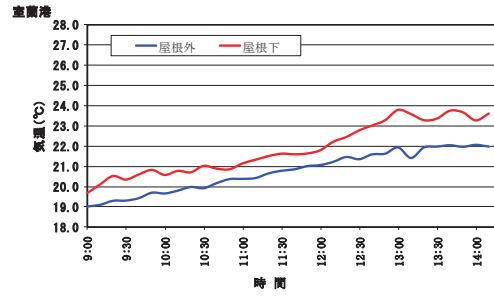


図-2.21 屋根外と屋根下の気温の経時変化

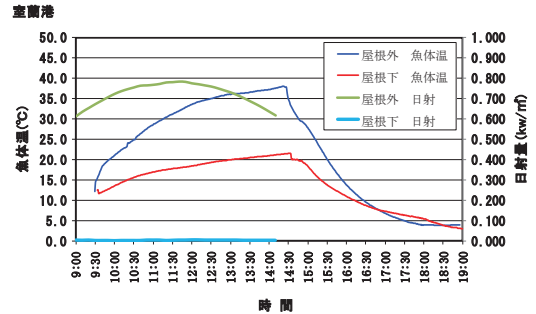


図-2.22 屋根外と屋根下の魚体温及び日射量の経時変化

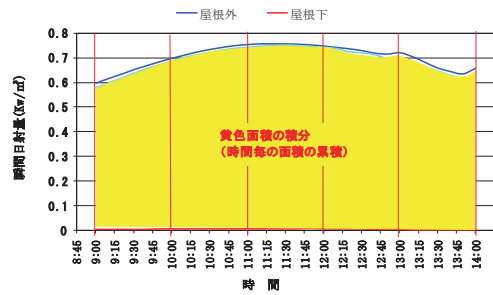


図-2.23 日射量積算値のイメージ

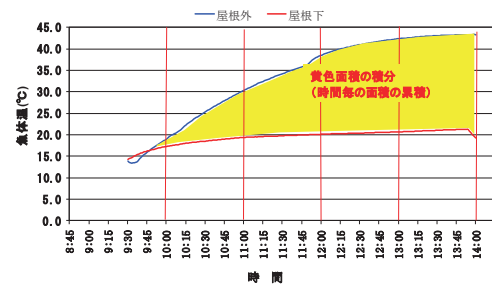


図-2.24 魚体温差積算値のイメージ

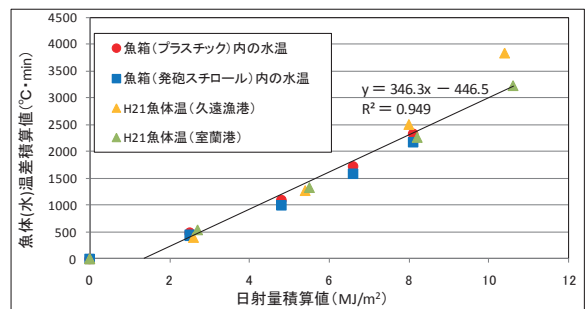


図-2.25 日射量積算値と魚体温差積算値の関係

2.4.2 陸揚げ～出荷・流通の過程を想定した実験¹⁴⁾

(1) 鮮度の指標

鮮度の定量的な指標として、*K* 値を使用した。死後の魚介類は、自己の消化酵素によってアデノシン3リン酸(ATP)を分解することが知られており、分解の過程は、ATP→アデノシン2リン酸(ADP)→アデノシン1リン酸(AMP)→イノシン酸(IMP)→イノシン(HxR)→ヒポキサン(Hx)の順に進む。*K* 値は、この分解の進行程度を数値化した鮮度判別の指標の1つであり、生鮮魚介類の*K* 値が20%以下だと刺身での食が可能と言われ、以下の式(6)で求める。

$$K \text{ 値} = \frac{(H_xR + H_x)}{(ATP + ADP + AMP + IMP + H_xR + H_x)} \times 100 \quad (6)$$

本実験では、試料採取直後に*K* 値を計測することが困難であったため、採取された試料を固定化液(PCA 溶液)に入れて冷凍保存し、試験室に搬送し、解凍後、高速液体クロマトグラフを使用した手法で*K* 値を計測した。本手順では、一般的な手順と比較して、固定化作業及び凍結保存する点に特徴がある。この手順に関する鮮度への影響について、回収率および平行精度を検討した結果、一般的な理化学試験と同様かつ妥当な成果が得られた(表-2.8)。

表-2.8 回収率および平行精度の比較

	一般的な手順	本実験の手順
回収率	70~120%	90~110%
平行精度	10%以下	10%以下

(2) 実験手順

実験は、陸揚げ時の温度が出荷・流通の過程を再現するために、図-2.26 の手順で行った。陸揚げ時の温度は、0℃、10℃、20℃、30℃の4ケースで、開始から4時間30分経過後まで各温度を一定に保ち、その後30分間で流通の温度(5℃)に変化させ、5日目まで試料を採取した。採取した試料は直ちに凍結保存し、実験終了後試験室で*K* 値を計測した。

(3) 実験の結果

図-2.27 に、気温30℃は30h程度で生鮮取扱目安の*K* 値20%を超えていた。経過時間54h以降では、気温10℃と20℃の*K* 値にほとんど差はなく、気温30℃も含めて全ての条件で同じような増加傾向を示した。

また、一般的に生鮮扱いの*K* 値の目安は20%と言われており、気温が30℃と20℃以下において、生鮮取扱時間の差が約1.5日(36h)生じると考えられる。また、気温0℃の条件で28.5hから52.5hに*K* 値が大きく増加して

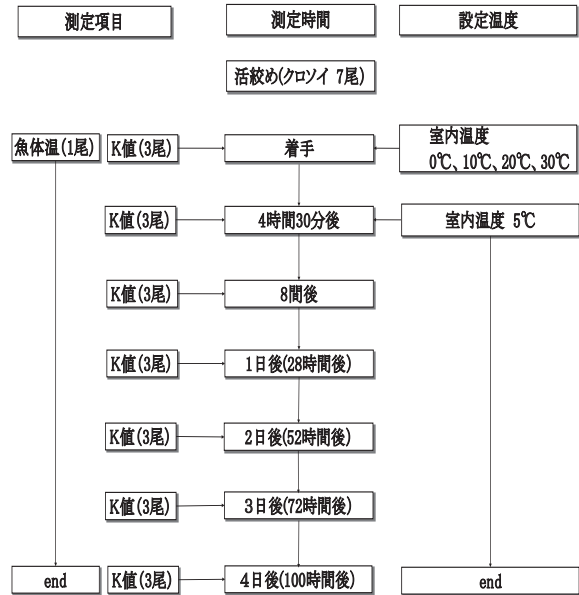


図-2.26 陸揚げから出荷・流過程を想定した実験手順

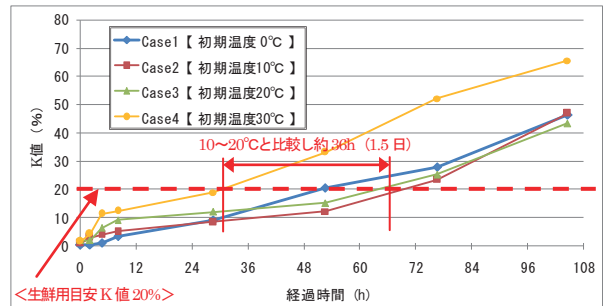


図-2.27 陸揚げから出荷・流通を想定した*K* 値の変化

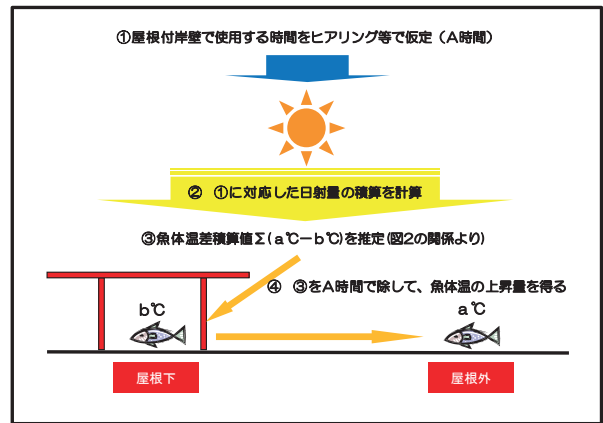


図-2.28 日射防止で抑制される魚体温の推定手順

いる。これは、陸揚げ時に凍結した魚体が流過程の5℃で解凍され、鮮度が大きく低下したものと考えられる。

2.4.3 屋根付岸壁の日射防止による鮮度保持効果の推定手法¹⁵⁾

(1) 魚体温度差を推定する手順

屋根付岸壁の日射防止による魚体温度差を求める手順を図-2.28 に示す。

①屋根付岸壁を使用する時間を A と仮定

屋根付き岸壁を利用する漁業種類毎に、漁期、陸揚げ開始時間、漁港(岸壁)での水産物の滞在時間等について、簡易なヒアリング等で把握する。

② A における日射量の積算値を計算

全天日射量を観測し、漁港(岸壁)での水産物滞在時間に対応する日射量を積算する。

なお、気象官署で公表されているデータは、昼夜を含めた時間当たりの平均値が示されており、そのまま日射量を積算すると過小評価になる。そのため、日射量の詳細データを入手し、漁港(岸壁)での水産物滞在時間で積算することが望ましい。

③屋根外と屋根下の魚体温差積算値を推定

屋根外と屋根下の魚体温差の積算値は、図-2.29 に示すような日射量積算値と高い相関が得られている。そのため、日射量積算値から魚体温差積算値を次式(7)により推定することが可能である。

$$y = 346.3x - 446.5 \quad (7)$$

y : 魚体温差積算値 (°C・min)

x : 日射量積算値 (MJ/m²)

④屋根外と屋根下の魚体温の推定

・屋根下の魚体温

屋根下の魚体温は、船上から運搬する際の取扱い温度

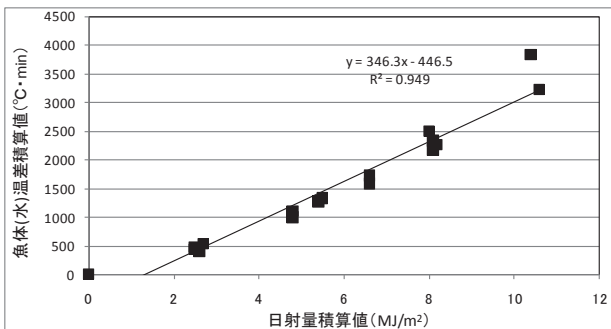


図-2.29 日射量積算値と魚体温差の関係

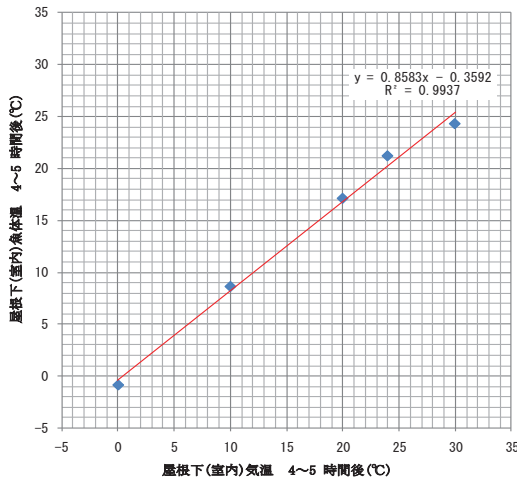


図-2.30 気温と屋根下の魚体温の関係

で設定することが考えられる。しかしながら、取扱時間が長い場合などで魚体温が明らかでない場合には、屋根下の魚体温と気温に高い相関(図-2.30)が得られていることから、気温に 0.9 を乗じて推定することが可能である。

・屋根外の魚体温

魚体温差積算値を水産物滞在時間除すことにより、屋根外と屋根下の魚体温度差が得られる。魚体温差については、漁港(岸壁)での水産物滞在時間における平均的な温度差を求める方法(図-2.31)と日射による魚体温上昇が大きい場合の温度差を求める方法(図-2.32)が考えられる。なお、後者は過大な温度差を見積もる可能性があるため、日射量の多い期間など限定して使用することが望ましい。

(2) 鮮度の推定

(1)で求められた屋根下の魚体温と屋根外の魚体温から図-2.33 を用い、鮮度を推定することができる。

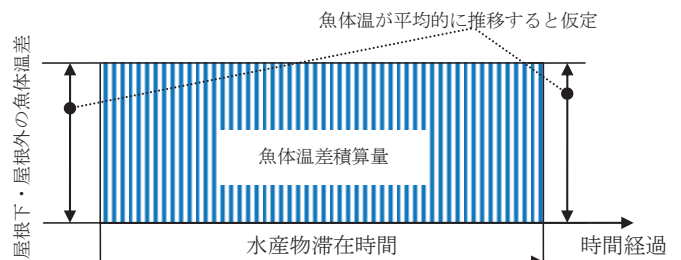


図-2.31 平均的な温度差

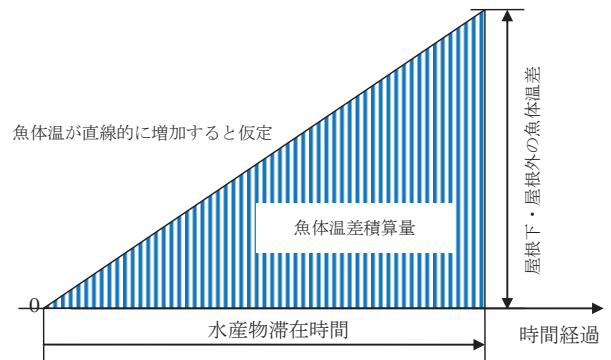


図-2.32 魚体温上昇が大きい場合の温度差

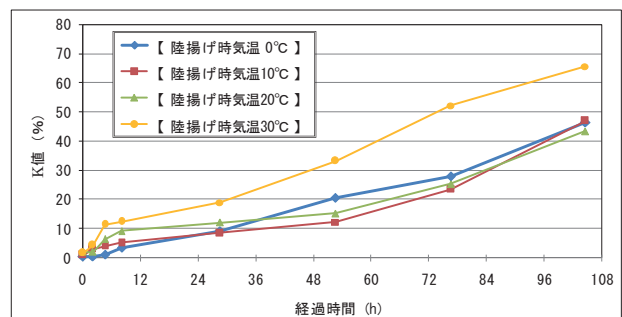


図-2.33 陸揚げ時気温の違いによる K 値の変化

2.5 まとめ

本研究では、作業環境改善の効果を定量的に評価する手法を確立するため、与えられた作業環境において人体の温冷感や熱的快適感を標準的に用いられている5つの温熱指標及びWCI改良型で検討した。その中で比較的相関性が高く、計算方法が気温と風速のみで簡便に求められる温熱指標 WCI³⁾を提案し、さらに、暴露時間と温熱指標をパラメータとして定式化を行い作業効率の推定モデル⁴⁾を開発した。

これら成果の普及を図るため、現状での評価ツールに加えて既往整備施設の構造や設計に関わる技術的知見、利用の現状を体系的に整理し、マニュアルを作成した。このマニュアルは、防風雪施設設計を行う技術者が調査・計画・設計を円滑に進めるために、施設整備の考え方を整理したものである。マニュアルでは、防風雪施設の有する機能、設計手法及び整備効果^{5),7)}を示している。防風雪施設の整備効果については、漁業就労者の寒冷下における作業環境改善の効果及び作業効率の低下を定量的に評価している。あわせて、研究成果を用いて便益算定の手法についても掲載した。これにより、防風雪施設の作業効率による費用対効果を算出することができるものとなった。

さらに、港内防風雪施設と同様な屋根を有する屋根付岸壁において、漁獲物を取扱う場合の効果を検討した。その結果、漁獲物の取扱における屋根付岸壁の日射防止の効果に着目した現地調査から「水産物の鮮度保持における日射を遮ることの有効性」と「漁体温と日射量の相関性」を明らかにした。そして、陸揚げから出荷・流通の過程を想定した実験により、屋根付岸壁の日射防止による漁獲物の鮮度保持効果の推定手法を提案した。

参考文献

- 1) Gagge, A. P., J.A. Stolwijk and J.D. Hardy (1967) : Comfort and thermal sensations and associated physiological response at various ambient temperatures, *Environmental Reserch.* 1, p.1.
- 2) ASHRAE (1993) : ASHRAE Handbook, Fundamentals, Chapter 8, pp.7-8.
- 3) 空気調和・衛生工学会編(1997) : 快適な温熱環境のメカニズム, 113p.
- 4) 木岡信治・渥美洋一・窪内篤 (2005) : 漁港等の冬季就労環境下における体感温実験とその評価, *寒地土木研究所月報*, No.623, pp. 2-15.
- 5) Kioka, S., Y. Atumi, A. Kubouchi and Y. Yamamoto (2006) : Sensory experiments and indices for thermal sensation/comfort under working environments of a fishery port during winter, *Proc. the 13th International Conference on Cold Regions Engineering.*
- 6) Siple,P.A and Passel C.F. (1945) : Measurements of dry atmospheric cooling in subfreezing temperatures, *Proc. of American Philosophical Society*, 89, No.1, pp.177-199.
- 7) 木岡信治・渥美洋一・山本泰司・増田亮(2007) : 冬季の漁港等における防風雪施設の機能評価を目的とした体感温実験と温熱指標の検討, *海岸工学論文集*, 第 54 巻, pp.1311-1315
- 8) 渥美洋一・木岡信治・山本泰司(2008) : 防風雪施設の減風効果簡易予測手法の開発, *土木学会北海道支部 平成 19 年度論文報告集*.
- 9) 木岡信治・山本泰司・小玉茂義・小林圭(2009) : 冬季の漁港等における防風雪施設内の作業効率に関する被験者実験, *海岸工学論文集*, 第 56 巻, pp1291-1295.
- 10) 独立行政法人土木研究所寒地土木研究所 HP, <http://www.ceri.go.jp/>
- 11) 国土交通省港湾局 (H16.6) : 港湾整備事業の費用対効果分析マニュアル
- 12) 水産庁漁港漁場整備部(H21.4) : 水産基盤整備(漁港・漁場・漁村)事業の費用対効果分析について
- 13) 小玉茂義, 小林圭, 廣部俊夫 : 屋根付岸壁における水産物の鮮度保持についてその1～現地調査～, *平成 22 年度日本水産工学会学術講演会論文集*, pp.195-196, 2010.
- 14) 小林圭, 小玉茂義, 廣部俊夫 : 屋根付岸壁における水産物の鮮度保持についてその2～室内実験～, *平成 22 年度日本水産工学会学術講演会論文集*, pp.197-198, 2010.
- 15) 本山賢司, 小玉茂義, 佐藤仁, 鎌田昌弘 : 屋根付岸壁における水産物の鮮度保持効果について, *平成 23 年度日本水産工学会学術講演会論文集*, pp.11-12, 2011.

3. 海水の出現特性と構造物等への作用に関する研究

3.1 はじめに

オホーツク海は、我が国において、唯一の氷海域である。ユニークで過酷な自然環境を構成する氷海域においても、社会的ニーズに対応した海岸・港湾施設の高度化・多様化、建設および維持管理のコスト縮減を可能とする技術の確立が急務となっている。本研究では、このような要請に応えるべく、特に暴浪や津波時等の一層過酷な条件も想定した氷海域における海洋・沿岸構造物の崩壊や変形・損傷をもたらす海水群の静的・動的な氷荷重推定法の提案ならびに氷群の接触・摩擦によって確実に進行する構造物材料損耗・劣化機構の解明とその推定法を明らかにする。また流氷観測を継続的に実施し、それらの推定に必要な、流氷の挙動や大きさに関する統計量や確率分布等の入力条件を整備するとともに、低コストかつ恒常的な流氷観測システムも提案するものである。過酷で複雑な氷海域システムにおける多種多様な環境外力と構造物の変形・劣化等の応答特性の解明とその推定手法等を統一かつ一体的に取り組んだ研究例は国内外になく、本研究成果は国内に対してのみならず、鉱物資源や石油天然ガス開発等で今後活発化される北極海への適用も期待できる。

3.2 IPS や ADCP を用いた北海道オホーツク沿岸における海水観測港湾構造物水中部劣化診断装置の開発

3.2.1 観測概要

図-3.1 および図-3.2 に示すように、北海道オホーツク沿岸において、IPS (Ice Profiling Sonar) や ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) を用いた海水観測を実施し、流氷移動や喫水深分布、そして凹凸特性等を定量的に明らかにした。

3.2.2 おもな結果と結論

特に、非定常性、非ガウス過程をもつ流氷下面の凹凸特性を解析、時間的にも空間的にも代表される正規化スペクトルは同一と仮定でき、その極めて複雑な海水断面の凹凸は、その「共通で代表的な正規化スペクトル」、及びその非定常性を間接的に表現する「海水喫水深の分散(標準偏差)」に集約され(図-3.3)、この2つのパラメータのみを用いてシミュレーションする手法を示した

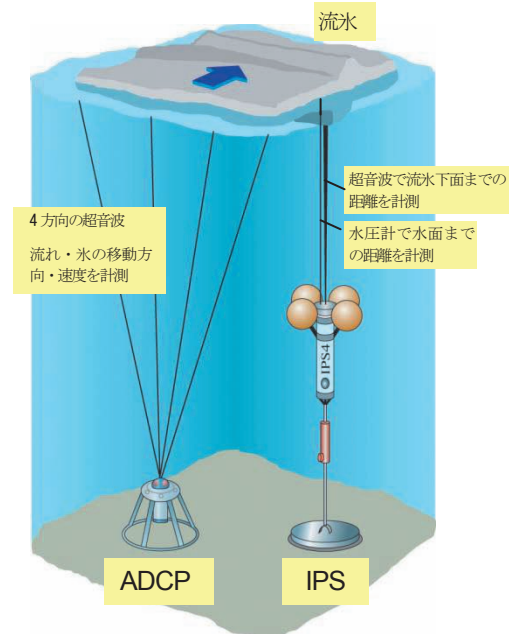


図-3.1 ADCP と IPS による流氷観測のイメージ

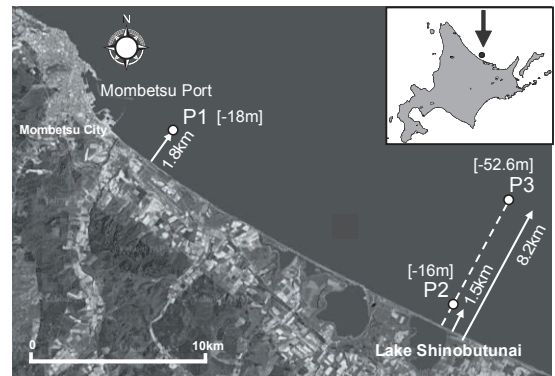


図-3.2 観測地点

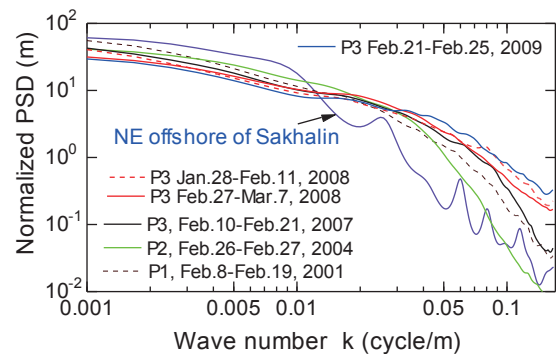


図-3.3 既往の調査で得られた代表正規化スペクトルの比較

(図-3.4)。また、標準偏差 $[R_{s,d}]$ を用いて、直感的・視覚的な流氷下面の凹凸の大きさ(有義振幅: $h_{1/3}$)を表す指標を提案した(図-3.5、3.6)。

流氷の漂流特性についても調べた結果、風速の時間変化と流氷の漂流速度の時間変化とはよい相関があり、相互相関が0.6であった。また、海流の表層部6mでは、

流れは流氷の影響を受けてほぼ流氷の漂流に追従し、流氷下の境界層内であることが確認された。流氷の動きは、その変動性については風の影響を受け、平均的な動きについては風と海流（宗谷暖流など）の両方の作用を受けることが推察された。

以上の成果は、確率論に基づく構造物の性能設計にも対応できる。

3.3 オホーツク海に常設されている海象計 (USW) の流氷観測への適用性の基礎的な検討

3.3.1 本研究の目的

図-3.7 に示すように、北海道開発局が、紋別沖に波高・波向、流速の計測を目的として超音波式波高計（海象計：カイジョーソニック製）を常設しており、そのデータを流氷観測にも利用できれば、観測に伴うコストを大幅に軽減でき、恒常的な流氷観測も期待できる。そこで、その海象計の流氷観測への適用性を検証することを目的とした研究を実施した。本節では、その海象計の流氷観測への適用性を検討し、その有用性を示すとともに、安価で恒常的な海氷観測システムを提案するものである。

3.3.2 主な結果と結論

人工海水を用いた小規模水槽実験による検討や、流氷来襲時における現地海象計の反射信号の分析等から、まず流氷観測の可能性を確認した。さらに、海象計付近に設置した IPS による流氷喫水深（真値を与えると仮定）との比較分析より（図-3.8）、特に実用上、重要となる流氷下面の凸部の大きさ（喫水深であるが、大きいものは keel 長ともいう）は、USW データ（喫水深）を、水温に応じて音速補正し、それをハイパスフィルタに通したものに係数を乗じ（現段階では 1.33 を提案）、その他の誤差などを考慮することにより概略推定できることを示した。流氷の漂流（移動方向および速度）については、海象計付近に設置した ADCP によるボトムトラッキングデータ（真値を与えると仮定）との比較分析より、上層 10m の水塊は流氷下の境界層内に含まれること、したがって、USW の上層 10m のデータを利用することにより、概略推定が可能であることも示した（図-3.9、3.10）。以上の結果を踏まえ、波高・波向を観測することを目的として紋別沖に設置されている海象計を利用し、安価で恒常的な海氷観測システムを提案した。

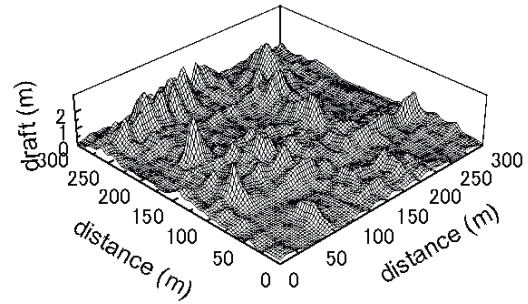


図-3.4 流氷下面凹凸のシミュレーション例

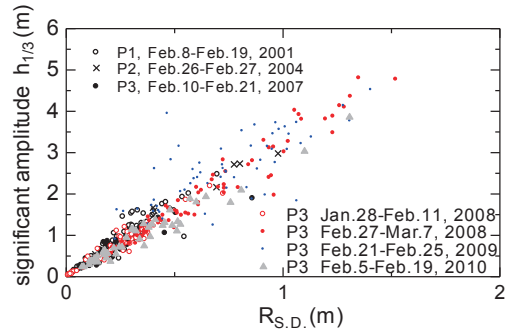


図-3.5 各局所定常区間における流氷喫水の標準偏差 $R_{s,D}$ と有義振幅 $h_{1/3}$ との関係

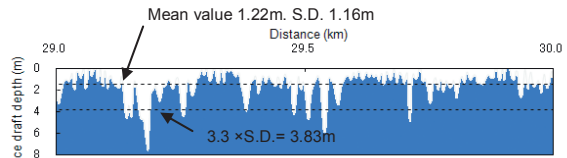


図-3.6 局所定常区間における流氷下面（凹凸）形状例と、凹凸の代表高さの表し方（平均値および有義振幅）

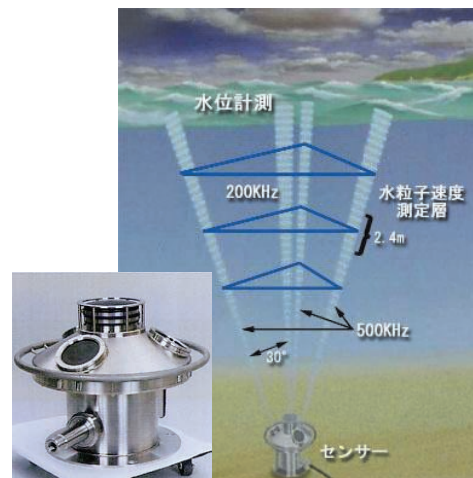


図-3.7 海象計 (USW) による計測イメージ

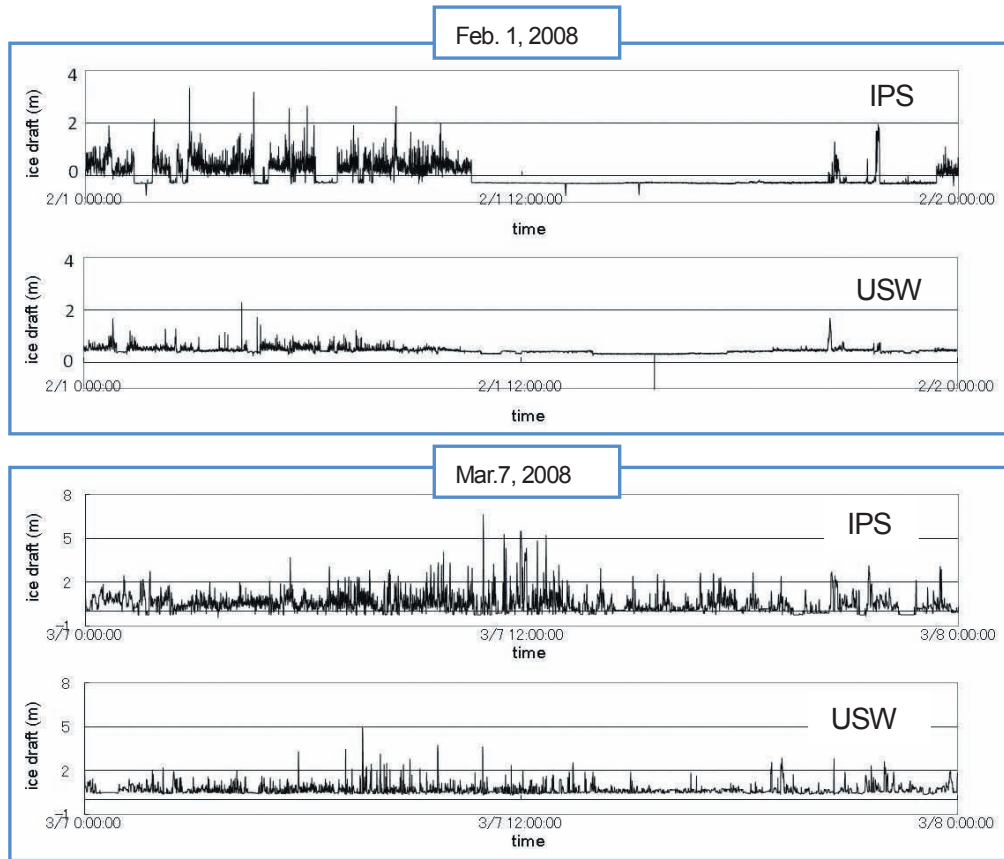


図-3.8 海象計および IPS によって得られた流氷喫水深の比較例 (2008 年)

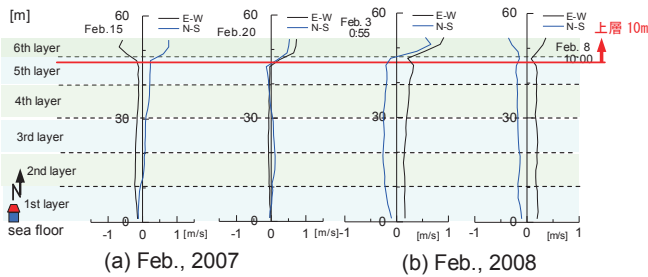


図-3.9 氷下での流れの鉛直分布の例

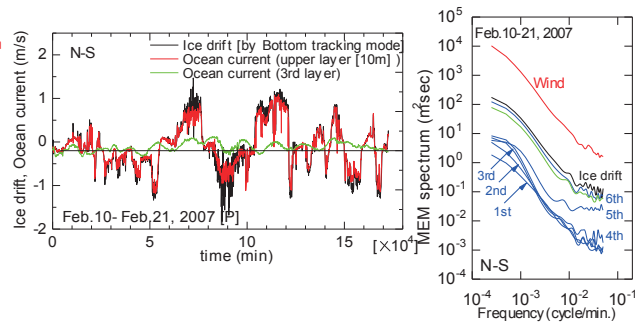


図-3.10 ADCP による流氷の移動速度(ボトムトラッキングデータ)と各層(上層 10m, 中層 10m) 流速との経時変化の比較例とスペクトルの比較例 (N-S 方向)

3.4 アイスブーム型海水制御施設の設計法に関する検討

3.4.1 本研究の目的

アイスブーム型海水制御施設の設計法に関する研究について述べる。アイスブームは、図-3.11 に示すように、木材、鋼製のフロート、ネット、それらを連結するロープやワイヤなどで構成されており、移動する氷を制御する機構となっている。サロマ湖では、過去に多発していた湖内への流氷流入によるホタテなどの養殖施設の被害を防止するために湖口部に防氷施設(アイスブーム)が設置され、2009 年には、能取湖口での設置も完了した。

今後も多目的でアイスブームが活用される可能性もあり、より合理的な設計方法が望まれる。また、一般の沿岸施設の流氷群との接触による劣化損傷評価の観点からも、流氷群挙動や接触荷重・圧力などを推定する手法の確立が必要である。過去に水理模型実験が精力的に行われ¹⁻³⁾、サロマ湖の防氷施設の設計に大きく貢献した。しかし、非連続体である流氷群と構造物との干渉が非常に複雑であり、特に、湖口部の形状・地形、氷群下面凹凸等に大きく依存し、未だ多くの課題が残されている。そこで、本研究では、過去の実験を拡張した水理模型実験や、特に氷下での流れによる抗力や境界層厚に関する理論的研究、DEM(個別要素法)による数値計算の多角的な研究ア

ブローチにより、複雑な流氷群のアイスブームへの作用形態や準静的な伝達荷重等を明らかにし、実用的な作用力（設計荷重）推定プロセスの提案をした。



図-3.11 アイスブームのイメージ（サロマ湖口）

3.4.2 主な結果と結論

理論的研究より、氷群下の境界層内流速を対数分布則に従うと仮定し、境界層厚を理論的に導出するとともに、境界層厚の概念から、アイスブームへの伝達氷荷重推定に必要な、断面平均流速を用いた平均抗力係数や粗度係数（海底粗度を考慮した合成粗度係数を含む）などの実用的な算定法を提案した。また、境界層厚、断面平均流

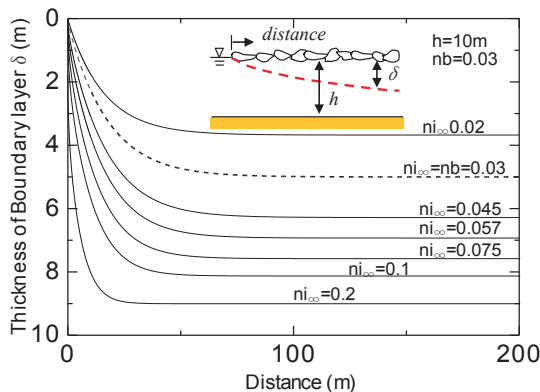


図-3.12 各粗度係数に応じた氷群下の境界層の発達 (nb:海底粗度係数、ni:氷群粗度係数)

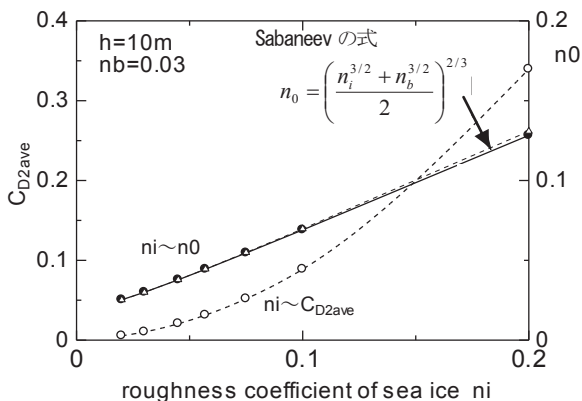


図-3.13 氷群の粗度係数 ni と合成粗度係数 n0 との関係、および断面平均流速を用いた平均抗力係数 CDave との関係

速を介して、抗力係数、粗度、粗度係数の対応関係が理論的に明確になった (図-3.12、3.13)。

水理模型実験からは、基本的な氷群集積・アイスブームへの氷群伝達荷重特性を明らかにし、その理論モデルを提案した。さらに、凹凸氷群を用いた実験も行い、その理論モデルから推定される摩擦抗力係数と、各凹凸状態を表す波数や分散などの単純な指標との対応関係を明らかにした。その結果を利用して、オホーツク海での凹凸氷の抗力係数を概略推定した結果、0.03~0.04 が得られた。また、アイスアーチ形成条件に関する実験を実施した結果、氷の代表長さ a とアイスブームを係留する支柱間隔 b' との比 a/b' がおよそ 0.2 以上となると、アイスアーチが形成し、下流への氷群伝達荷重を減ずるような氷群の骨格形成が発生する事を示し、設計に留意すべき事項として提案した (図-3.14)。

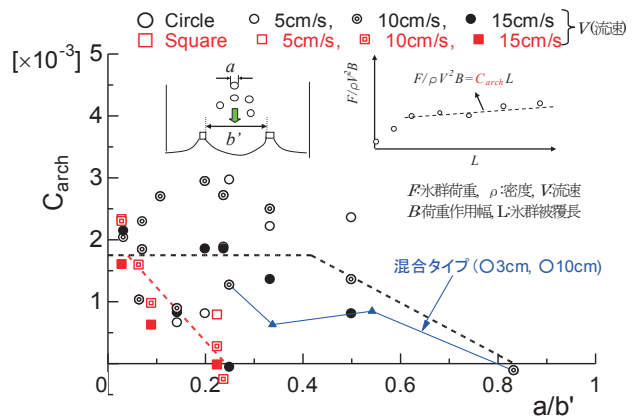


図-3.14 a/b' をパラメータとした場合のアイスアーチング形成状態 (複数の同一実験についてはそれらの平均値) [黒は○型氷群、赤は□型氷群を表す]

アイスブームと氷群との干渉のシミュレーション手法として個別要素法 (DEM) を適用した。計算結果は、現地観測結果 (サロマ湖口第1湖口に設置されている当時建設途中のアイスブームに作用する伝達荷重や氷群のトラップ状況) の傾向を良く再現しており、本手法の妥当性が示された。この実現象を再現し得る DEM によって、水理模型実験における氷群挙動も再現できたため、ひいては本模型実験が妥当であることを間接的に示すことができた (図-3.15)。また様々な条件において DEM による数値実験を実施し、水理模型実験で実施困難な状況での氷群集積状況や伝達荷重特性等把握した。

最後に、これまで実施してきた数値計算、水理模型実験および理論解析的アプローチによる研究成果をとりまとめ、アイスブーム型海氷制御構造物への作用力推定法を提案し、フローチャート形式にまとめた (図-3.16)。なお、本研究成果の一部は、能取湖口に設置されているアイスブームの設計に活用された (図-3.17)。

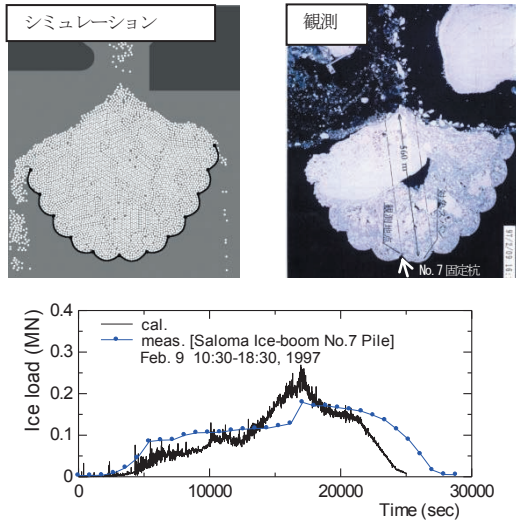


図-3.15 アイスブームに作用する氷荷重の実測値と計算値との比較 [No. 7固定杭に係留されているワイヤロープの張力で評価] [1997年2月9日10:30-18:30]⁴⁾

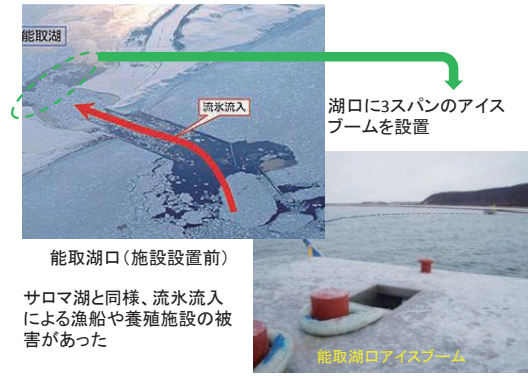


図-3.17 能取湖口アイスブーム



図-3.18 流氷を伴った津波による被害例

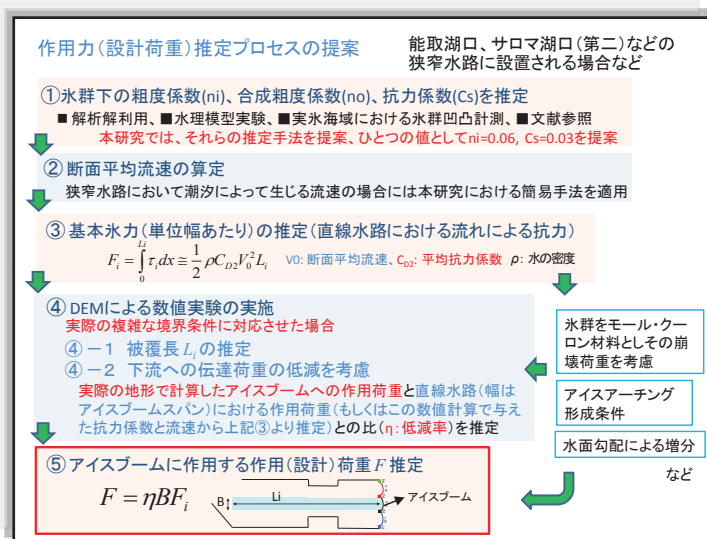


図-3.16 アイスブーム型海水制御構造物への作用力推定法の提案

3.5 津波来襲時の作用氷力に関する検討

3.5.1 本研究の目的

津波来襲時の氷塊の構造物への衝突等を想定した氷塊の衝突破壊や衝突・動的荷重について検討した。冬期の北海道北東部沿岸域などの流氷域に津波が発生すれば、大きな被害を及ぼす可能性がある。事実、1952年3月、十勝沖地震で発生した津波により流氷が遡上し、図-3.18に示すように、家屋が損壊した例も報告されている。また、近年の流氷量あるいは密接度の減少に伴い、個々の流氷が波浪によって活発に運動しやすい状態となり、高速で構造物に衝突する頻度が増加することも考えられる。実際様々な被害も報告されている。ゆえに、港湾・海岸付近の重要構造物、その防護構造物などの設計には流氷

による衝突も考慮する必要があるがその研究例は少ない。本研究では、水理模型実験より津波とともに護岸を超える海水の基礎的な挙動を調べた。また、人工海氷を用いた中規模程度の衝突実験を実施するとともに、氷塊の3次元の衝突破壊シミュレーション手法を開発した。これらの実験および数値実験結果より、氷塊の衝突破壊メカニズムを明らかにするとともに、平板に作用する氷塊の衝突荷重の簡易推定式を提案した。

3.5.2 おもな結果と結論

水理模型実験より津波とともに護岸を超える海水の基礎的な挙動を調べ、実用上、衝突力推定に必要な流氷衝突速度=水の遡上速度と考えてよい事が推察された(図-3.19、3.20)。

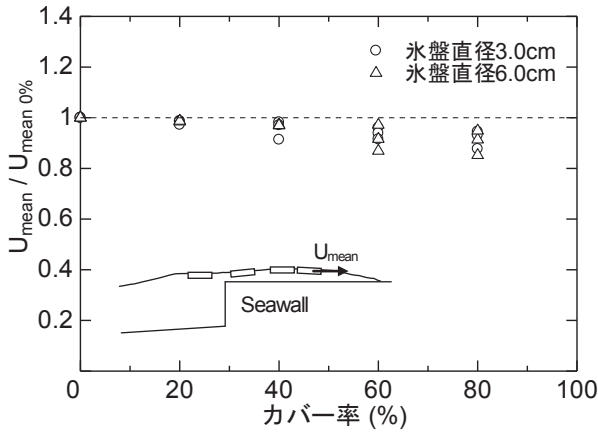


図-3.19 カバー率（水域面積に対する氷盤占有面積の割合）と漂流速度 U_{mean} の関係（0%は単氷盤の漂流速度）

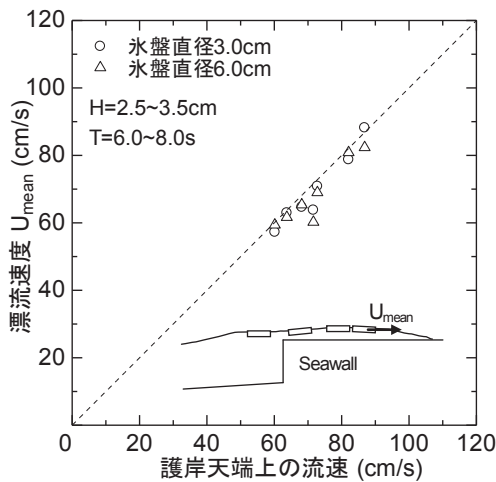


図-3.20 天端上流速と漂流速度の関係

人工海氷を用いた中規模程度の衝突実験（自由落下方式）を様々な条件で実施し（図-3.21）、氷塊の衝突破壊メカニズムを明らかにした。杭構造物の場合には、氷塊は脆性的に破壊し、複数の氷塊に分割されて側方へ飛散すること（図-3.22）、最大衝突力は、主に衝突時の杭近傍の圧壊・貫入（クラッシング）でほぼ決まり、それは僅かな破壊粒子の移動あるいは僅かな杭への貫入でも衝突力の緩和が発生し、その後の連続的なクラックの伝搬機構はあまり影響を及ぼさないこと、破壊時の最大衝突力の衝突速度依存性は破壊が生じない場合のそれに比べてかなり小さいこと、衝突方向の氷塊の長さは衝突力にあまり影響を及ぼさないこと、衝突力は氷温の低下にもなって直線的に増加すること、運動エネルギーの変化よりも氷温依存性の方が大きいこと等が推察された（図-3.23）。また、構造物が平板の場合には、鉛直方向においては、杭のように複数の氷塊に分割されて飛散することがないため、数値実験結果も含め、破壊の有無にかかわらず、衝突力は運動量に比例して増大する、杭の場合と同様、氷塊の長さは衝突力に影響を及ぼさないこと、などが分かった（図-3.24）。また、海氷以外の他材料と

して、木材（無垢のカラマツ）や鋼製材料の衝突実験も実施した。脆性破壊を生じない鋼材や木材の場合、衝突力は海氷と比べて、およそ1オーダー大きくなること、速度および質量に応じてほぼ比例して増大することが明らかとなった。木材の衝突力は木の繊維の方向に大きく依存し、衝突方向が木の繊維に平行となる場合の衝突力は、垂直とした場合より、およそ2倍程度大きくなることが分かった（図-3.25）。DEMを用いた氷塊の3次元の衝突破壊シミュレーション手法を開発した（図-3.26）。氷塊の破壊挙動や衝突力を良く再現できることを確認し（図-3.27）、複雑な衝突現象の理解、実験データの補完、実験困難な条件での推定など、数値実験用ツールとして整備できた。最後に、実験結果や数値実験結果を用いて、平板に作用する衝突荷重の簡易推定式を提案した（図-3.28）。

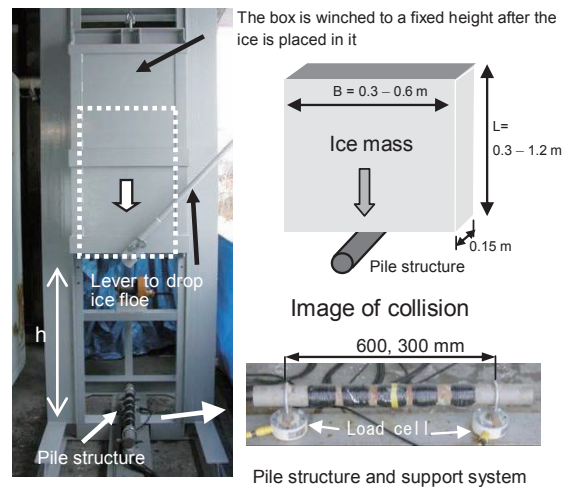
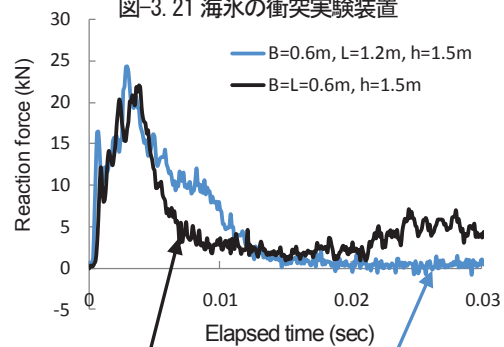


図-3.21 海氷の衝突実験装置



(a) B=L=0.6m (b) B=0.6m, L=1.2m

図-3.22 支点反力波形及び破壊状況の例

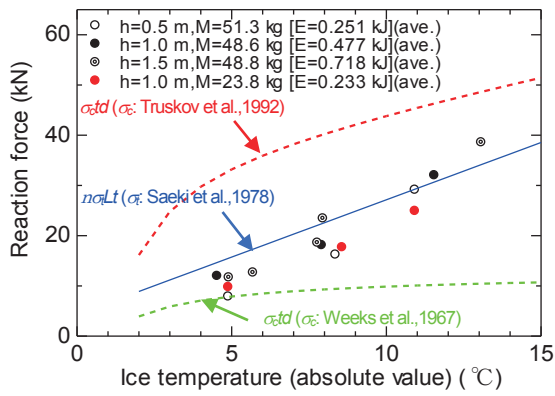


図-3.23 氷温（絶対値）と衝突力（最大値）との関係

The dotted lines show the values of estimated compressive strength converted to a force, which was multiplied by the diameter of the pile (d) and the ice thickness (t). The curves in the figure were estimated from the equations given by Truskov et al. (1992)⁵⁾ and Weeks (1967)⁶⁾. The formula by Weeks (1967) excludes the effects of loading and the strain rate to form a compressive strength index. The blue line shows the force to the tensile strength, multiplied by the length (L) of the ice and the ice thickness, was converted. The values were multiplied by 0.5.

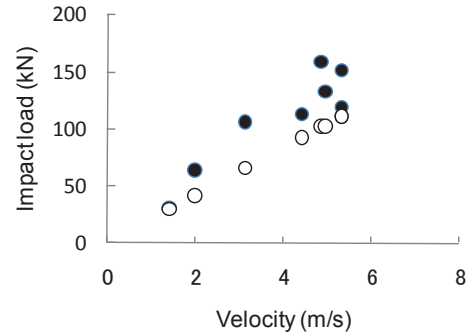
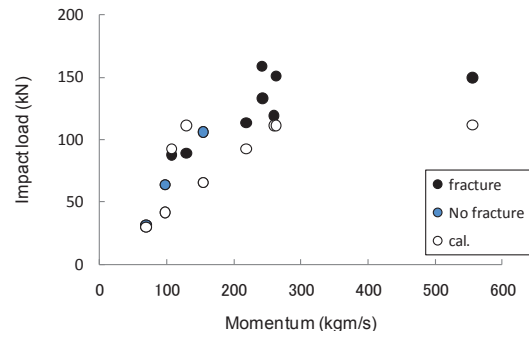


図-3.24 運動量、衝突速度と最大衝突力との関係

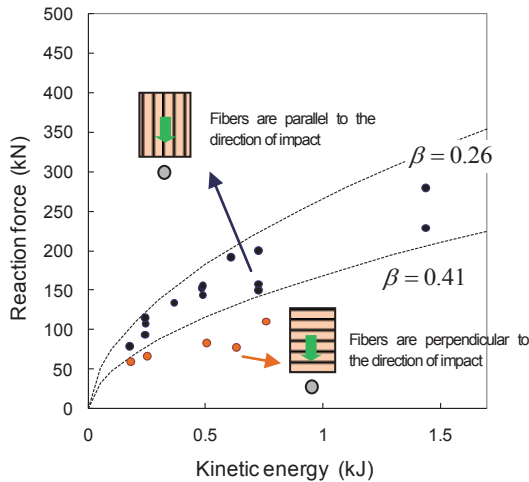
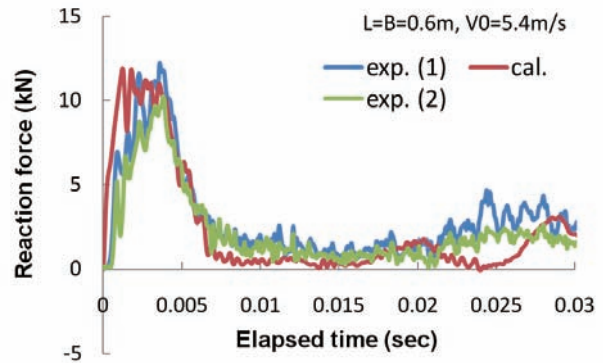
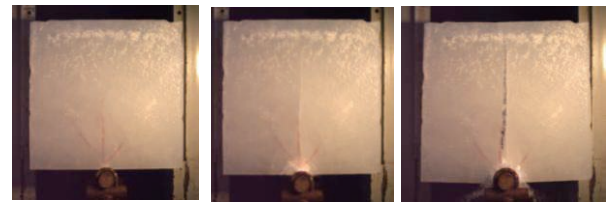


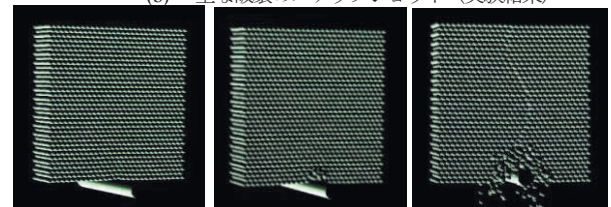
図-3.25 海氷以外(木材;カラマツ)の衝突力特性 (点線はエネルギー保存則と材料間の接触にヘルツの接触理論を適用した簡易モデルによる予測値、 β は補正係数) ($D=0.06m$, $B=0.6m$, $L=0.3-1.2m$, $h=0.36-1.5m$)



(a) 衝突力(支点反力)の経時変化



(b) 主な破壊のスナップショット(実験結果)



(c) 主な破壊のスナップショット(計算結果)

図-3.27 代表的ケース($B=L=0.6$, 衝突速度 $V_0=5.4m/s$)の衝突力(支点反力)および破壊性状の経時変化

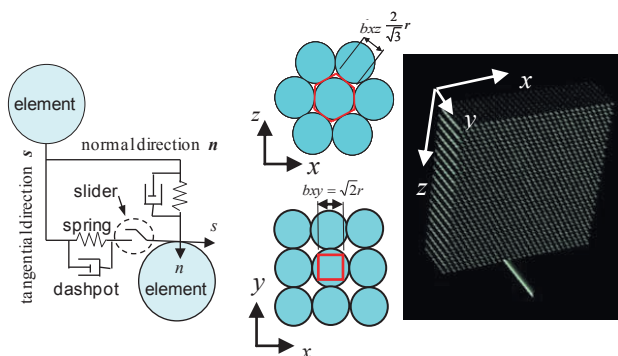


図-3.26 個々の剛体粒子の接触と粒子配列

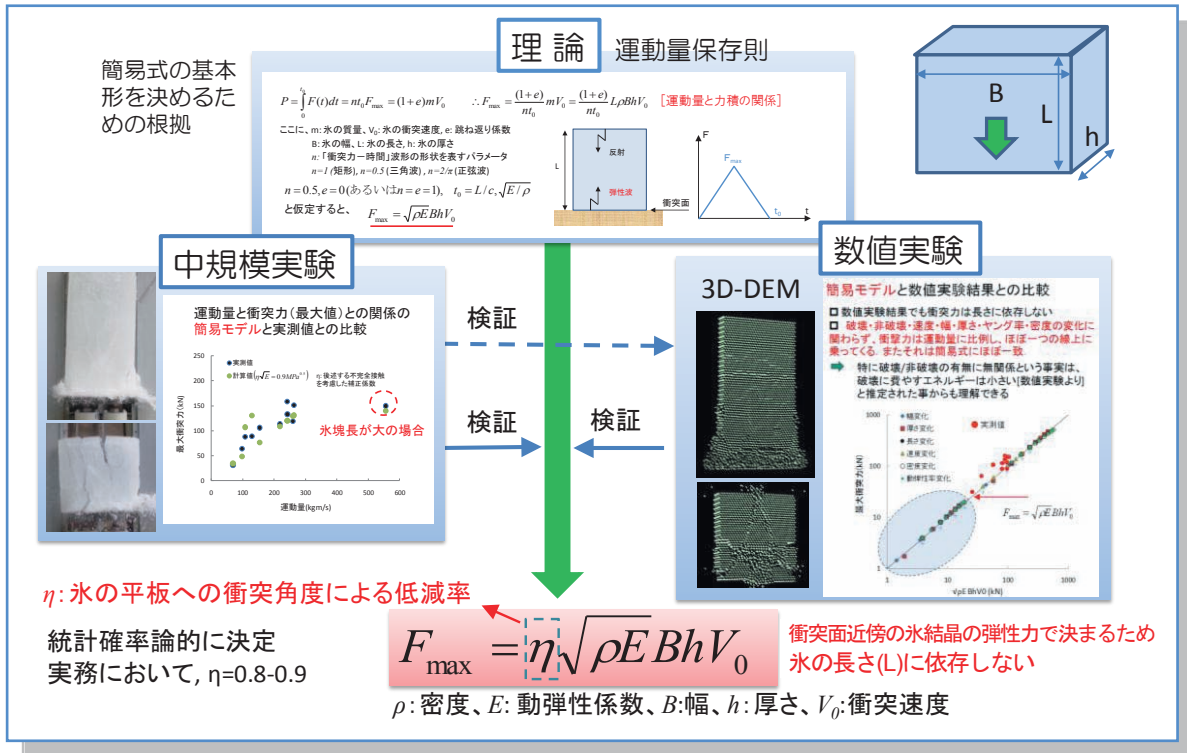


図-3. 28 簡易式導出までのプロセス

3. 6 海水による沿岸構造物の摩耗に関する検討

3. 6. 1 本研究の目的

海水による沿岸鋼構造物の損耗現象について検討した。北海道オホーツク海沿岸部等における港湾・海岸構造物(鋼)表面は、通常の腐食に加えて、冬期に来襲する流水による接触・摩擦を起因とする摩耗や腐食促進といった損耗が生じており、他の海域に比較して早期に材料の劣化が生じることが報告されている。とくに昨今の気候変動による海水減少は、海水運動の活発化や漂流速度の高速化を招き、氷塊の衝突や、海水の接触や摩擦による構造材料の腐食や摩耗の促進などといった構造物の損傷・劣化がより加速する(図-3. 29)。本研究では、構造物への海氷接触圧に関する数値計算、劣化状況の現地調査、摩耗および腐食に関する人工海水と鋼材との要素実験より、基本的な損耗機構を明らかにした。また、主な損耗機構を流水の接触摩擦にともなう腐食生成物の繰り返し剥離に起因する腐食促進と考える場合の簡易的な損



図-3. 29 オホーツク海に面した鋼平板の流水による劣化例

耗推定式を提案した。他方、損耗が著しい沿岸部での注意深い現地調査から、新たな重要な要因があることも突き止めた。

3. 6. 2 おもな結果と結論

海外文献などをレビューし例えば^{7~17)}、主に鋼材(金属材料)の損耗について調査研究を進める等、本研究テーマの明確な位置付けを確認し、それを有意義に遂行するための基礎資料を得た。

材料損耗は、流水による接触が主な要因であると考えられると、構造物近傍での流水挙動や接触圧力およびその作用形態等の推定が重要であるため、流水群の挙動や接触圧力を個別要素法による計算によって推定する手法を検討した。サロマ第2湖口の矢板護岸に設置された計測器による接触荷重の実測結果との比較から、その計算法の妥当性を検証し、汎用的な流水群の挙動解析ツールとして有用であることを示した(図-3. 30)。

紋別のオホーツクタワー(流水が作用する水面付近におけるチタンクラッド鋼部)における現地調査やすべり摩耗試験装置(図-3. 31)を用いた金属材料(SS, SUS, Ti)の摩耗試験結果より、正味の材料の塑性変形にともなう接触・分離を起因とする凝着摩耗による可能性は低いことが推察され、腐食摩耗(流水による繰り返しの腐食生成物の除去にともなう腐食速度の増加)が主な要因であると考えられた(図-3. 32)。そこで、水槽による腐食生

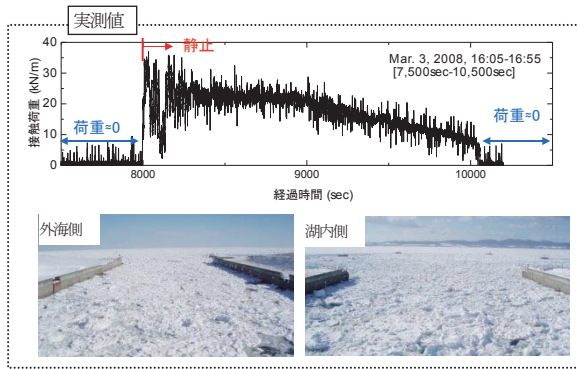


図-3.30 接触荷重の実測値と計算値（2例）との比較例
2008年3/3 16:05-16:55 下げ潮時（氷群は移動→静止状態、この状態より荷重増大）、湖口平均流速は推定1m/s

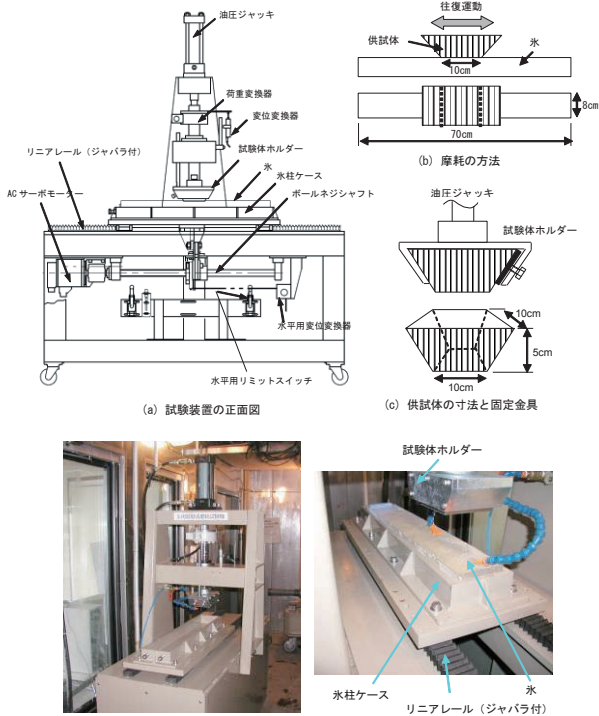
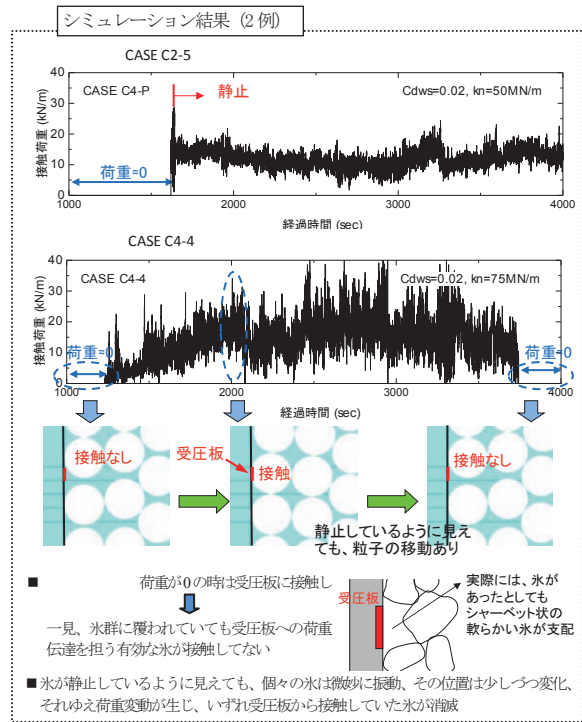


図-3.31 滑動式摩耗試験機の概要図

成物除去実験(SS400を半浸漬、水中部の錆を除去)を行い、主な損耗機構を流水の接触摩擦にともなう腐食生成物の繰り返し剥離に起因する腐食促進とした場合の簡易的な損耗推定モデルを提案した(図-3.34、3.35)。

他方、損耗が著しい沿岸部での注意深い現地調査から、流水の中に砂が混入している場合があり、その研磨作用(アブレシブ摩耗:材料表面の突起あるいは材料に介在する砥粒による切削である摩耗形態)による摩耗などの新たな要因があり得ることも突き止め、今後の継続研究に必要な課題を整理した。

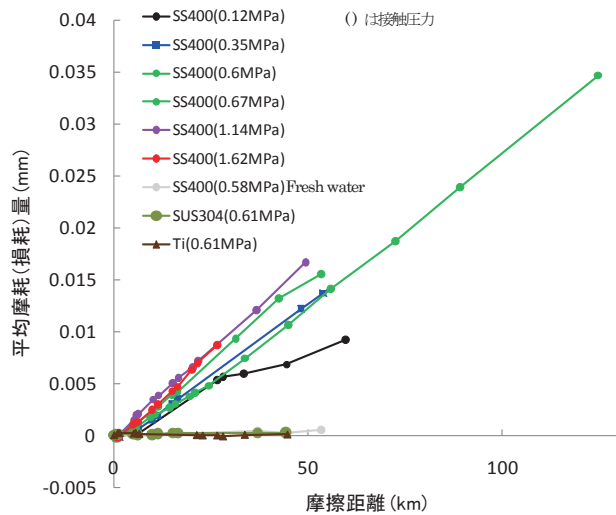


図-3.32 摩擦距離と平均摩耗(損耗)量との関係

3.7 まとめ

極めて過酷でユニークな環境を構成している氷海域における多種多様な環境外力や氷象を明らかにするとともに、その過酷な環境に晒される海洋・沿岸構造物の合理的な耐氷設計法を提案した。個別的には、まず、オホーツク沿岸において、IPSやADCPを用いた海水観測を実施し、流水移動や喫水深分布、そして凹凸特性等を定量的に明らかにするとともに、オホーツク海に常設されている波向・波高計測用の超音波式波高計(海象計)を活用した安価で恒常的な海水観測システムを提案した。ま

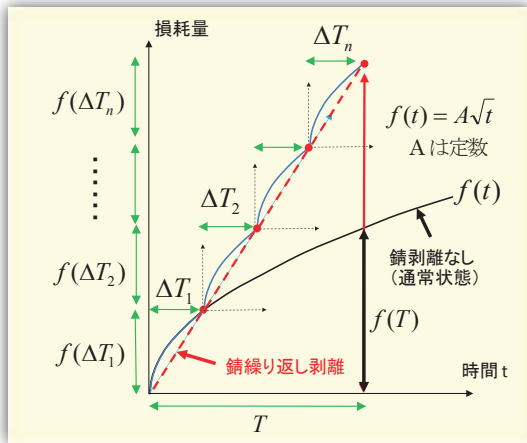


図-3.34 錆剥離にともなう損耗 (腐食) モデル

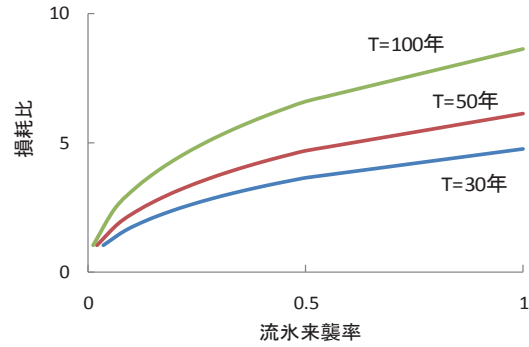


図-3.35 錆剥離にともなう損耗増加の計算例

た、流氷制御施設 (アイスブーム) への氷群の作用形態や準静的な荷重特性等を明らかにし、実用的な作用力 (設計荷重) 推定プロセスを提案した。さらに、津波来襲時の氷塊の構造物への衝突等を想定した動的荷重推定法の構築を目的として、人工海水を用いた中規模程度の衝突実験を実施するとともに、氷塊の3次元の衝突破壊シミュレーション手法を開発した。これらの実験および数値実験結果より、氷塊の衝突破壊メカニズムを明らかにするとともに、平板に作用する氷塊の衝突荷重の簡易推定式を提案した。最後に、流氷の接触・摩擦にともなう鋼構造物の基本的な損耗機構を明らかにし、主な機構を流氷の接触摩擦による腐食生成物の錆剥離に起因する腐食促進とした場合の簡易な損耗推定モデルを提案した。

参考文献

- 1) 榎国夫, 國松靖, 大平正治, 村木義男, 佐伯浩 : 新型 Ice Boom の開発, 第7回寒地技術シンポジウム論文集, pp.638-643,1991.
- 2) 榎国夫, 石井千万太郎, 國松靖, 佐伯浩 : Ice Boom による氷盤移動制御, 海洋開発論文集, Vol.8, pp.153-158, 1992
- 3) 上田俊也, 佐伯浩, 山下俊彦, 村木義男, 榎国夫 : 浮氷盤に作用する流体力に関する実験的研究, 海洋開発論文集, Vol.8, pp.135-140, 1992.
- 4) 関口浩二・遠山哲次郎・荒田崇・清水敏晶(1997) : サロマ湖湖口部アイスブームに作用する氷力に関する研究, 海洋開発論文集, Vol. 13, pp. 853-858.
- 5) Truskov, P.A., Astafiev, V. N. and G. A. Surkov (1992) : Problems of Choice of Sea Ice Cover Parameters Design Criteria, The 7th International Symposium on OKHOTSK SEA &

SEA ICE, ABSTRACTS, pp.21-26.

- 6) Weeks, W. F. (1976) : Sea Ice Properties and Geometry, AIDJEX Bulletin, No.34, pp.137-172.
- 7) Hoff, G. C. : Resistance of Concrete to Ice Abrasion – A Review, American Concrete Institute SP 109, p. 427-455, 1988.
- 8) Nawwar, A.M., Malhotra V.M. : Development of a Test Method to Determine the Resistance of Concrete to Ice Abrasion and/or Impact, American Concrete Institute, SP 109, pp.401-426, 1988.
- 9) Itoh, Y., Yoshida, A., Tsuchiya. M., Katoh, K., Sasaki, K., and Saeki, H. An : Experimental Study on Abrasion of Concrete Due to Sea Ice, Presented at the 20th Annual Offshore Technology Conference in Houston, Texas, May 2-5, (OTC 5687), pp. 61-68, 1988.
- 10) Itoh, Y., Tanaka, Y., and Saeki, H. : Estimation Method for Abrasion of Concrete Structures Due to Sea Ice Movement, Proc. of the Forth International Offshore and Polar Engineering Conference, Osaka, Japan, April 10-15, Vol. II, pp. 545-552, 1994.
- 11) Hanada, M., Ujihira, M., Hara, F. and Saeki, H. : Abrasion Rate of Various Materials Due to the Movement of Ice Sheets. Proc. of the Sixth International Offshore and Polar Engineering Conference, Los Angeles, USA May 26-31, 1996.
- 12) Fiorio, B. : Wear characterization and degradation mechanisms of a concrete surface under ice friction, Construction and Building Materials, Vol. 19, 5, p. 366-375, 2005.
- 13) Janson, J. E. : Long Term Resistance of Concrete

Offshore Structures in Ice Environment, 7th International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering. Houston, American Society of Mechanical Engineers. Vol. III., pp. 225-231, 1988.

- 14) Janson, J. E. : Report No. 3, Results from the winter season 1988 - 1989, Conclusion after the three winters 1986 - 1989. Joint Industry Study, Field Investigation of Ice Impact on Lightweight Aggregate Concrete, VBB, 1989.
- 15) Huovinen, S. : Abrasion of concrete by ice in arctic sea structures, VTT Publications 62, (Doctoral thesis), Espoo, 110 p, app. 31 p, 1990.
- 16) Malhotra, V.M., Zhang, M.H., and Sarkar, S.L. : Manufacture of Concrete Panels, and Their Performance in the Arctic Marine Environment, Odd E. Gjrv Symposium on Concrete for Marine Structures, an integral part of the Third CANMET/ACI, International Conference on Performance of Concrete in Marine Environment, St. Andrews-By-The-Sea, New Brunswick, Canada, August 4-9, pp. 55-81, 1996.
- 17) Saeki, H., Ono, T., Nakazawa, N., Sakai, M. and S. Tanaka : The coefficient of friction between sea ice and various materials used in offshore structures, J. of Energy Resources Tech. ASEM, Vol.108, pp.65-71, 1986.

4. 寒冷地港内水域の水産生物生息場機能向上と水環境保全技術の開発

4.1 はじめに

北海道の港湾・漁港は全国の海面漁業生産量の約 26.5% (H20 年)¹⁾を扱っており、国民への水産物供給の上で重要な役割を担っている。しかし、漁場の国際的な規制強化や水産資源状況の悪化、荒天や結氷等の厳しい環境条件が漁業活動への支障となっている状況にあり、将来にわたって安定的に水産物供給を図るには水産資源の増大と漁家経営の健全化が急務となっている。港湾・漁港周辺海域は、水産有用種の生息場として貴重な領域であることが知られており²⁾、それらの機能を高めるとともに、静穏な港内においては中間育成・馴致によって放流種苗の初期減耗率の低下を図り、また、漁獲物の出荷調整や品質保持のため、港内泊地を活魚蓄養のための水面として高度に利用する必要がある。一方、港湾・漁港内の水域は荒天時でも静穏である反面、外海との海水交換が悪く、陸揚げ・荷さばき時の血水や背後集落からの排水が流入し、港内に滞留すること等により、水質・底質が悪化しやすい傾向にある。このため、生物の生息条件を満足する高度な水域環境の維持・改善が重要な課題となっている。

本研究では、北海道の港湾・漁港の高度利用の一環として、周辺海域における生物生産性の向上及び港内水域の環境保全について、立地環境に応じた整備手法を提案するものである。H18、19 年度は、寒冷地における港湾漁港水域を環境諸条件ごとに分類し、それぞれの整備・管理手法の検討を行った。H20～22 年度は、各環境条件に応じた水域環境の整備手法を提案し、現地実証試験により効果を検証した。

4.2 沿岸構造物の多面的機能

港湾・漁港は物流拠点や水産業の基地としての本来の役割を担っているため、沿岸構造物には静穏な水面と所定の水深を有する航路と岸壁を確保するための防波・防砂機能が第一義的に求められている。また、離岸堤や防潮堤等は背後集落の防災機能や国土保全機能を有し、さらには国民の憩

いやレクリエーションのための場を供給する機能も有する。一方、港湾・漁港周辺海域は、水産有用種の生息場・産卵場・幼稚仔の保護育成場として貴重な領域である²⁾ため、沿岸構造物にもそれらに寄与する機能が求められる。生物環境の視点から、必要な施設へ構造上の工夫等を施すことにより、浄化機能、藻場造成（藻場の基質となる人工的な岩礁や浅場等）、産卵礁・幼稚仔の保護育成等の機能を強化させることが可能である。次節以降に示す整備手法は、こうした観点から様々な環境条件に応じて提案し、その効果を評価したものである。

表-4.1 立地環境に応じた整備手法

(1) 周辺海域における生物生産性の向上	
a) 藻場造成・磯焼け対策の実施	
周辺に藻場があり、同様の条件を付加すれば、藻場が形成される可能性がある場合。磯焼けの原因が判明し、当該手法によりそれを解決できる可能性がある場合に行う。	
ウニの食害に対し、人工動揺基質を設置 ³⁾ 。	江良漁港 寿都漁港
栄養塩不足に対し、発酵魚かすを添加 ⁵⁾ 。	雄冬漁港
照度不足、浮泥堆積、漂砂による研磨等の複合要因によって、藻場が形成されない場所において、防波堤背後に浚渫土砂を利用した盛土上に藻場を造成。(被覆ブロック改良・効果調査) ⁶⁾	釧路港
防波堤背後に周辺の藻場と同様の環境となる小段を設け、藻場を造成(自然調和型施設) ⁷⁾	寿都漁港 様似漁港等
ウニの食害に対し、防波堤背後小段上の水深を浅く設定し、藻場を造成(自然調和型施設) ⁸⁾	雄冬漁港 久遠漁港
越波対策としての二重堤の遊水部や潜堤等に藻場を造成 ⁹⁾ 。	元稲府漁港 杵形港
b) 産卵礁としての機能の付加	
周辺で産卵の形跡があるか、抱卵した魚類等が採捕された場合に有効。また、産卵場をやむを得ない事情で移動させる場合に、代替となりうる地点に同様の環境条件を形成する。	
ヤリイカ産卵礁機能を有する消波ブロック、同被覆ブロックを設置 ¹⁰⁾ 。	松前港 江良漁港、福島漁港、香深港
ハタハタ産卵用人工海藻を設置 ¹¹⁾ 。	苫小牧港 雄冬漁港
(2) 港内水域の環境保全 (港内水域の高度利用)	

<p>a) 港内蓄養・中間育成用水面の確保</p> <p>蓄養等のための静穏水域が周辺に無い場合、港内にそれを確保する。海水交換の促進による水質の保全を行う。</p>	
防波堤一体型生け簀の整備と溶存酸素収支による管理 ¹²⁾ 。	温根元漁港
<p>b) 港内底質悪化防止・改善</p> <p>底質悪化の原因が判明し、浚渫や覆砂を行わなくても、汚濁負荷の流入抑制と水域内の浄化の促進といった当該手法によって解決できる可能性がある場合に行う。</p>	
流れ藻トラップの設置、防砂堤整備によるゴミ・浮泥等の流入防止を図る ¹³⁾ 。	抜海漁港
ホタテ貝殻礁により、礫間接触だけでなく、蠣集した生物による浄化を行う ¹⁴⁾ 。	落石漁港 江良漁港
<p>c) 水産有用種保護・育成（生物による水域浄化）</p> <p>周辺に対象生物の生息域があり、当手法により対象生物の好適環境を形成でき、漁業活動が期待できる場合に行う。港内の静穏域の一部が利用可能であること。</p>	
*港内ナマコ増殖の基質を整備、種苗を放流 ¹⁵⁾ 。	追直漁港
ガゴメコンブ栽培の基質（ロープ等）を設置 ¹⁶⁾ 。	福島漁港

* 注) 水産有用種の育成・漁獲と併せて、生物による水域の浄化を図る。

4.3 港湾・漁港水域の環境諸条件による分類

周辺海域における生物生産性の向上に寄与する港湾・漁港構造物の整備メニューとして、産卵礁と藻場の造成がある。近年の水産資源の減少の原因の一つに生物の再生産の基本となる、沿岸域の産卵場の喪失が挙げられ³⁾ている。港湾・漁港構造物の存在する地点の環境条件が対象魚種の産卵場としての条件に適合すれば、構造物に産卵礁としての機能を付加することによって資源回復の可能性が生まれる。藻場については、それ自体が水産有用種であること、ウニ、アワビ等の岩礁性生物の餌料であること、幼稚仔の保護育成、魚礁としての機能や前述の産卵場でもあること、等の理由により藻場の造成は生物生産性の向上に大きく寄与するものである。

港内水域の環境保全に資する整備メニューとして、a) 静穏な港内に蓄養水面を確保し、海水交換を促進する工法により水質の維持を図ること、b) 底質改善を目的とした汚濁負荷流入防止対策、c) 港内の汚濁物を吸収・摂餌する水産有用種の生息

環境を整備し、育成・漁獲を通じて港内の浄化を図る、等がある。

それぞれの課題、条件と適地、整備手法を分類すると、表-4.1のように整理できる。表中に示す手法以外に構想段階の手法もあるが、ここでは各地の港湾・漁港において効果を検証するために実証的な検討を行っているものを中心に示した。また、表中の産卵礁や磯焼け対策手法の一部については、主な技術開発が完了し、現在、各地に整備された施設の実証試験により、効果の検証や適用限界の把握等を行っている。以下、(1)a)「藻場造成・磯焼け対策」、(1)b)「産卵礁」及び(2)b)「港内底質悪化防止・改善」について、本研究期間に行った現地実証試験を含む研究内容を示す。

4.4 藻場造成・磯焼け対策

4.4.1 傾斜堤背後小段を利用した藻場造成

静穏域の確保等を目的として整備された港湾・漁港施設等の沿岸構造物は、図-4.1に示すようにそれ自体が魚礁および産卵礁の機能を有するとともに、その擬似岩盤効果により創出された藻場がさらにその機能の拡大に寄与していることが確認されている。近年、限られた沿岸域の水産資源を有効に利用するため、沿岸構造物が本来有する機能に加えて、これらの生物生息場としての機能を積極的に付加することが各地で求められている。防波堤・護岸等への藻場創出については、北海道開発局監修の下、平成10年度に「寒冷地における自然環境調和型沿岸構造物の設計マニュアル」¹⁷⁾

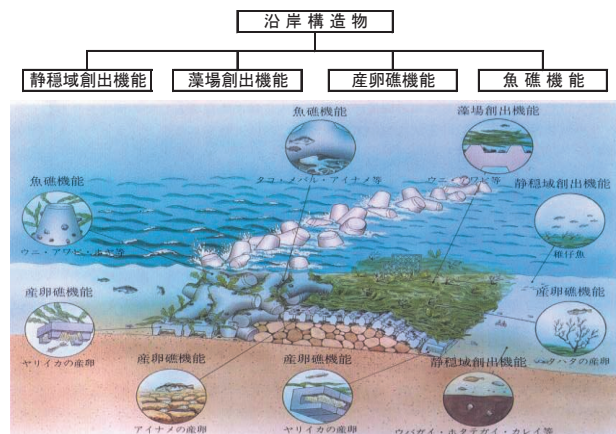


図-4.1 沿岸構造物の自然環境調和機能⁴⁾

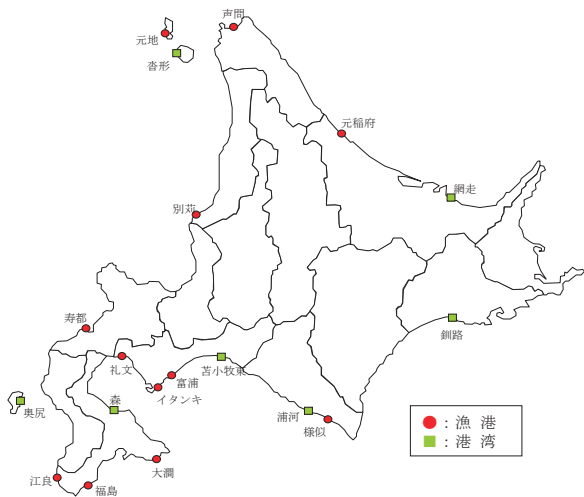


図-4.2 藻場創出機能の施工箇所

が刊行され、北海道ではこれまでに19港(図-4.2)において整備が行なわれている。しかし、一部の構造物では創出された藻場が時間の経過とともにコンブ類から小型雑海藻へと遷移し、日本海側ではウニの摂餌による藻場の消失などが生じた例も見られる。

本研究は、自然調和型構造物の機能向上を図ることを目的に、これまでに整備された背後小段等の藻場の効果・課題を現地調査等によって解析し評価するものである。調査港は日本海南部海域の寿都漁港、えりも以西太平洋海域の様似漁港であるが、ここでは寿都漁港について報告する。モニタリングは、潜水士による目視観察および方形枠を用いた枠取り調査により、小段上と周辺の天然

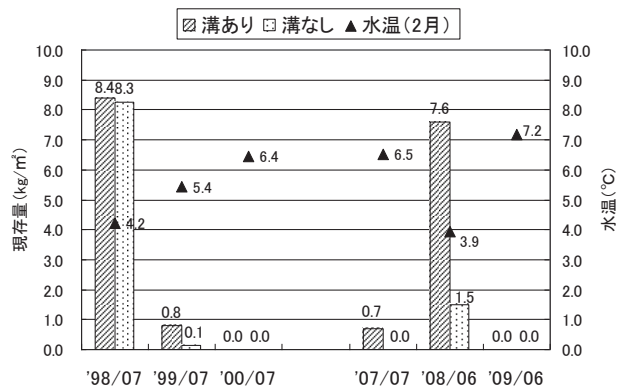


図-4.3 背後小段上のホソメコンブの現存量と冬期水温の経年変化

岩礁域における海藻および藻食動物の現存量の把握を行なった。また、物理環境を把握するために波高、流速及び光量子量を観測した。

図-4.3に寿都漁港背後小段上に設置された基質ブロックにおける海藻着生に有利な溝の有無で区分したコンブ現存量の経年変化(海藻繁茂期)を示す。なお、海藻の生育に影響を与える環境因子のうち、調査港の近傍で観測された2月の平均水温も図中に示した。コンブ現存量は、建設初年度は非常に高い値を示していたが、H11年のブロック設置後2年目に急激に減少し、H12年の3年目には背後小段上では海藻がほとんど無い状況であった。これに対して、H19は溝きりブロックのみの着生であったものの、H20は8.0kg/m²以上の良好なコンブの生育が確認された。しかしながらH21年は再びコンブの着生は確認されていない。このようにコンブ

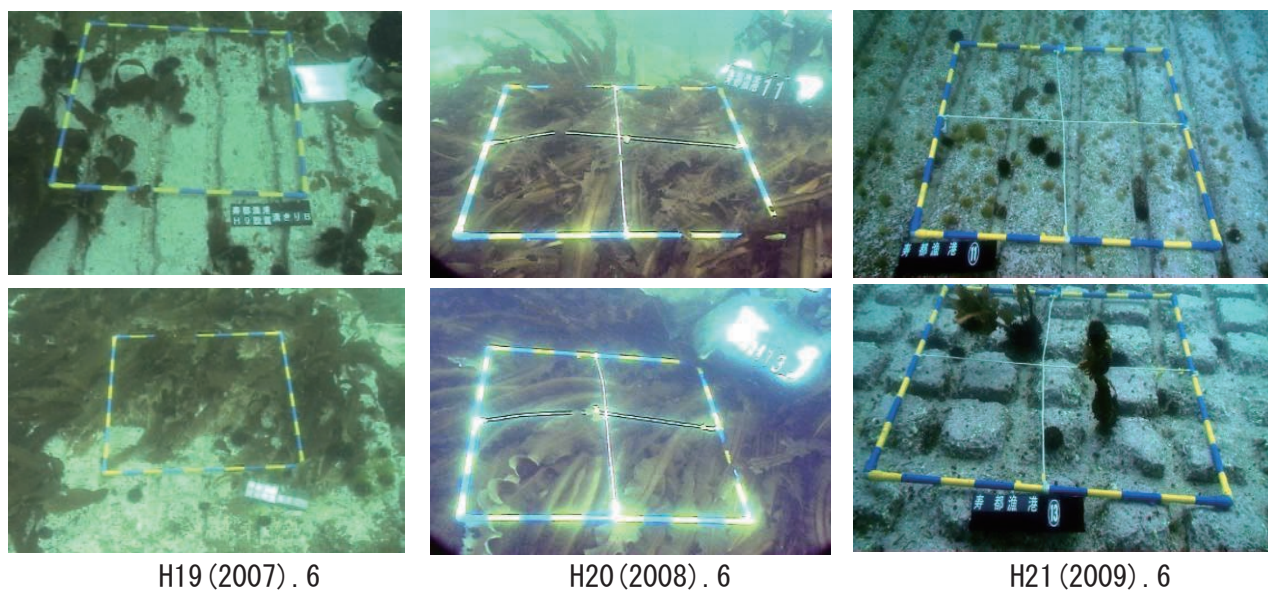


写真-4.1 海藻着生状況(寿都漁港 2007~2009年)

の現存量は年変動が顕著であることがわかる。また、谷口¹⁸⁾は1~3月の平均水温が低いと天然コンブの生産量が多いと報告している。H19(2007)年2月の平均水温に比較してH20(2008)年2月は約2.5℃低く、コンブ現存量は約10倍であった。しかしながら、H21(2009)年2月は再び高水温となり海藻の繁茂は確認されていない。このことは、H19~21年の海藻着生状況写真(写真-4.1)からも明らかである。また、図-4.4に示した冬季(12月~2月)の海水温の変動をみると、1月下旬から2月下旬までの海水温に差があることがわかる。特に、H20年

1~2月の水温が低く、冬季、中でも2月の海水温が、その年の繁茂期のコンブ着生に影響を与えるものと推察される。

図-4.5に期間別(15日間毎)の有義波高・有義流速・平均流速を示す。なお、グラフ中にはウニ類の行動制限流速値¹⁹⁾(破線)と摂餌制限流速値²⁰⁾(実線)を表示した。有義流速値をみると、観測期間中、行動制限値である20cm/sは上回っているものの、摂餌制限値である40cm/sは、平成22年1月前半しか上回っていない。つまり、背後小段上において、ウニはある程度の行動の制限は受けているものの、周辺海藻類を捕食することは可能と推察される。近年の高水温の状況下において、ウニは冬期間においても摂餌活動が可能となり、コンブ類の幼芽を捕食しつくすことから、コンブの繁茂が阻害されているものと考えられる。以上の調査結果をまとめると、以下の通りとなる。

①平成21年の背後小段は、冬季の海水温が高かったことから、2月のコンブ生育初期からコンブの着生がみられず、6月の海藻繁茂期においても着生が確認できなかった。過年度までの検討結果と同様に冬季の水温が繁茂期のコンブ現存量の環境要因の一つであることが示唆される。

②平成22年冬季の背後小段上における流速環境下では、ウニはある程度の行動の制限は受けているものの、周辺海藻類を捕食することは可能である。よって、近年の高水温の状況下において、ウニは冬期間においても摂餌活動が可能となり、コンブ類の幼芽を捕食し尽くすことから、コンブの繁茂が阻害されるものと考えられる。

寿都漁港において、海藻の生長初期段階の背後小段上の藻場状況において検討を行った。天然藻場を含めて海藻の着生が少ない状況にあり、背後小段上においても磯焼けの影響を受けているものと考えられる。特に海域の高水温が顕著に現れる状況において、いわゆるウニの食害を抑制する対策としては、既存背後小段天端を嵩上げし、流速環境を海藻繁茂に適した環境にすることが必要と考えた。

そこで、H22(2010)年秋に寿都漁港背後小段において、根固方塊ブロックを用いた嵩上げ実証試験を実施した。その結果、図-4.6に示すように、2011年2月の時点において、嵩上げにより流動環境を改善した箇所にはホソメコンブの着生が確認された。対策が行われていない、または不十分な箇所にはコンブの着生は見られず、嵩上げの効果が示され

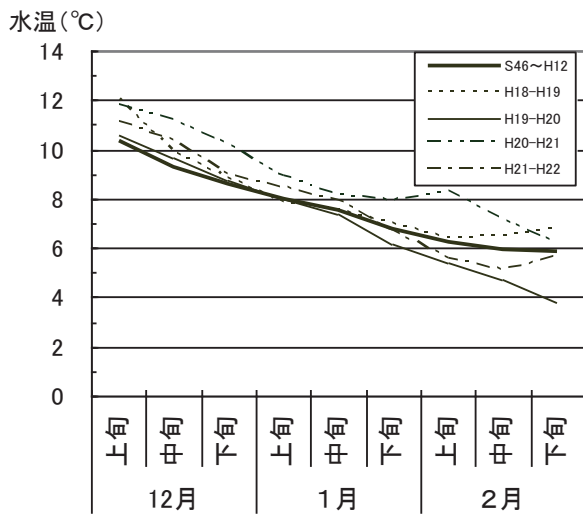


図-4.4 冬季の海水温の年変化

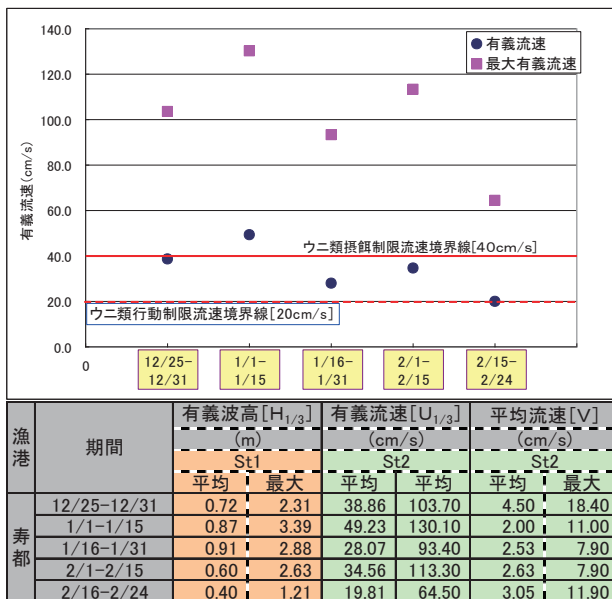


図-4.5 有義波高・有義流速・平均流速 (寿都漁港, 2008年12月~2009年2月)

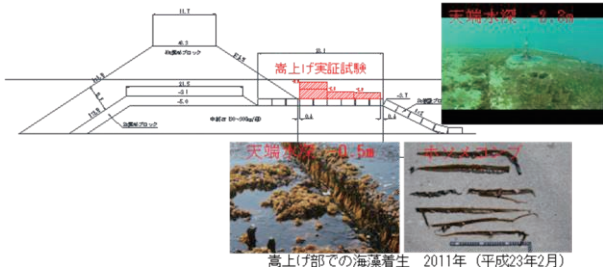


図 - 4.6 寿都漁港嵩上げ実証試験結果



写真-4.2 人工海藻の設置状況 2009年11月25日

た。今後は、他のソフト施策も組み合わせながら、効果の持続性について検証していきたい。

4.5 産卵礁としての機能を付加

4.5.1 ハタハタ産卵用人工海藻の設置

北海道でのハタハタの漁獲量は、近年 1,500t 前後で推移しており、その漁獲割合は全国の 10～20% で、安定した割合を占めている²¹⁾。しかしその漁獲は胆振支庁等太平洋側に集中しており、日本海側は資源が急激に減少し(図-4.7)²²⁾、産卵場も積丹半島周辺では痕跡を残す程度で、現在は厚田沿岸だけ²³⁾との報告がある。ハタハタの資源増殖・維持の取り組みは日本海側の各地で行なわれており、ハタハタの産卵場所となるホンダワラ等、海藻群落の人為的拡大が求められている。太平洋側の苫小牧東港の防波堤にホンダワラ類が着生し、ハタハタの産卵が行われるようになったとの事例²¹⁾も報告されており、雄冬漁港においても同様の効果が期待されている。

本研究では、雄冬漁港周辺におけるハタハタの産卵状況を調査するとともに、ハタハタの安定的・持続的な自然再生産に資する技術を目指し開発された人工海藻(写真-4.2)を漁港施設へ設置したので、それらの調査結果を報告する。

まず、ハタハタの産卵に必要な環境条件として、以下の知見^{24), 25)}が知られている。

- ・ハタハタは水深-5～-0.5m の範囲で特に-2m 前後の藻場に多く産卵する。
- ・ハタハタの稚魚はふ化後から水温が上昇する 6 月下旬まで浅海の砂浜域を生息場とする特性がある。
- ・河口付近は栄養塩流出によりプランクトンが発生するため、動物プランクトンを餌料とするハタハタ稚魚の生息場として適している。

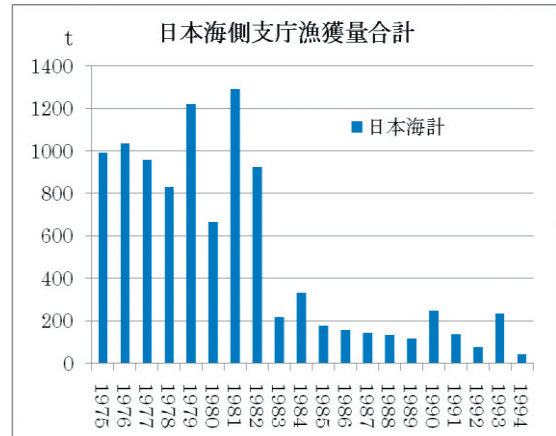


図-4.7 日本海側ハタハタ漁獲量の推移⁹⁾

・卵塊に酸素を供給するため、産卵場の周辺には流れが必要である。

一方、雄冬漁港周辺は、

- ・漁港周辺の底質分布としては、島防波堤周辺及び背後に砂質の場所が存在している。
 - ・産卵時期の日本海は、冬季風浪により静穏な日が少なく、卵塊への酸素供給も問題は無い。
 - ・雄冬漁港南北にそれぞれ小河川が存在している。また、本漁港は岬の先端にあり、湧昇流の影響を受けやすく、それにより栄養塩も供給されると推定される。
 - ・この海域は沖合のハタハタ分布域に近く、石狩群の主要産卵場にも隣接しており、ハタハタが産卵のため来遊するルートにある。
- 等、ハタハタの産卵のための条件を満たしている。

調査は図-4.8 に示す漁港周辺の①～⑨のライン上について探索を行った。海藻の繁茂状況、底質の状況の調査を行い、ハタハタの産卵塊を発見した時点で調査枠を設け、調査枠内の産卵塊の個数、産卵基質、固着部位、水深帯の目視観測を行った。調査時期は、藻場調査を 11 月末に行い、基質となる海藻が確認された場所について 12 月末から翌年

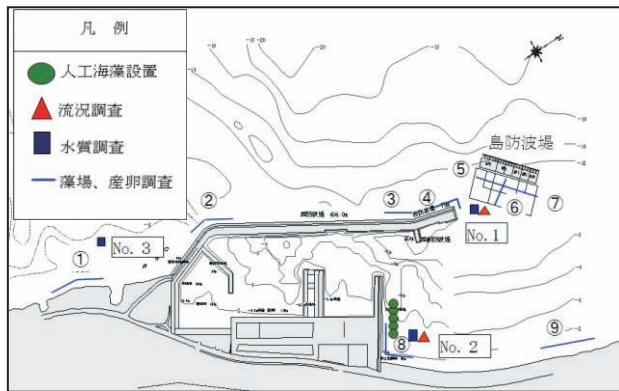


図-4.8 雄冬漁港調査箇所図

1月にかけて産卵状況の調査を行った。ハタハタ産卵状況については、H21年に加え、H22年にも測線8,9について行った。また、流況が産卵に与える影響を調査するため、島防波堤背後(No.1)と、側線8付近(No.2)について流況調査を行うこととした。その他、栄養塩の状況についても把握するため、上記2点に漁港南側のNo.3を加えた3点について水質調査を行う事とした。調査はハタハタ産卵塊の探索とともに、人工海藻設置箇所近傍へ自記式波高流速計を各1台設置し、ハタハタの産卵場環境に関する水温・流速に注目し、H21年とH22

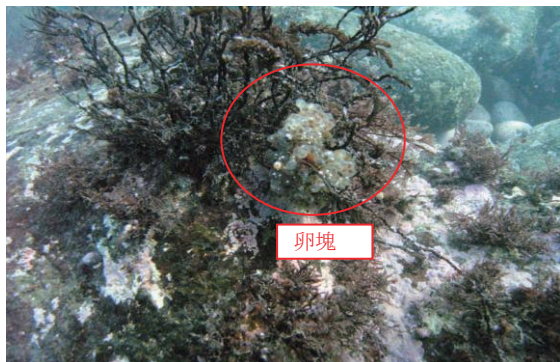


写真-4.3 自然海藻への産卵状況 H21年1月



写真-4.4 人工海藻への産卵状況 H21年1月

年の冬季に連続観測を行った。H22年にはハタハタ魚群の産卵行動の把握と産卵日時の特定のため、水中ビデオ撮影を行った。

観測の結果、ハタハタの卵塊は測線8の自然海岸部(写真-4.3)及び人工海藻(写真-4.4)で確認された。自然海岸での産卵状況について表-4.2に示す。それによると、産卵基質はほとんどがフジマツモで、体長5.0cm程度かそれ未満の種類となっていた。また、1本あたりの産卵塊数は1~3個、平均産卵数は1.6個で、固着水深は-2m~-4mとなっていた。

人工海藻への産卵状況を表-4.3に示す。人工海藻の設置基数は40基で、そのうち17基で産卵が確認されており、42.5%の産卵率となっていた。また、平均固着水深は-3.6mで自然海藻とほぼ同様であった。人工海藻1基あたりの産卵数は0~21個となっており、その平均産卵数は、産卵されているもののみで7.7個、産卵されていないものも含めると3.3個となった。自然海藻より人工海藻の方が1基あたり平均産卵数が多くなっているが、その要因としては、この海域に自然に残存する海藻が小さく産卵可能な部位が少ないこと及び、人

表-4.2 天然海藻への産卵状況

地点番号	種類	本数	卵塊数	卵塊固着水深(m)
1	イソムラサキ	1	1	4.0
2	フジマツモ	1	1	2.0
	フジマツモ	1	3	2.0
3	フジマツモ	1	2	4.0
	フジマツモ	1	2	4.0
4	フジマツモ	1	1	3.5
5	フジマツモ	1	1	4.0
		1本あたりの卵塊数	卵塊合計数	卵塊固着平均水深(m)
		1.571	11	3.4

表-4.3 人工海藻への産卵状況

ブロック番号	種類	本数	卵塊数	卵塊合計数	卵塊固着水深(m)
1	人工海藻1	1	7	46	3.8
	人工海藻2	1	8		
	人工海藻3	1	21		
	人工海藻4	1	4		
	人工海藻5	1	6		
2	人工海藻1	1	17	21	3.8
	人工海藻2	1	4		
3	人工海藻1	1	14	21	3.6
	人工海藻2	1	4		
	人工海藻3	1	3		
4	人工海藻1	1	8	26	3.5
	人工海藻2	1	8		
	人工海藻3	1	6		
	人工海藻4	1	4		
5	人工海藻1	1	4	17	3.4
	人工海藻2	1	8		
	人工海藻3	1	5		
		1本あたりの卵塊数	卵塊合計数	卵塊固着平均水深(m)	
		7.706	131	3.62	

工海藻には産卵に適した節部がより多いためであると考えられる。

雄冬漁港周辺は磯焼けが進行しており、ハタハタ産卵期である12月には産卵基質となる海藻はほとんど残っていなかった。特に西防波堤の南外側は、サンゴ藻が優先し、基質となる海藻がほとんど残っておらず、ハタハタが産卵する可能性は非常に少ないと思われる。漁港北外側自然海岸部は、やはりサンゴ藻が優先しているものの、産卵基質となり得るフジマツモやイソムラサキが点在しており、産卵が行われる可能性が高いと思われる。

今回産卵が確認された漁港北側付近では、ハタハタ漁も行われており、また、ハタハタが漁港内を回遊している状況も目撃されており、産卵に適した海藻を増やす事が出来れば、産卵数もより増加すると思われる。その際、産卵に適した自然の海藻を増やす事が望ましいが、漁港周辺は磯焼けが進んでおり、自然の海藻が増加するまで、人工海藻を産卵基質として使用する事はハタハタ資源保護のためにも有効と思われる。

水質調査の結果、冬季にもかかわらず、栄養塩濃度はすべての地点で低い値となっており、栄養塩による優位性はそれほどないことがわかった。また、懸濁物量も少なく、濁りによる影響は少ないことが確認された。河川水の影響については、漁港の東側では水温・塩分濃度とも、表層で低い値となっており、多少の影響が考えられるが、西側については、ほとんど河川の影響を受けていないと思われる。

ハタハタ産卵のビデオ映像を写真-4.5に示す。12月11日2:00前後に2回の産卵シーンが撮影され、ハタハタの産卵状況および産卵日時が初めて



写真-4.5 人工海藻に産卵する魚群

H23年12月11日 AM01:53~02:15

確認された。また、水中カメラ撮影により、ハタハタの産卵箇所だけでなく、産卵調査日間の産卵量（卵塊の付着・脱落）も確認された。卵塊付着量は12月10日が21個と最も多く、その後は、数個付着し数個脱落することが繰り返された。

産卵特性としては、次のことが取り上げられる。
①産卵調査結果によると、産卵は夜間に行われ、産卵量は産卵期の初期に多い。
②水深-1.5m~-2.5mに設置した人工海藻に多く産卵する。
③卵塊付着後であっても、波浪等の原因により、全体量の2割程度が脱落する。

ハタハタの産卵期間は、①厚田海域の産卵実績では水温7~8℃になる頃に産卵を開始すること、②漁業関係者ヒアリングによると12月中旬には産卵を終了すること、から12月上旬~下旬と予測していた。ハタハタ産卵期間中である12月9日から17日までの観測地点 No.1における水温観測値は6.2~9.6℃、平均値は8.3℃であった。水温観測結果によると、ハタハタの産卵は水温が8℃台に下がった頃に開始しており、雄冬漁港では、厚田海域の産卵実績である産卵開始水温（7~8℃）よりも1℃程度高いことが確認された。

今回の調査により、雄冬漁港周辺の産卵状況の詳細が判明した。今後は他地域への人工海藻の普及を図っていきたい。

4.6 港内底質悪化防止・改善手法の検討

4.6.1 ホタテ貝殻礁の設置

港湾・漁港では、泊地等を利用した水産物の蓄養が行われており、蓄養物の排泄物や残餌などの有機物が海底に堆積し、底質悪化が問題となっている。一方、北海道では年間約20万tのホタテ貝殻が水産廃棄物として発生しており、その対処法に苦慮している。そこで、当チームでは、ホタテ貝殻を有効利用した港内の水質・底質浄化策として「ホタテ貝殻礁」を提案している。ホタテ貝殻礁とは、金属カゴにホタテ貝殻を充填させたものである。泊地内にホタテ貝殻礁を設置することで、貝殻の間隙部分に新たな生物が蟄集することが期待される。これらの蟄集生物が蓄養で発生した排泄物や残餌などの懸濁態有機物を摂餌することで、海底に堆積する有機物が除去され、底質のヘドロ化の進行を防ぎ、最終的には水質・底質浄化効果を図るものである。当チームでは、ホタテ貝殻礁

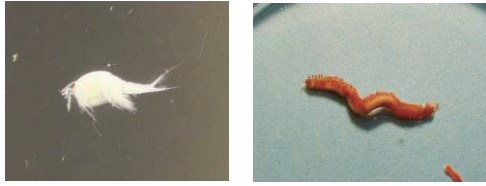


写真-4.6 試験礁に蝟集した蝟集動物
左側：コノハエビ（節足動物）
右側：スピオ科の1種（環形動物）

の水質・底質浄化効果を試験用の小規模な試験礁を用いた現地調査で検証してきた。さらに、その知見を基に、大規模に施工しても同様の水質・底質浄化効果が期待でき、製作・据付を考慮した実用的なホタテ貝殻礁を開発し、現地実験を開始した。

落石漁港に設置した試験礁では、海底より上層ではコノハエビ（写真-4.6 左側）など、懸濁物食者である節足動物の蝟集が多数確認された。蝟集個体数・種類数は試験礁の設置期間が長期になるにつれて増加する傾向である。特に、高水温の時期では数万匹の節足動物の蝟集が確認され、2007年6月はコノハエビが、2008年9月、2009年9月はミナソコミジンコが大量に蝟集し、貝殻礁が産卵・孵化の基質として機能したと考えられる。海底より下層では、ゴカイの仲間であるスピオ科の1種（写真-4.6 右側）など堆積物食者である環形動物の蝟集が多数確認された。蝟集個体数・種類数は節足動物と同様に増加傾向である。また、蝟集生物にはクリガニやエゾバフンウニなどの水産有用種も確認され、試験礁には多種多様の生物が蝟集するのが確認された。

試験礁に蝟集する節足・環形動物は、堆積物及び懸濁物に含まれる有機物を摂餌することで底質浄化が期待されている。節足動物については、佐藤ら²⁶⁾が行った室内試験と同様の方法により、優占種であるヨコエビ類の1g当たりの浄化能力として、炭素25.75mg/day、窒素2.49mg/dayが得られた。環形動物については、優占種であるスピオ科の1種を対象に、1gあたりの浄化能力として、炭素4.07mg/day、窒素1.13mg/dayが得られた。有機物浄化能力の算出は、蝟集生物の優占種であるヨコエビ類（節足動物）、スピオ科の1種（環形動物）の浄化能力と、試験礁に蝟集した節足・環形動物の蝟集量を乗じた値で算出した。また、試験礁近傍での有機物負荷量はセジメントトラップ

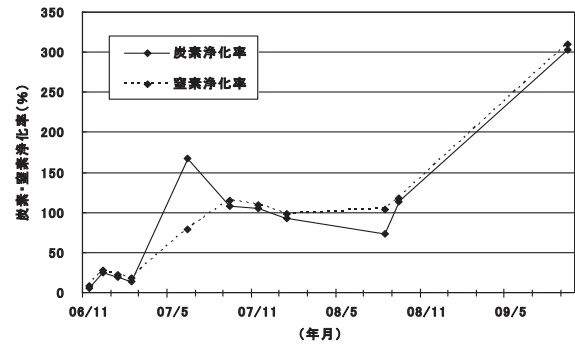


図-4.9 蝟集生物による炭素・窒素浄化率

による測定より、炭素0.351mg/cm²/day、窒素6.66×10⁻²mg/cm²/dayであることが確認された。そこで、蝟集生物の摂餌行動による浄化能力と有機物負荷量の割合を浄化率として図-4.9に示す。浄化率は、炭素では2007年6月以降で100%を超え、窒素では2007年9月以降でほぼ100%に達することが確認された。その後も浄化率が概ね100%を上回り（蝟集生物は周囲の底泥も摂餌する、若しくは飢餓状態と考えられる）安定した浄化能力を示しており、試験礁設置から約3年間が経過しても、蝟集生物の摂餌行動による浄化効果が持続的に機能することがわかった。

次に、実用化に向けて規模を拡大したホタテ貝殻礁（以下、貝殻礁）（写真-4.7）を2007年11月に設置した。設置規模は底面積2.5×3.5m、高さ0.5mとし、港湾工事で使用される石カゴを想定した規模とした。本調査では、貝殻礁の蝟集状況を確認するためのサンプル回収が可能である、底面積0.5×0.5m、高さ0.5mの金属カゴを隙間無く並べて設置した。ホタテ貝殻は施工性を考慮し、粉砕せずに原貝を充填することにした。調査では、貝殻礁の蝟集生物の同定、種別個体数の計数および湿重量の測定を行った。また、貝殻礁の間隙部分において懸濁態有機物の目詰まりによる水質変化が予測されたので、貝殻礁内の海水を採水し、



写真-4.7 実用に向け規模拡大した貝殻礁
左側：貝殻礁全景
右側：設置状況（丸印が採水パイプ）

礁内の海水を分析した。分析の結果、試験礁と同様に礁内での貧酸素などの影響がなく、蛸集生物の致死要因とはなりえないことを確認した。設置した貝殻礁は、海水と接する面積で見ると内部（側面が海水と接しない）と外部（隅角部で側面2面が海水と接する）に分けられる。まず、海水と接する面が少ない内部の貝殻礁の蛸集状況を検討した。貝殻礁には、礁内に沈降する懸濁態有機物を餌とするスピオ科の1種などの環形動物やコノハエビなどの節足動物の蛸集が確認された。さらに礁内には、これらを餌とするカジカ・チジミボラなどが確認され、貝殻礁内での食物連鎖の形成が伺える。しかし、貝殻礁の1基当たりの蛸集生物は環形動物で数百個体、節足動物で数千個体であり試験礁と比較すると蛸集量が少量であった。そこで、浄化能力をもつ環形動物と節足動物について平均蛸集量・平均密度について着目した。平均蛸集量の算定は、貝殻礁では直近の調査である設置後23ヶ月（2009年10月）まで、試験礁では設置後22ヶ月（2008年9月）までの蛸集量を対象とし、礁1基当たりの平均蛸集量の値を算出した。算出の結果、表-4.4に示すように貝殻礁の平均密度は、試験礁と比べ平均蛸集数では約3.5分の1、

平均密度では約20分の1であると算出された。理由としては、回収した貝殻礁が中心部分であり、海水に接する側面がないことから、貝殻礁の内部まで生物蛸集が進んでいないと思われた。そこで、貝殻礁の内側と外側で蛸集状況に差があると考えられたので、2009年の現地調査で内側・外側3基ずつ貝殻礁を回収し、環形動物と節足動物について貝殻礁1基当たりの平均蛸集数・平均湿重量を算出した。その結果、表-4.5に示すように海水に接する面が多い外側の貝殻礁で蛸集生物は、内側の貝殻礁と比較して、節足動物では約2倍、環形動物では約3倍と多いことが確認された。また、湿重量では節足動物で約5倍の蛸集量が確認され、蛸集数よりも差が拡大している。これは、カラフトシマモエビ等の比較的大型の節足動物が蛸集したことによる。

これらの結果では、大型の貝殻礁の内部では蛸集生物の進入が遅く、蛸集量が少量であるので、炭素・窒素浄化率が低くなる。一方、貝殻礁の外部では蛸集生物の進入がみられ、炭素・窒素浄化率が高くなる。このため、側面が全て海水に接する小型の試験礁と比較すると、単位面積当たりの蛸集量が少なく浄化率も低い状況である。よって、今後の実用化に向けた貝殻礁の製作に関しては、海水に接する表面積を増やす対策が必要である。

そこで、これらの欠点を補うよう改良を加えた実用型の貝殻礁を提案した。実証試験は、北海道日本海側の江良漁港において行った。既製の石カゴ（2.0m×3.0m×0.5m）を用い、網目からの貝殻の流出を防止するために、内側に目合い5cmのネットを取り付けた。さらに、貝殻礁は海水と接する表面積を大きくすることが重要であることから、その工夫として貝殻を詰めない通水孔（直径0.3mの筒）を配置した。通水孔の配置は0.5m間隔に2m幅に3列（4分割）、3m幅に5列（6分割）の計15孔を配置した。また、通水孔の効果を検証するため、2m幅に通水孔を連続した「通水路型」と、通水孔2孔の貝殻礁も製作した。貝殻礁製作の一連の作業は、①工場が目合い5cmネットを取り付けた本体金網にネット付通水孔をコイル鉄線で固定、②ホタテ貝殻の投入、③本体金網の上蓋をコイル鉄線で取り付け、上蓋と通水孔をコイル鉄線で連結し、貝殻礁が完成した。これらの工夫により、貝殻礁6個製作が1日の作業で全て終了できた。その後、④石カゴの据付と同様に作業船を使

表-4.4 貝殻礁の生物蛸集数と蛸集密度

	貝殻礁 (平均蛸集数)	試験礁 (平均蛸集数)	比率
節足	2,829 個体/礁	9,930 個体/礁	1 : 3.51
環形	308 個体/礁	1,029 個体/礁	1 : 3.34
	貝殻礁 (平均密度)	試験礁 (平均密度)	比率
節足	1.13 個体/cm ²	24.82 個体/cm ²	1 : 21.93
環形	0.12 個体/cm ²	2.57 個体/cm ²	1 : 20.90

表-4.5 貝殻礁の内・外側での生物蛸集状況

	貝殻礁 (内部) (平均蛸集数)	貝殻礁 (外部) (平均蛸集数)	比率
節足	554 個体/礁	1,105 個体/礁	1 : 2.00
環形	501 個体/礁	1,497 個体/礁	1 : 2.99
	貝殻礁 (内部) (平均湿重量)	貝殻礁 (外部) (平均湿重量)	比率
節足	18.03g/礁	92.51g/礁	1 : 5.13
環形	19.80g/礁	53.62g/礁	1 : 2.71

用し、つり枠を用いることで容易に貝殻礁の据付が完了した（写真-4.8）。

設置から約2ヶ月経過した2009年9月30日と3ヶ月経過した11月6日に蛸集生物調査を行った。また、9月から11月の期間に貝殻礁設置箇所においてセジメントトラップによる有機物負荷の調査を行った。その結果、江良漁港での蛸集生物量は、環形動物（湿重量）では設置後2ヶ月が $1.71\text{mg}/\text{cm}^2$ 、設置後3ヶ月が $19.1\text{mg}/\text{cm}^2$ と約11倍に増加した。優占種は、ウロコムシやミズヒキゴカイであった。節足動物（乾燥重量）では、設置後2ヶ月で $1.64\text{mg}/\text{cm}^2$ 、設置後3ヶ月が $2.43\text{mg}/\text{cm}^2$ と約1.4倍に増加した。優占種は、ヤマトモエビやコソボソコエビであった。設置から3ヶ月経過した江良漁港の蛸集生物量は、落石漁港の同期間（2007年2月）と比べ環形動物では $10.7\text{mg}/\text{cm}^2$ の1.8倍、節足動物では $0.2\text{mg}/\text{cm}^2$ の約12倍と大きい値となった。



① 本体金網の組立



② ホタテ貝殻の投入



③ 貝殻礁の完成



④ 貝殻礁の据付

写真-4.8 実用型の貝殻礁の製作・据付状況

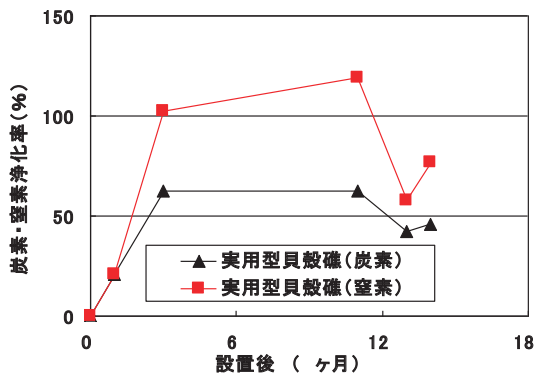


図-4.10 実用型貝殻礁の浄化率

蛸集した環形・節足動物の浄化能力と負荷量の比を浄化率として図-4.10に示した。負荷量は、漁港内に設置したセジメントトラップにより測定し、炭素 $0.225\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$ 、窒素 $0.027\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$ であった。図より、炭素で50%、窒素では100%を超える浄化率が確認された。

4.7 まとめ

北海道に位置する港湾・漁港では、その立地環境や利用形態に応じて様々な問題点、課題が生じており、それぞれ個別に対策を講じることになる。4.3では、寒冷地における港湾漁港水域を環境諸条件ごとに分類し、適正で効率的な整備・管理方策について整理した。4.4以降では、分類された各整備・管理方策について、それぞれ現地実証試験に基づく効果の検証を行なった。これらの成果は、港湾・漁港周辺海域の生産性の向上及び港内水環境保全に配慮した各種構造物の整備を行う上で、その計画、設計等に寄与するものである。

なお、本研究は海の生物や自然環境を対象としており、不確定要素も多く、また、制御不可能な現象が生じやすい。藻場についても、数年を経過して種が遷移するため、今後は長期的な環境変動下における効果の持続性について検討する必要がある。その際には、順応的な管理²⁷⁾の考えに基づいて、事業と連携して長期的にモニタリングを行うことが有効である。さらに、港湾・漁港周辺海域の生物の動態や自然現象に関するデータを蓄積するとともに、適正で効率的な管理方策についても検討を深める必要があり、次期計画において実施する予定である。

参考文献

- 1) 北海道庁水産林務部：平成21年北海道水産現勢、pp.1-56
- 2) 水産庁：平成17年度水産の動向及び平成18年度水産施策、2006
- 3) 日本水産資源保護協会：漁業影響評価指針、pp.1-35、2005
- 4) 北原繁志、今林弘、岩成正勝：人工動揺基質を用いた磯焼け海域における藻場造成に関する研究、海洋開発論文集、Vol.24、pp.777-782、2008
- 5) 岡元節雄、足立久美子、本間隆哉：発酵魚か

- すを利用した海域肥沃化のための基礎実験－栄養塩溶出過程－、第20回寒地技術シンポジウム論文集、pp.354-361、2004
- 6) 佐藤仁、福田光男、丸山修治、村井克詞：防波堤に形成された背後盛土における藻場機能について、海洋開発論文集、Vol.25、pp.329-334、2009
 - 7) Jin Sato, Kiyoto Koganezaki, Eriko Shimizu, Hideto Narumi and Yasuhiro Suzuki : Physical Environment of Seaweed Bed at The Rear step of Breakwater, PACON 2010 (Pacific Congress on Marine Science and Technology), 2010
 - 8) 東館雅樹、川村求、海津博行：雄冬漁港島防波堤背後小段における藻場造成機能の評価について（中間報告）、第53回（平成21年度）北海道開発技術研究発表会、環12、2010
 - 9) 前田優、井元忠博、渡部壮史：二重堤方式における海面の活用方策とその効果、第52回（平成20年度）北海道開発技術研究発表会、環33、2009
 - 10) 谷野賢二、鳴海日出人、黄金崎清人、佐々木秀郎、北原繁志、本間明宏：港湾域におけるヤリイカの産卵に関する研究、海岸工学論文集、第45巻、pp.1156-1160、1998
 - 11) 丸山修治、竹田義則、永田晋一郎：魚類の産卵場としての沿岸構造物に関する一考察－ハタハタ産卵場の光と流れについて－、海洋開発論文集、Vol.17、pp.147-151、2001
 - 12) 牧田佳巳、山本潤、岡元節雄：遊水部付生け簀ヶケソンの夏季におけるDO変動特性について、第43回環境工学研究フォーラム講演集、pp.98-100、2006
 - 13) 牧田佳巳、足立久美子(2006)：抜海漁港における底質悪化要因と改善策の検討、平成18年度日本水産工学会学術講演会講演論文集、pp.217-218、2006
 - 14) 佐藤朱美、牧田佳巳：ホタテ貝殻礁の底質浄化能力に関する現地実験、海岸工学論文集、第54巻、pp.1276-1280、2007
 - 15) Kentaro Okamoto and Jun Yamamoto : Experiment of sediment purification ability by sea cucumbers in the northern seas, PACON 2010 (Pacific Congress on Marine Science and Technology), 2010
 - 16) 渡辺光弘、山本潤、増田亨：沿岸構造物背後静穏域におけるガゴメコンブの生長状況、平成21年度日本水産工学会学術講演会講演論文集、pp.147-150、2009
 - 17) (社)寒地港湾技術研究センター：寒冷地における自然環境調和型沿岸構造物の設計マニュアルー藻場・産卵機能編ー、1998
 - 18) 谷口和也：磯焼けの機構と藻場修復、恒星社厚生閣、pp59-60、1999
 - 19) 竹田義則、坪田幸雄、永田晋一郎、袖野宏樹：自然環境調和型構造物における藻場の流速とウニの食害に関する研究、海岸工学論文集、第46巻、pp.1221-1225、1999
 - 20) 社団法人全国漁港漁場協会：磯焼け対策ガイドライン、pp112、2007
 - 21) 伊東公人、永田晋一郎：北海道におけるハタハタ産卵の実態、開発土木研究所月報、No.531、pp36-40、1997
 - 22) 渡辺安廣：1.5ハタハタ、北海道立中央水産試験場事業報告書、pp21-27、1995
 - 23) 福田敏光：雄冬岬で再補されたハタハタ、試験研究は今、No.087、1991
 - 24) 杉山秀樹：日本の希少な野生水産生物に関する基礎資料（Ⅱ）、日本水産資源保護協会、pp.247-256、1995
 - 25) 渡辺安廣：道西日本海におけるハタハタの資源管理について、育てる漁業、No.282、pp2-9、1996
 - 26) 佐藤朱美、足立久美子：貝殻礁に蝟集したヨコエビ群による有機物除去能力の試算、平成17年度日本水産工学会学術講演会講演概要集、pp.107-108、2005
 - 27) 東京大学21世紀COEプログラム「生物多様性・生態系再生研究拠点」：順応的管理の理論と実践、京大海洋研究所共同利用シンポジウム、pp.1-16、2004

5. 結氷する港湾に対応する水中構造物点検技術に関する技術開発

5.1 はじめに

港湾及び漁港施設の水中部における健全度診断は有効な手法が確立されておらず、潜水士による目視観察に頼っており、点検時期は船舶の出入りが少ない冬期に実施されている。冬期間の港湾施設は結氷や流水等により損傷を受けることがあり、これらの影響で点検できる期間が短いことから、短期間で効率的な点検手法の開発が求められている。一方、港内における堆砂の計測は、測量船による深淺測量が主体であるが、上記と同様、海象条件が厳しく、冬期間は計測期間が制限されることから、短時間で簡易に計測可能な手法の開発が求められていた。

そのため、港湾構造物水中部劣化診断システムの開発、鋼矢板式岸壁点検装置の開発、及び簡易堆砂計測手法の実証試験を行い、現状作業の効率化を図ることで、港湾及び漁港施設の機能保全に寄与する点検計測技術の検討を行った。

5.2 港湾構造物水中部劣化診断装置の開発¹⁾²⁾

5.2.1 背景

港湾及び漁港施設における水中構造物の健全度診断は、有効な点検手法が確立されておらず、潜水士による目視観察に頼っているのが現状である。水中部の点検は、陸上で点検指示を行う技師と水中で実際に目視観察する潜水士の連携が重要である。また、海水の透明度による影響も大きく、視界の悪い箇所では潜水士が手探り状態で異常箇所を確認するなど、非効率で困難な作業となっている（写真-5.1）。

このため、潜水士を必要としない水中構造物の状況を撮影する技術、及び撮影データを蓄積して効率的に健全度診断を行うシステムで構成する「港湾構造物水中部劣化診断装置」の開発が求められていた。

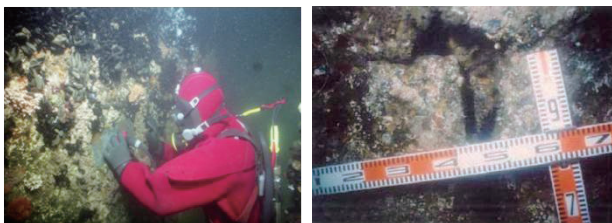


写真-5.1 潜水士の点検状況（左）、記録写真（右）

5.2.2 港湾構造物水中部劣化診断装置

「港湾構造物水中部劣化診断装置」の構成を図-5.1に示す。

本技術の特徴は超音波式カメラ（以下、音響カメラという）を使用し、光学式水中カメラでは撮影不可能な濁水中での撮影を可能としている点である。

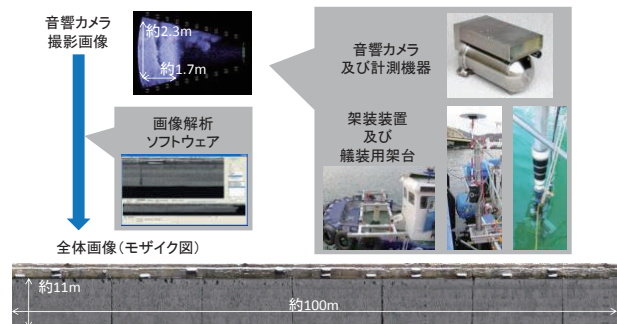


図-5.1 港湾構造物水中部劣化診断装置（概要）

音響カメラは米国サウンドメトリックス社製 DIDSON を使用し、撮影した画像 1 フレームの大きさは約 H 2.3 m×W1.7 m 程度（撮影距離 5 m、撮影角度 45°）であるが、本技術では、音響カメラを水深 10 m の位置まで固定可能な架装装置とそれに生じる水流抵抗に耐えうる艀装用架台を試作し、船舶を移動させながら水中構造物を連続撮影した。そして、得られた画像及び諸データから画像解析ソフトウェアで岸壁面全体の画像を作成した。画像解析ソフトウェアは位置情報やマッチング技術を使って、例えば、H 11 m×W 100 m の岸壁面を約 6,000 枚の画像を使い、シームレスで高い分解能、位置精度の全体画像を作成することができる。作成した画像をモザイク図と呼び、この画像からひび割れ、損傷などの変状箇所の位置、大きさを読み取ることができる。

5.2.3 分解能、位置精度の確認

モザイク図の分解能、位置精度を確認するため、予めコンクリート平板表面にクラックを疑似再現した供試体を各水深で岸壁面水平方向同位置に設置し、撮影試験を実施した（図-5.2）。

分解能の確認は、供試体とその撮影画像を比較して行った。また、位置精度の確認は、撮影試験時に各撮影水深で同位置に設置した供試体が、作成したモザイク図において、左右（水平）方向にばらつく範囲とした。

撮影画像の分解能は、供試体の撮影画像と疑似クラックの比較から、約 3cm となり、また、位置精度は 10~20cm 程度となった。

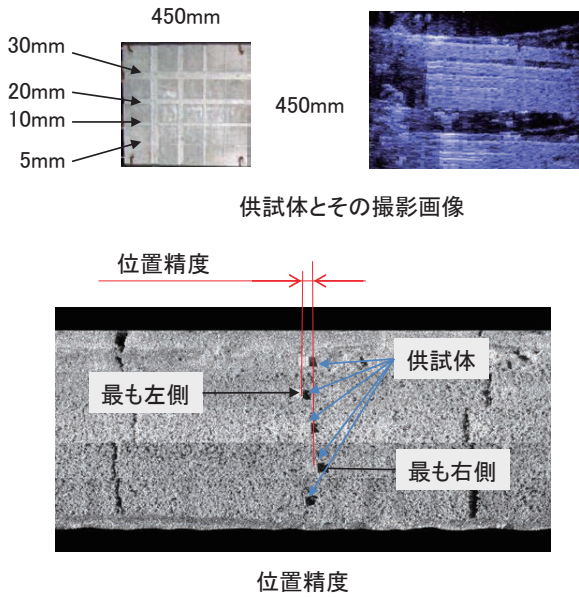


図-5.2 分解能、位置精度の確認

以上より、音響カメラを用いて撮影した画像の分解能は、潜水士の目視による判断程度を確保しており、港湾及び漁港施設における水中構造物の健全度診断において、音響カメラを使用した点検手法は有効である。

5.2.4 現地での適用性確認試験

実運用を見据えた現地試験を国土交通省北海道開発局稚内港湾事務所の協力を得て実施した。現地試験では撮影方法及び架装装置の評価を行い、また、本技術と従来の点検方法との施工費の比較や運用後の成果品管理について検討した。

(1) 潜水調査と撮影調査の調査結果

現地試験は、稚内港湾事務所が発注した潜水調査業務における調査区間の一部にて実施した。

潜水調査による点検結果を写真-5.2 に、モザイク図を使用した点検報告書(案)を図-5.3 に示す。

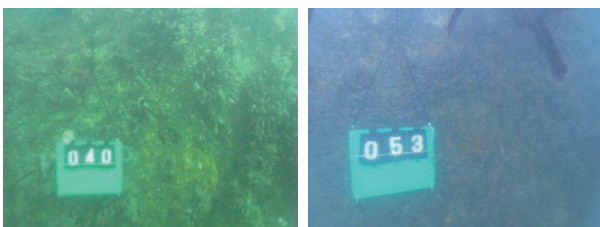


写真-5.2 潜水調査による点検結果

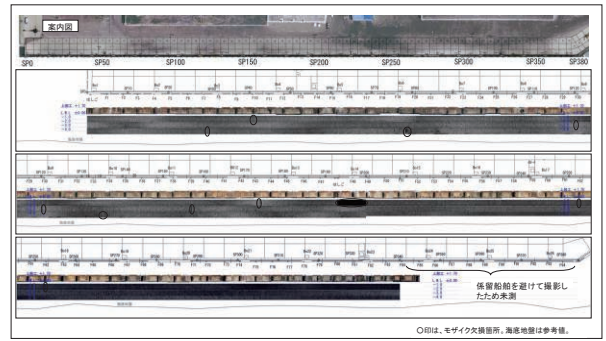


図-5.3 モザイク図を使用した点検報告書(案)

(2) 施工費の比較

従来の点検方法(潜水調査)と本技術(撮影調査)の施工費を比較した。

- ・潜水調査
潜水調査は国土交通省の積算基準(暫定案)より「付着物除去を伴わない潜水調査」から施工費を算出した。
- ・撮影調査
撮影調査では、労務工数は現地試験での実績値を採用し、機械経費は損料計上とした。
- ・比較結果

撮影面積当りの直接業務費を比較した結果を図-5.4 に示した。

撮影調査においては、架装装置・艀装用架台設置(撤去)、機器取付(取外)、撮影・計測(テストラン含む)といった撮影1回当りに必要な費用(固定費)は割高だが、撮影1日当りの調査面積が大きいので、調査面積が約12,000m²以上であれば全体的な施工費は安価となる試算となった。

また、撮影面積当りの所要日数を比較した結果を図-

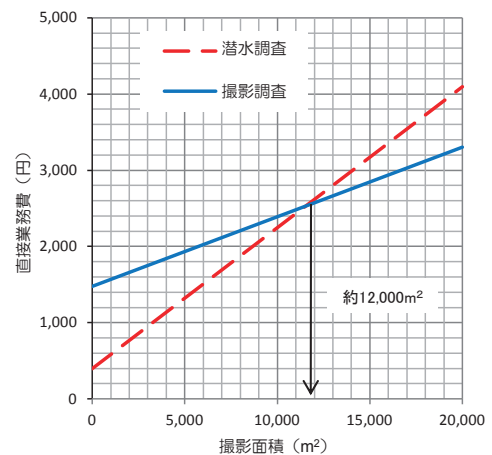


図-5.4 撮影面積当りの直接業務費

5.5に示した。調査面積が小さい場合（約5,000m²以下）は潜水調査の所要日数は少なく済み、業務当りの調査面積が大きいほど（約5,000m²以上）撮影調査の方が短期間で済むことになる。

潜水調査の場合は、潜水土、機械共に現地での雇用・調達が可能のため、小規模な調査に適しているといえる。

調査現場が遠方の場合、架装装置や機器が現地調達できないため事前に運搬費等と撮影面積を考慮したうえで調査方法を選択する必要がある。

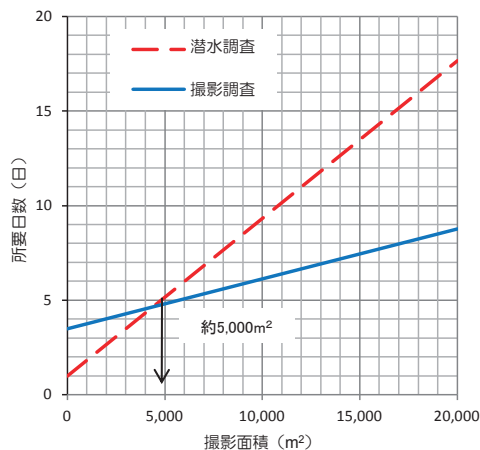


図-5.5 撮影面積当りの所要日数

5.2.5 運用後の成果品管理(データ管理システムの作成)

音響カメラ等が取得したデータから作成したモザイク図、およびCADデータとして作成された変状図の管理・閲覧を行うソフトウェアを作成した（図-5.6）。

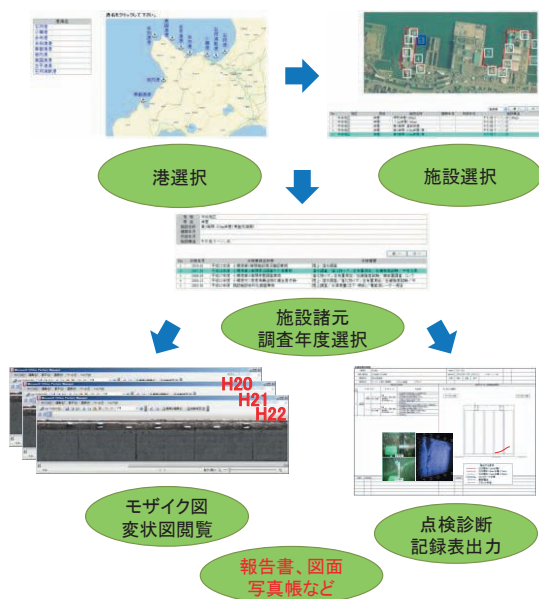


図-5.6 データ管理システム（利用画面）

これは、各種調査報告書（帳票）作成の支援や、経年変化の把握を可能とし継続的な施設維持管理を実現することを目的としている。

このシステムの運用範囲は事務所単位とし、事務所内で同時に各個人用端末で閲覧可能である。管理用端末は、事務所内の既存PCを利用しDBソフトウェア、WEBサーバソフトウェアで構築し、その他ソフトウェアも含め、いずれもフリーウェアで配布可能なもので構成した。また、これらは他の事務所でも容易に適用可能なシステムとした。

5.2.6 試験結果

港湾構造物水中部劣化診断装置の現場適合性を確認した。

潜水土の目視観察に替わる撮影画像の分解能は、試験結果より約3cmとなり、潜水土の目視程度以上であると判断した。また、モザイク図の位置精度は10～20cm程度であり、変状箇所の位置確認に支障はないと思われる。

また、潜水調査では陸上部、水中部を含めた施設全体の画像化は困難であるが、このシステムにより画像化が容易となった。

以上より、本技術は港湾及び漁港施設における水中構造物の目視一次点検手段として有効であり、これにより異常箇所の抽出が可能となる。

施工費を試算した結果、本技術は撮影1回当りに必要な費用（固定費）が割高であるが、撮影1日当りの調査面積が大きく、業務当りの調査面積が大きければ全体的な施工費は潜水調査に比べ安価となる試算となった。

今後の検討として、施工費の低コスト化が必要である。例えば、撮影・計測においては機器類の損料が占める割合が大きく、機械損料低減として方位計をGPS装置のオプション機能で代用するなど、低コスト化が考えられる。

固定費については、艀装用架台は種々の船舶への対応が困難なことから、組立・設置に労務を要しており、組立方法の簡素化や艀装方法を事前に検討をするなどして設置時間の短縮は可能と考える。

3カ年の現地試験を通して、各計測センサーを使用した取得データの解析手法を確立し、全体システムの性能要件を作成した。また、港湾施設における本技術の現場適合性を確認している。今後は、河川・ダム分野など、他分野での活用も検討する。

5.3 鋼矢板式岸壁点検装置の開発³⁾

5.3.1 背景

鋼矢板式岸壁を点検するため、水中部の腐食・劣化を潜水士に頼らず、簡易に点検できる装置の開発を行った。

開発した鋼矢板式岸壁点検装置は、探触子（SH波、SV波）、ケレン機構を備え、傾斜センサー、作業確認用カメラによりバックハウ運転室から装置制御を可能としたバックハウ・アタッチメント部に取付可能な装置である。

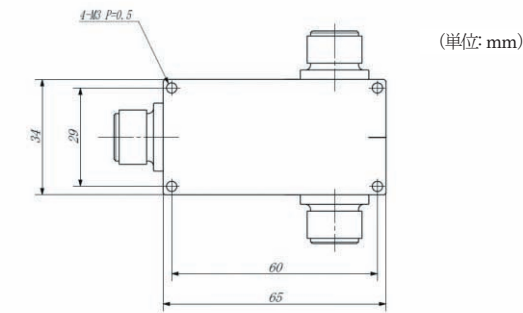
そして、この鋼矢板式岸壁点検装置を用いて、室内、陸上フィールド及び現地（実海域）にて、測定試験を実施した。

5.3.2 超音波法（SH波）による点検方法

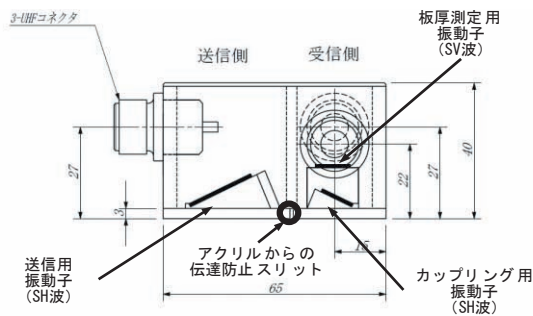
超音波法（SH波）による鋼矢板の点検方法は、探触子から発射した超音波を鋼矢板へ入力し、矢板表面付近を伝搬した超音波の反射エコーを探傷器により波形として取得することで、波形の形状から腐食の形態・位置を把握するものである。

5.3.3 探触子の試作・調整

現地（実海域）試験で使用するSH波探傷用探触子（防水型）を試作した（図-5.7）。本探触子は、カップリングチェック機能、板厚測定機能を付加している。



(正面図)



(側面図)

図-5.7 探触子外観図

5.3.4 基準波形の設定と現地試験

(1) 基準感度、基準波形の設定（室内試験）

一般に、超音波探傷試験においては、必要な探傷感度をその都度調整しており、本件の室内試験においても板端からの反射エコーが80%となるよう感度調整を行っている。

しかしながら、現地（実海域）での基準感度設定では、鋼矢板端部からの反射エコーを期待できないため、以下の方法にて測定を行うこととした。

- ・室内試験で確認した透過法（カップリングチェック）における感度から、矢板の厚さ毎の基準感度（透過法）を設定する（図-5.8 表中①）。
- ・室内試験で確認したSH波試験（本測定）における感度から、矢板の厚さ毎の基準感度（SH波）を設定する（図-5.8 表中②）。
- ・現地で測定した感度（透過法、カップリングチェック）と基準感度（透過法）の差 α を基準感度（SH波）に足して、現地で測定する感度（SH波）とする。

この方法で測定距離毎に、各鋼矢板に対する感度を平準化した基準感度を設定した。図-5.9 にその一例を示す。

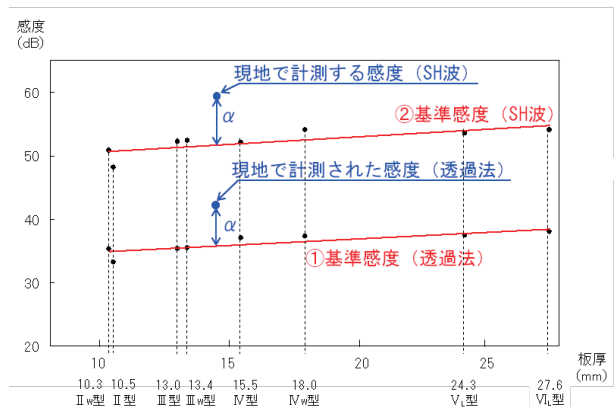


図-5.8 感度の設定方法

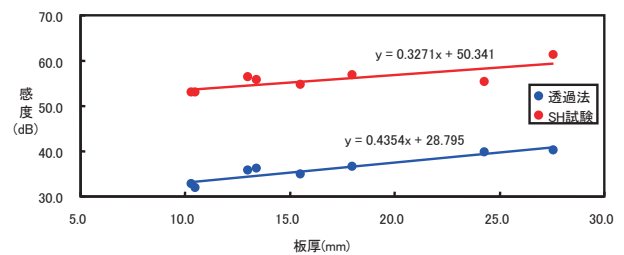


図-5.9 規格（厚さ）に関する試験

例：測定距離 1.0m

また、本試験にて得られた鋼矢板の規格毎、距離（レンジ）毎の基準波形（赤線）を作成した。その一例を図-5.10に示す。

以後、鋼矢板の腐食を判定する際には、これと重ね合せ判定を行う。

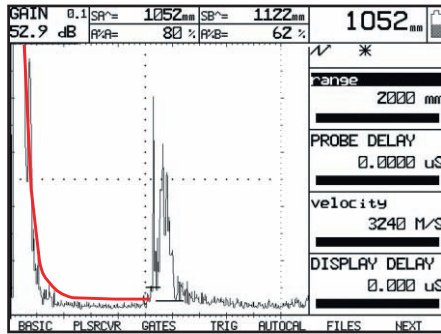


図-5.10 基準波形（赤線）

鋼矢板Ⅱ型（t=10.5mm）、測定距離 1.0m

(2) 現地（実海域）試験

室内試験で設定した基準感度、基準波形と測定方法の検証のため、現地（実海域）にて測定試験を行った。

測定は鋼矢板の測定面を予めケレンし、マグネットと油圧ジャッキを使って試作した治具により探触子を圧着した。圧着力は 31N/cm² を確保し、接触媒体は音響シート（1.0mm）を用いた。一連の作業は潜水士が行った（写真-5.3）。



写真-5.3 潜水士による測定（左）、治具（右）

測定試験では、透過法試験（カップリングチェック）、及びSH波試験で、全てのケースにて超音波の適切な入射が確認された。

また、探触子の板厚測定機能（SV波）による測定を行った。探触子による板厚測定結果と、超音波厚み計による板厚測定結果から、概ね両者は近い値を測定し、その有効性を確認した。

5.3.5 点検装置の試作と確認試験

(1) 点検装置の試作

以上の測定方法で、現場矢板の腐食・劣化状況を陸上から測定するため、バックホウ・アーム先端に取付可能な点検装置を試作した。

点検装置の外観及び全体図を写真-5.4、図-5.11に示す。

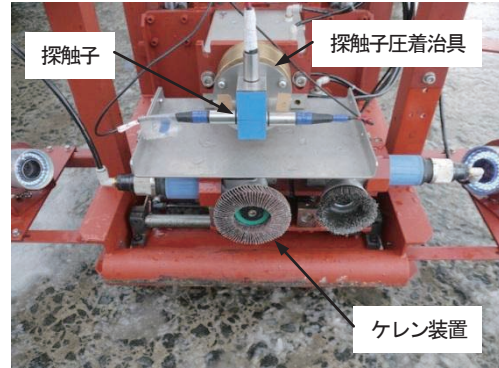


写真-5.4 点検装置

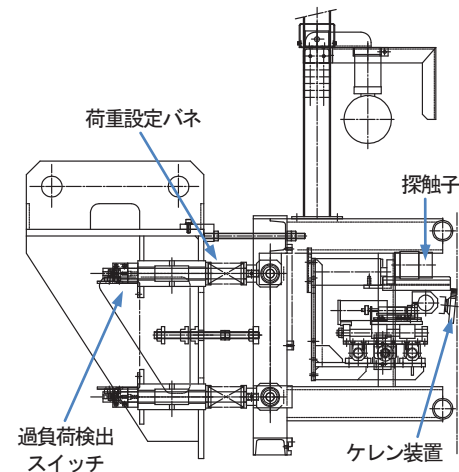
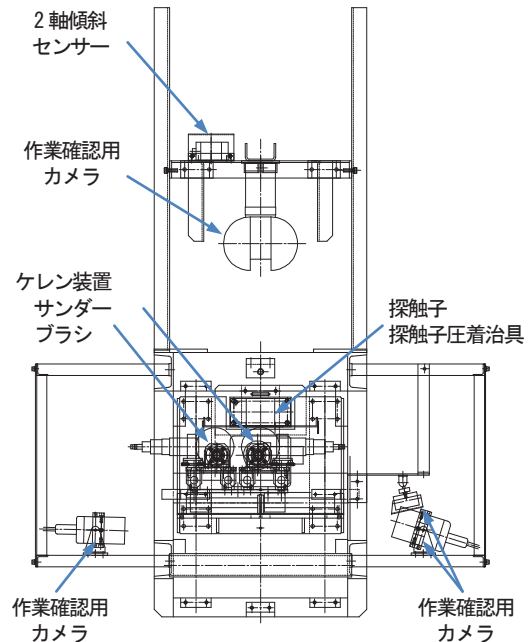


図-5.11 点検装置 正面図（上）、側面図（下）

(2)陸上試験

点検装置の動作確認のため、陸上試験を行った。試験は、コンクリート塊に鋼矢板を設置し基本動作の確認を行ったほか、深さ約4mのピットを利用し動作確認を行った(写真-5.5)。

動作確認試験では、現地(実海域)試験へ向けて、バックホウ・オペレータの訓練も兼ねており、各センサー情報から装置の状況を把握しながら鋼矢板をケレンし探触子を圧着した。



写真-5.5 陸上試験

同時に行った超音波探傷では、室内で測定した基準感度に対し、ほぼ同等の感度で測定可能であったが、腐食により表面に凸凹がある場合は6dBを超える感度補正が必要であった。また、SH波は端部波形を確認でき、SV波による板厚測定は元厚と同等の値を確認できた。

(3)現地(実海域)試験

陸上試験における点検装置の不具合を修正後、現地(実海域)試験を行った。

点検装置による測定(写真-5.6)では、付着物の除去は可能であったが表面の凸凹が残り平面処理は困難な場合があった。また、感度補正は4~25dBの補正が必要となった。

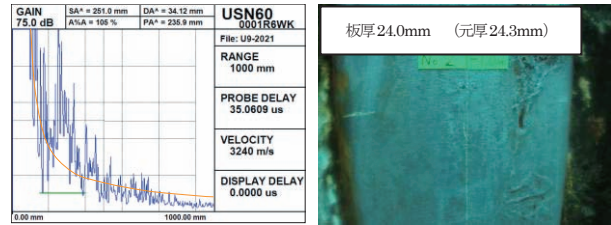


写真-5.6 点検装置による測定

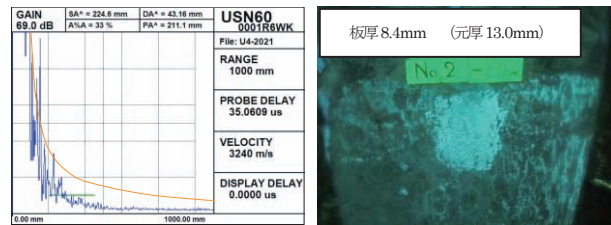
測定結果を図-5.12に示す。5割程度のケースで腐食と判定できる波形を確認したが、探触子の接触状況の良否が音波の入射に影響することが想定された。また、探傷範囲が長い(3m程度)場合には腐食の判定が困難であることを確認した。

測定結果例①では、探触子の約0.3m下に強い反射エコー

を確認でき、腐食(きず)が予想された。潜水士による調査の結果、きずを確認した。測定結果②では、SH波の反射エコーは確認できなかったが、SV波による板厚測定で-2.6mmの板厚減が確認され、矢板全面での板痩せが予想された。潜水士による調査の結果、矢板全面の板痩せを確認した。



測定結果例①：腐食(きず)あり



測定結果例②：腐食(きず)なし

図-5.12 測定結果

5.3.6 試験結果

室内、陸上フィールド及び現地(実海域)試験についてまとめると、以下のとおりである。

(1)探触子の試作

・カップリングチェック機能、板厚測定機能を付加したSH波探傷用探触子(防水型)を試作した。

(2)SH波感度調整方法の確立

・測定時の基準感度は、室内、現地(実海域)試験での透過法(カップリングチェック)による測定値の差を補正值とし、室内試験でのSH波試験値に補正值を加算することで音波の適切な入射が可能となった。

上記の方法により、点検装置を使用し陸上から腐食(きず)位置を確認し、また、板厚値を確認できた。

(3)探傷方法の確立

・室内試験にて健全な矢板から得た波形を基準波形とし、現地試験で測定した波形と重ね合わせ、基準波形より高いエコーが確認された場合は腐食(きず)があることを確認した。

・陸上からSH波(探傷)、SV波(肉厚計測)を同時に計測可能となったことで、潜水士を必要とせず腐食の有無と肉厚から矢板の劣化状況把握をすることが可能となった。

5.4 簡易堆砂計測装置の開発⁴⁾

5.4.1 背景

港湾管理者が港湾機能を維持する目的で堆砂状況を把握する場合、測量船による深淺測量を実施しているのが現状である。

測量船による深淺測量は、広範囲を連続的に測量することができる反面、計測を必要とする区域が港内の狭い部分であっても船舶を使用せざるを得なく、非効率的な作業となっている。例えば、航路・泊地の一部の範囲を港湾管理者の日常業務として測量船を使わずに計測が実施できれば、管理者の負担軽減に寄与することができる。

また、船舶による事故等も想定され、より嚴重な安全対策の必要性も求められている。

そこで、港内の堆砂状況を把握するため、測量船を用いることなく、容易に港内の海底地形を面的に計測可能なシステムの開発を行った。

5.4.2 計測方法及び検討事項

(1) 計測方法の検討

計測機器は測量船による深淺測量に用いられているマルチビーム測深機を使用することとした。

マルチビーム測深機は、船体に海底へ向けたソナーヘッドを取り付け、指向性の鋭いビームを多数使い、船舶を航行させながら一度に多数点の水深を測る装置である(図-5.13)。

この測深機を陸上(岸壁等)の定点から海中へ垂下し、ソナーヘッドを傾斜させ遠方へ向けて計測を行い、更に、ソナーヘッドを回転させて面的に計測する(図-5.14)。この方法により、計測周波数450kHzの測深機であれば約100m半径内の海底地形を計測可能である。

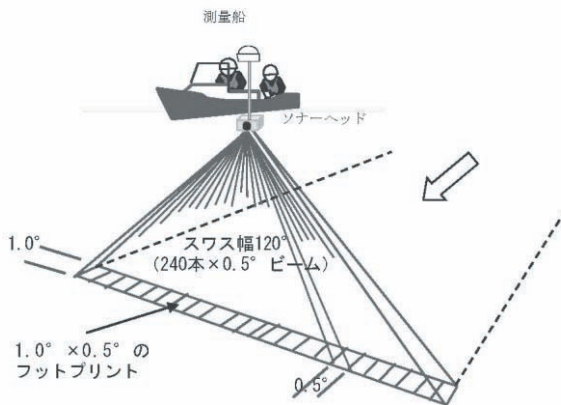


図-5.13 マルチビーム測深機による深淺測量

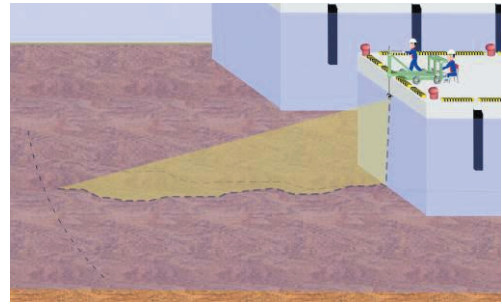


図-5.14 簡易堆砂計測装置による計測方法(当初イメージ)

(2) 想定される問題点

計測条件の制約によって、遠方の計測位置で分解能の低下及び計測誤差が生じることが想定される。スワスの両端、すなわち遠方へのビームほど海底面への入射角が小さくなり、フットプリントは拡大する。そのため、分解能は低下し計測データの誤差は大きくなる。

また、図-5.15のように個々のビーム中心の角度とビーム内側の角度に差があるため、得られる測深値は系統的に真の測深値よりも浅くなる。従って、この遠方誤差についても考慮する必要がある。

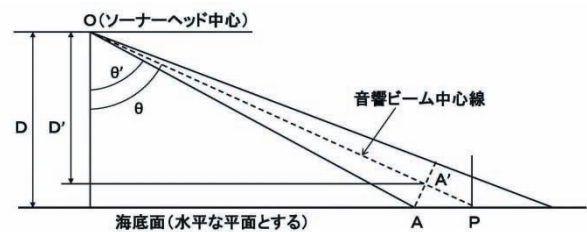


図-5.15 遠方誤差

内側のビーム(OA)が音響ビーム中心線(OP)よりも往復時間が短いため、実際の測深値(D)よりも浅い測深値(D')が得られてしまう。

5.4.3 計測用架台の試作

マルチビーム測深機のソナーヘッドを、傾斜させた状態で、陸上(岸壁等)から海中に垂下でき、約180°回転させて計測が可能な計測用架台を試作した。

計測用架台(計測装置部)の全体図を図-5.16に、計測用架台、計測状況を写真-5.7に示す。

計測用架台の機能として、防波堤等からの計測も想定し、ソナーヘッドを取り付ける伸縮ポール(最伸張を6m、また、可搬性を考慮して架台全高を1.8mとした)。

ポールの伸縮はワイヤーロープによる手動巻き上げ(下げ)式で、ポール本体に取り付けたハンドルを回転させることによりソナーヘッドも追従して回転する仕

組みとなっている。

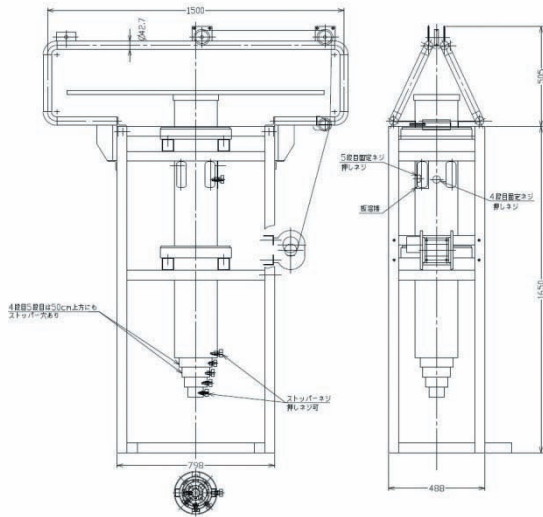


図-5.16 計測用架台（計測装置部）

計測用架台の構造は大きく2つに分かれており、伸縮ポールを備えセンサー類を取り付ける計測装置部と、これを載せて岸壁前面まで張り出す架台部となっている。計測装置部と架台部は現地で組立・分解が可能で、ワゴン車両に搭載して運搬することができる。



写真-5.7 計測用架台

計測装置部（左上）、架台部（右上）、伸縮ポール及びソナーヘッド取り付け状況（左下）、計測状況（右下）

5.4.4 計測試験

計測試験では予め船舶を使用した深浅測量を実施し、得られた値（以下、「基準データ」という）を基準として陸上からの計測値との比較を行い、ビーム到達距離及び精度向上のため、計測方式の異なる数種の計測機器を使用した計測試験を実施し、比較・検証を行った。

以下、精度の検証においては、計測精度を±0.25mの

範囲^{*}とした。

^{*} 海上保安庁告示第102号「特級水域における測深誤差の限度」の水深5m・特級0.253mによる。

(1) SEABAT8125 による計測

マルチビーム測深機（SEABAT8125）を使用し、ソナーヘッド取付角度を通常設定とした30°から60°に変更して計測したところ、各到達距離においてデータ密度の増加を確認した（図-5.17）。

しかし、ビームの各到達距離において計測精度を満たしたのは、取付角度30°で60m、60°で10mとなり、とくに、60度の場合は近距離から誤差が大きくなった。

取付角度の変更においては、岸壁等の構造物あるいは水面に対してビームが当たりその反射波が解析の障害となるノイズとして表れないように、適切なソナーヘッドの傾斜角に設定する必要がある。

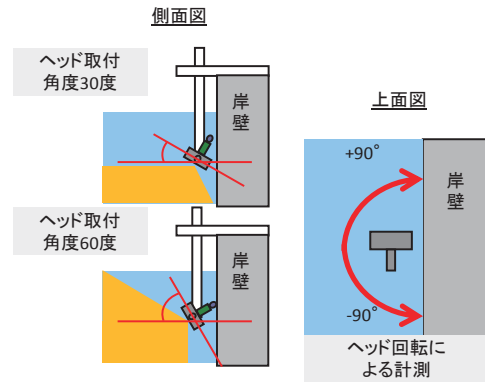


図-5.17 取付角度の変更（30°→60°）

(2) SEABAT7101 による計測

フラットレイ方式は受波端部ほど入射角による誤差が大きくなり常に表層面の音速度を正確に確認する必要があるが、SEABAT7101は送受波器がサークルレイ方式で、入射角の補正が不要である。ビーム幅（角度）を一定にした状態で150°の範囲を計測でき、また、各ビームのフットプリント間隔を等距離としたモードも備えている。この機器を用いてレンジを500mとして水深の計測を行った。

結果は、3つの測深機中最も誤差が大きく、精度確保距離は概ね10m程度で、遠方へ行くほど誤差が増大した。原因としては、遠方の到達距離を優先したため100m未満での音波出力と音波感度調整が不十分だった可能性がある。

(3) GeoSwath による計測

GeoSwathが採用しているインターフェロメトリ方式は、複数の受波器を用いてビームの位相差から到来方向角度

を正確に求める方式である。

計測結果は、計測距離が 54m まで計測精度を満たしており良好な結果であった。しかし、勾配変化の大きな地形等において、計測データは誤差が増大する傾向を示した。

(4) 計測試験結果

以上の試験結果から、SEABAT8125 の計測精度は約 60m が限界であり、計測方式が異なる他の機種はそれ以下であった。これらから、到達距離 20m 以上での誤差は入射角の補正が要因ではなく、計測精度確保距離から SEABAT8125 の優位性を確認した。

表-5.1 に以上の機器による計測結果を示す。

(5) 解析方法の検討

計測したデータはメッシュ展開 (1m×1m など) し、平均値を求める処理を行ってきたが、本試験においては、

各到達距離におけるデータのうち、最大水深値が最も真値に近いと考えられ、計測距離 50m 以上の誤差縮小を目指して、各メッシュから最大水深の抽出を行った。

図-5.18 はメッシュ展開後の各到達距離における計測誤差である。計測精度を超えた箇所では誤差を生じているが、SEABAT8125 による計測値と基準データを比較した図-5.19 における計測値の欠損区間の前後であり、信頼性が低いと考えられる。なお、欠損の原因は海底地形の形状に起因しており、影響のない場所では計測可能であったと考えられる。

しかし、100m 程度までの計測距離が必要な場合は、静止計測時間を 120~180 秒程度確保し、計測データについてはメッシュ展開し最大水深値を採用することが到達距離 50m 以上において効果的であり、これらにより 100m までの計測実現性があると考えられる。

表-5.1 計測試験で使用した計測機器

形式	最大レンジ	周波数	スワ幅	特徴	計測結果	
					到達距離	計測精度確保距離
SEABAT8125 (過年度より使用)	120m	455kHz	120度	クロスファンビーム方式、 フラットアレイ	119m	0~60m
SEABAT7101	500m	240kHz	150度	クロスファンビーム方式、 サークルアレイ	297m	0~10m
GeoSwath	190m	500kHz	240度	インターフェロメトリ方式	60m	0~54m

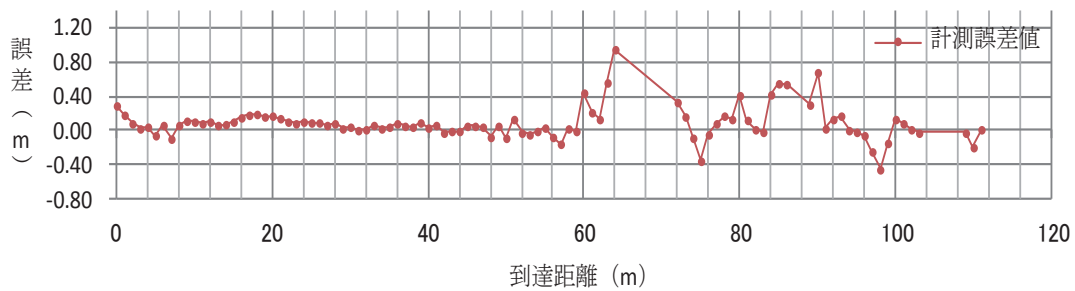


図-5.18 SEABAT8125 による計測誤差値

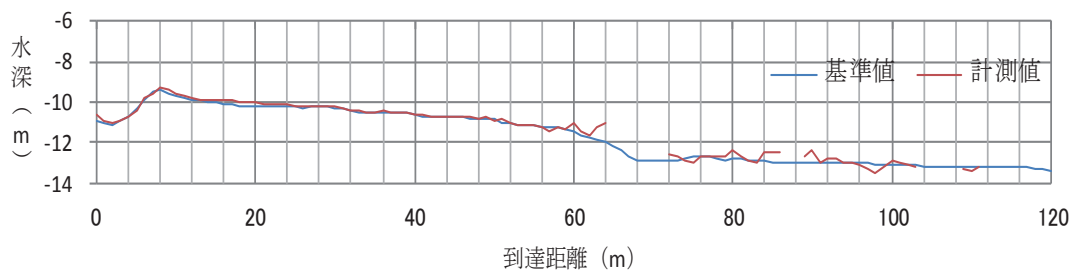


図-5.19 SEABAT8125 による計測値と基準データの比較 (180 秒収録、メッシュ展開・最小値)

5.4.5 海水下面計測

陸上からマルチビーム測深機 (SEABAT8125) のソナーヘッドを水深-7.0m まで垂下させ、上方へ60度傾けた状態でソナーヘッドを水平回転させ海水下面の形状を計測した (写真-5.8)。



写真-5.8 結氷状況及び海水下計測状況

計測結果から、計測した海水下の断面と回収した海水の形状 (幅約2.8m) を比較し、海面下の形状をマルチビーム測深機 (SEABAT8125) で捉えることが可能であることを実証した (図-5.20)。

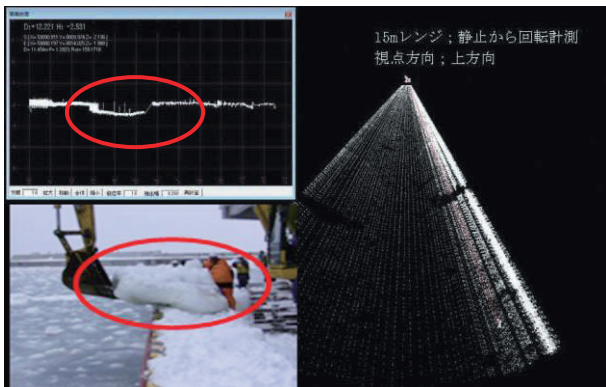


図-5.20 計測した海水断面 (上)、回収した海水 (下)

5.4.6 試験結果

以上より、マルチビーム測深機による陸上からの測深は、遠方でのフットプリントの拡大や浮き上がり現象を伴うが、検討した解析方法により、計測地点から半径100m程度の範囲を面的に計測が可能となった。

5.5 まとめ

港湾構造物水中部劣化診断装置の開発については、3カ年の現地試験を通して、各計測センサーを使用した取得データの解析手法を確立し、全体システムの性能要件

を作成した。また、港湾施設における本技術の現場適合性を確認している。今後は、河川・ダム分野など、他分野での活用も検討する。

鋼矢板式岸壁点検装置の開発では、陸上からSH波 (探傷)、SV波 (肉厚計測) による計測が可能になったことで、潜水土に頼らないで、腐食等の有無と肉厚計測値から矢板の劣化状況把握が可能となった。

簡易堆砂計測装置の開発では、本計測では、マルチビーム測深機 (SEABAT8125) の計測値をメッシュ展開し、その範囲の最大水深値を採用することで、100m付近での計測精度が $\pm 0.25\text{m}$ の範囲内となり、メッシュ展開 (最小値) による解析により100m迄の計測が期待できる。また、海水下面計測では、実物との比較から流水の下面形状が計測可能であることを確認した。

今後は、各点検・計測技術の開発を更に進めるとともに、港湾及び漁港管理者による施設の機能保全に貢献していきたい。

参考文献

- 1) 五十嵐匡、国島英樹、柳沢雄二、長瀬禎、大西明夫：コンクリート構造物水中部劣化診断システムの開発、寒地土木研究所月報、No.687、pp.30-38、2010.8
- 2) 五十嵐匡、長瀬禎、国島英樹、浅田昭、松田健也、大西明夫：コンクリート構造物水中部劣化診断システムの開発、第22回海洋工学シンポジウム、2011.8
- 3) 五十嵐匡、国島英樹、長瀬禎、平伴斉：鋼矢板式岸壁点検装置の開発、寒地土木研究所月報、No.704、pp.19-27、2012.1
- 4) 五十嵐匡、国島英樹、長瀬禎、平伴斉：簡易堆砂計測装置の開発、寒地土木研究所月報、No.701、pp.17-22、2011.10.

6. 結論

積雪寒冷地の港湾・漁港等臨海部における課題に対して、本研究で得られた主な成果を以下に示す。

- 1) 寒冷気候が作業環境及び作業効率に与える影響を定量的に評価する手法を、室内及び野外被験者実験に基づき開発した。実用的には、風速と気温のみ表わされる簡便な温熱指標である WCI (風冷指数) によって作業者の温熱感覚を表すことができる。また、寒冷環境下の作業効率の変化を、WCI を指標として推定する方法を提案した。そして、これらの研究成果を取りまとめ、冬期の港湾・漁港等の利用環境改善に有効な「港内防風雪施設」の設計評価マニュアルを作成した。さらに、岸壁に設置されるこのような施設は漁獲物の鮮度を保持する機能を有しており、衛生管理面の機能の評価法についても提案した。
- 2) オホーツク海沿岸に毎年来襲する流氷に関する課題解決のため、まず、オホーツク沿岸において海氷観測を実施し、流氷移動や喫水深分布、そして凹凸特性等を定量的に明らかにするとともに、海域に常設されている超音波式波高計 (海象計) を活用した安価な海氷観測システムを提案した。流氷による養殖施設等の被害防止に有効な流氷制御施設 (アイスブーム) の設計に資するため、施設に作用する氷群の荷重特性等を明らかにし、設計荷重推定法を提案した。さらに沿岸防災面の課題である津波来襲時の氷塊の構造物への衝突等を想定し、中規模実験や衝突破壊シミュレーションにより、平板に作用する氷塊の衝突荷重の簡易推定式を提案した。最後に、室内実験により流氷の接触・摩擦にともなう鋼構造物の基本的な損耗機構を明らかにした。
- 3) 北海道の港湾・漁港とその周辺海域における生物生産性の向上及び港内水域の環境保全について、立地環境に応じた整備手法を提案し、現地実証試験により効果を検証した。周辺海域における生物生産性の向上手法としては、人工動揺基質や防波堤の背後小段設置等による藻場造成・磯焼け対策、並びにヤリイカ産卵礁機能を有するブロックやハタハタ産卵用人工海藻による産卵礁としての機能を沿岸施設に付加する手法を提案し、現地実証試験によりその効果を検証した。また、港内水域の環境保全 (港内水域の高度利用) に対しては、港内蓄養・中間育成用水面の確保、ホタテ貝殻礁

等を利用し港内底質悪化防止・改善、水産有用種保護・育成 (ナマコ等の生物による水域浄化) などが有効であることを検証した。

- 4) 積雪寒冷地の港湾・漁港において、潜水土によらず短期間で効率的に施設を点検する目的で、光学式水中カメラでは撮影不可能な濁水中での撮影が可能な音響カメラを使用した水中部劣化診断装置を開発し、現場適合性を確認した。撮影画像の分解能は十分であり、潜水土の目視程度以上の精度を有することが確認された。また、鋼矢板式岸壁を陸上から点検する装置として、SH 波探傷用探触子を試作し、室内試験、現地 (実海域) 試験により本点検装置を使用し陸上から腐食 (きず)、板厚値を確認できた。さらに、港内利用上問題となる堆砂状況を陸上から簡易に計測する目的で、マルチビーム測深機を利用したシステムを開発した。現地適用性実験により、本装置による陸上からの計測では、計測地点から半径 100m 程度の範囲を面的に計測が可能であることが実証された。

生活における環境リスクを軽減するための技術

生活における環境リスクを軽減するための技術

脇坂安彦¹⁾ 鈴木 穰²⁾ 南山瑞彦³⁾ 小森行也⁴⁾ 北村友一⁵⁾ 北村清明⁶⁾
岡安祐司⁷⁾ 村山康樹⁸⁾ 尾崎正明⁹⁾ 岡本誠一郎¹⁰⁾ 諏訪守¹¹⁾ 桜井健介¹²⁾
佐々木哲也¹³⁾ 森 啓年¹⁴⁾ 稲垣由紀子¹⁵⁾ 山木正彦¹⁶⁾ 佐々木靖人¹⁷⁾
浅井健一¹⁸⁾ 品川俊介¹⁹⁾ 伊東佳彦²⁰⁾ 阿南修司²¹⁾ 岡崎健治²²⁾ 田本修一²³⁾

Technologies to Reduce Environmental Risks Caused by Urban and/or Natural Pollution Sources

WAKIZAKA Yasuhiko, SUZUKI Yutaka, MINAMIYAMA Mizuhiko, KOMORI Koya,
KITAMURA Tomokazu, KITAMURA Kiyooki, OKAYASU Yuji, MURAYAMA Kouki,
OZAKI Masaaki, OKAMOTO Seiichiro, SUWA Mamoru, SAKURAI Kensuke,
SASAKI Tetsuya, MORI Hiroto, INAGAKI Yukiko, YAMAKI Masahiko,
SASAKI Yasuhito, ASAI Kenichi, SHINAGAWA Shunsuke, ITO Yoshihiko, ANAN Shuji,
OKAZAKI Kenji and TAMOTO Shuichi

要旨

生活や経済活動、生態系の基盤である水・地盤環境に関わるリスクを軽減するため、医薬品や病原微生物等の存在実態等の解明とそのリスク評価法および対策技術の開発、自然由来重金属を含む土壌・地下水汚染等についての分析法・リスク評価法・対策法を開発を行った。その結果、医薬品について、水環境や下水処理水中での実態把握により生態系への影響を評価するとともに、下水処理場における効果的除去法を開発した。また、病原微生物の下水処理プロセスにおける消長と消毒耐性を評価するとともに、感染能力推定手法を開発した。さらに、重金属等を含む土壌について、溶出特性や簡易分析法適用性の評価と、周辺環境への影響評価手法の提案を行った。また、重金属等を含む各種岩石について、長期溶出特性の評価手法や汚染リスクの簡易判定手法を開発するとともに、環境汚染防止のための対策・処理方法を構築した。

キーワード：環境リスク、医薬品、分析法、実態把握、生態影響評価、高度除去、抗生物質耐性大腸菌、ノロウイルス、消毒耐性、感染性、土壌・地下水汚染、吸着特性、簡易分析法、サイト概念モデル、掘削ずり、重金属、長期曝露試験、溶出源評価、盛土

Synopsis

Reduction of risks associated with water and ground environment, which is indispensable for our life, economy and ecosystem, was attempted by clarification of the existence of pollutants such as pharmaceuticals, pathogens and heavy metals in the environment, and development of risk evaluation methods and countermeasures for those pollutants including natural sources. As a result, the ecological effect of pharmaceuticals was evaluated by clarifying their existence in the water, and effective removal methods in the wastewater treatment were developed. For pathogens, the fate and disinfection resistance in the wastewater treatment process were evaluated, and an estimation method of the infection ability was developed. To cope with the risks caused by soils contaminated by heavy metals, leaching properties and applicability of simple measurement methods were evaluated, and a site conceptual model for heavy metal migration was proposed. In addition, for the safe management of wasted rocks containing heavy metals, reliable utilization and storage methods were investigated and organized together with the development of methods

for estimating long term leaching property and evaluating contamination risks.

- 1) 元材料地盤研究グループ長 (現 地質監)
- 2) 材料資源研究グループ長
- 3) 元水環境研究グループ 水質チーム 上席研究員 (現 岡山市下水道局 局長)
- 4) 水環境研究グループ 水質チーム 総括主任研究員
- 5) 水環境研究グループ 水質チーム 主任研究員
- 6) 元水環境研究グループ 水質チーム 主任研究員 (現 東京都下水道局 主査)
- 7) 元水環境研究グループ 水質チーム 主任研究員 (現 JICA 専門家)
- 8) 元水環境研究グループ 水質チーム 研究員 (現 東京都環境局)
- 9) 元材料地盤研究グループ リサイクルチーム 上席研究員 (現 国土交通省国土技術政策総合研究所 下水道研究部 下水道機能復旧研究官)
- 10) 元材料資源研究グループ リサイクルチーム 上席研究員 (現 水環境研究グループ 水質チーム 上席研究員)
- 11) 材料資源研究グループ リサイクルチーム 主任研究員
- 12) 材料資源研究グループ リサイクルチーム 研究員
- 13) 地質・地盤研究グループ 土質・振動チーム 上席研究員
- 14) 元材料地盤研究グループ 土質・振動チーム 主任研究員 (現 国土交通省国土技術政策総合研究所 河川研究部 河川研究室 主任研究官)
- 15) 地質・地盤研究グループ 土質・振動チーム 研究員
- 16) 元地質・地盤研究グループ 土質・振動チーム 研究員 (現 寒地基礎技術研究グループ 寒地地盤チーム 研究員)
- 17) 地質・地盤研究グループ 地質チーム 上席研究員
- 18) 地質・地盤研究グループ 地質チーム 総括主任研究員
- 19) 地質・地盤研究グループ 地質チーム 主任研究員
- 20) 寒地基礎技術研究グループ 防災地質チーム 上席研究員
- 21) 地質・地盤研究グループ 上席研究員
- 22) 寒地基礎技術研究グループ 防災地質チーム 主任研究員
- 23) 寒地基礎技術研究グループ 防災地質チーム 研究員

生活における環境リスクを軽減するための技術

目 次

ページ数

1. 序論	1
2. 生理活性物質の水環境中での挙動と生態系影響の評価方法に関する研究	2
2. 1 はじめに	2
2. 2 医薬品分析方法の開発	2
2. 3 水環境中での医薬品実態把握	6
2. 4 水環境における医薬品類の生態影響評価	13
2. 5 バイオアッセイによる環境水の生態影響評価	16
2. 6 都市河川水の魚類生態影響の評価	17
2. 7 まとめ	20
(参考文献)	
3. 下水道における生理活性物質の実態把握と制御に関する調査	24
3. 1 はじめに	24
3. 2 エストロゲン類の除去方法の開発	24
3. 3 医薬品の存在実態・挙動把握	25
3. 4 下水処理水中に残存する医薬品の除去手法の検討	30
3. 5 下水処理レベルが魚類雌性化に及ぼす影響	32
3. 6 まとめ	34
(参考文献)	
4. 水環境中における病原微生物の消長に関する研究	36
4. 1 はじめに	36
4. 2 研究目的および方法	36
4. 3 研究結果および考察	38
4. 4 まとめ	43
(参考文献)	
5. 土壌・地下水汚染の管理・制御技術に関する研究	45
5. 1 はじめに	45
5. 2 自然的原因により環境基準を超過する土壌の溶出特性の把握	45
5. 3 土の有害物質吸着特性の把握	46
5. 4 簡易分析手法の開発	48
5. 5 サイト概念モデルに基づく影響評価手法の提案	49
5. 6 科学的自然減衰を用いた浄化処理技術に関する検討	51
5. 7 まとめ	57
(参考文献)	

6. 自然的要因による重金属汚染の対策技術の開発	59
6. 1 はじめに	59
6. 2 堆積岩地域における重金属の調査手法に関する検討	59
6. 3 pH 緩衝溶液を用いた岩石の溶出試験法の検討	60
6. 4 重金属等溶出試験法の検討	63
6. 5 対策方法に関する検討	66
6. 6 「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」の作成	67
6. 7 まとめ	70
(参考文献)	
7. 北海道に特徴的な自然由来重金属汚染の対策技術の開発	72
7. 1 はじめに	72
7. 2 汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案	72
7. 3 汚染リスクの簡易判定手法の開発	72
7. 4 対策・処理方法の提案	81
7. 5 まとめ	87
(参考文献)	
8. 結論	90

1. 序論

21世紀は環境の世紀といわれており、環境への配慮をせずに公共事業を遂行することは、不可能である。水や土壌は人間の生活・経済活動に不可欠であるが、それ以前に、あらゆる生態系の基盤であり、その保全には細心の配慮をしていく必要がある。こうした配慮が、公共事業のあらゆる局面で求められている。ところが、ここ数年をみても生活に密着した水環境あるいは地盤環境に関する問題が各地で頻発している。これら水環境、地盤環境の問題に対しては、適切な対応ができるような技術体系・社会的体制を整備しておくことが社会的要請となつてきている。

本重点プロジェクト研究では、水環境に関して、医薬品や病原微生物等の存在実態等の解明とそのリスク評価法および対策技術の開発、地盤環境に関して、自然由来重金属を含む土壌・地下水汚染の分析法・リスク評価法・対策法の開発を研究の範囲とし、以下の達成目標を設定した。

- ①医薬品・病原微生物等の測定手法の開発および存在実態・挙動の解明
- ②水質リスク評価および対策技術の開発
- ③地盤汚染分析法および評価法の開発
- ④地盤汚染対策法の開発

また、本重点プロジェクト研究では、上記の目標を達成するため、以下に示す研究課題を設定して研究を行った。

- ①生理活性物質の水環境中での挙動と生態系影響の評価方法に関する研究
- ②下水道における生理活性物質の実態把握と制御手法の開発に関する調査
- ③水環境中における病原微生物の消長に関する研究
- ④土壌・地下水汚染の管理・制御技術に関する研究
- ⑤自然的原因による重金属汚染の対策技術の開発
- ⑥北海道に特徴的な自然由来重金属汚染の対策技術の開発

2. 生理活性物質の水環境中での挙動と生態系影響の評価方法に関する研究

2.1 はじめに

医薬品等の生理活性物質は、使用の後に水環境中に排出される。これらの物質は環境ホルモン同様、低濃度での水生生物への影響が懸念されており、新たな環境汚染問題となっている。このため、生理活性物質が水環境に与える影響を評価し、発生源や排出源などで効率的なリスク削減対策を講じることが求められているが、それには、生理活性物質の水環境での実態を把握するとともに、水環境中での挙動を解明することが必要である。さらに、水生生物への影響を評価するために、生理活性物質の含まれた環境水の生物影響ポテンシャルを評価する手法が求められている。

このため本研究課題では、医薬品等の生理活性物質の分析方法を開発するとともに、水環境中での実態把握と挙動解明、医薬品等の特性に応じたグループピングと分析方法および挙動予測手法の提案を行うことを目的とする。さらに、水生生態系への影響を評価するため、様々な生物種を用いたバイオアッセイ手法により医薬品等の生理活性物質の評価を行うとともに、生理活性物質の含まれた環境水の生物影響ポテンシャルを評価する手法および水質リスク評価法の提案を行うことを目的とする。

2.2 医薬品分析方法の開発

2.2.1 医薬品 95 種類の一斉分析法の開発

(1) 対象医薬品 (95 種類)

研究対象医薬品等は、薬事工業生産動態統計年報¹⁾で生産量が多く一般的に用いられていると考えられる医薬品に、我が国でこれまで検出例のある物質を加えたものであり、表-2.1 に示す 95 物質とした。これらの医薬品は、解熱鎮痛消炎剤、利尿剤、神経系用剤、抗生物質、不整脈用剤、高脂血症用剤等であり、使用対象は人用、動物用、両用である。

なお、本一斉分析法の開発は、環境省・環境技術開発費の「水環境に見出される医薬品の排出段階における物理化学処理」に関する研究との連携において行った。

表-2.1 調査対象医薬品 (95 種類)

No.	医薬品名	使用対象	用途
1	acetaminophen	人用	解熱鎮痛消炎剤
2	acetazolamide	人用	利尿剤
3	amitriptyline	人用	神経系用剤
4	amoxicillin	両用	抗生物質
5	ampicillin	両用	抗生物質
6	antipyrine	人用	解熱鎮痛消炎剤
7	atenolol	人用	不整脈用剤
8	azithromycin	人用	抗生物質
9	benzylpenicillin	両用	抗生物質
10	bezafibrate	人用	高脂血症用剤
11	bromovalerylurea	人用	抗不安剤
12	caffeine	人用	強心剤
13	carbamazepine	人用	抗てんかん剤
14	carbazochrome	人用	止血剤
15	chloramphenicol	両用	抗生物質
16	chlormadinone acetate	両用	混合ホルモン
17	chlorpromazine	両用	神経系用剤
18	chlortetracyclin	両用	抗生物質
19	citicoline	人用	他の循環器官用薬
20	clarithromycin	人用	抗生物質
21	clenbuterol	両用	気管支拡張剤
22	clofibrilic acid	人用	クロファートの代謝物
23	crotamiton	人用	鎮痛鎮痒収れん消炎剤
24	cyclophosphamide	人用	抗悪性腫瘍用薬
25	danofloxacin	動物用	抗生物質
26	dextromethorphan	人用	鎮咳剤
27	diclozauril	動物用	抗コクシジウム剤
28	diclofenac sodium	人用	鎮痛鎮痒収れん消炎剤
29	diltiazem	人用	血管拡張剤
30	difenidol	人用	鎮暈剤
31	dipyrindamole	人用	血管拡張剤
32	disopyramide	人用	不整脈用剤
33	erythromycin	両用	抗生物質
34	ethenzamide	人用	解熱鎮痛消炎剤
35	fenopropfen	人用	解熱鎮痛剤
36	flvoxate	人用	他の泌尿生殖器官肛門用薬
37	fulfenamic acid	人用	解熱鎮痛消炎剤
38	furosemide	人用	利尿剤
39	gemfibrozil	人用	高脂血症用剤
40	griseofulvin	両用	主にカビ作用剤
41	haloperidol	人用	神経系用剤
42	ibuprofen	人用	解熱鎮痛消炎剤
43	ifenprodil tartrate	人用	他の循環器官用薬
44	imipramine	人用	神経系用剤
45	indomethacin	人用	解熱鎮痛消炎剤
46	isopropylantipyrine	人用	解熱鎮痛消炎剤
47	iosamycin	両用	抗生物質
48	ketoprofen	両用	解熱鎮痛消炎剤
49	kitasamycin	両用	抗生物質
50	mefenamic acid	人用	解熱鎮痛消炎剤
51	meprizole	人用	解熱鎮痛消炎剤
52	methoxsalen	人用	他の外皮用剤
53	metoclopramide	両用	他の消化器官用薬
54	metoprolol	人用	降圧剤
55	N,N-diethyl-m-toluamide	人用	昆虫忌避剤
56	nalidixic acid	両用	合成抗菌剤
57	naproxen	両用	解熱鎮痛消炎剤
58	neospiramycin	動物用	抗生物質
59	norfloxacin	両用	合成抗菌剤
60	novobiocin	動物用	抗生物質
61	ofloxacin	両用	合成抗菌剤
62	oleandomycin	動物用	抗生物質
63	oxytetracycline	両用	抗生物質
64	pentoxifylline	人用	血管拡張剤
65	phenacetin	人用	解熱鎮痛消炎剤
66	phenobarbital	人用	催眠鎮静剤抗不安剤
67	p-phenylphenol	人用	殺菌剤
68	phenytoin	人用	抗てんかん剤
69	pindolol	人用	不整脈用剤
70	pirenzepine	人用	消化性潰瘍用剤
71	prednisolone	両用	副腎ホルモン剤
72	primidone	人用	抗てんかん剤
73	promethazine	両用	抗ヒスタミン剤
74	propranolol hydrochloride	人用	不整脈用剤
75	Z-quinoxalinecarboxylic acid	動物用	カルバックスの代謝物
76	salbutamol	両用	気管支拡張剤
77	sarafloxacin	動物用	抗生物質
78	scopolamine	人用	鎮けい剤
79	sotalol	人用	不整脈用剤
80	spiramycin	動物用	抗生物質
81	spironolactone	人用	利尿剤
82	sulfadimethoxine	動物用	サルファ剤
83	sulfadimidine	動物用	サルファ剤
84	sulfamethoxazole	両用	他の化学療法剤
85	sulfamonomethoxine	動物用	サルファ剤
86	sulpiride	人用	消化性潰瘍用剤
87	terbutaline	人用	気管支拡張剤
88	tetracyclin	両用	抗生物質
89	theophylline	人用	気管支拡張剤
90	thiamphenicol	両用	合成抗菌剤
91	tilmicosin	動物用	抗生物質
92	tolbutamide	両用	糖尿病用剤
93	tolperisone	人用	鎮けい剤
94	trimethoprim	両用	合成抗菌剤
95	verapamil	人用	血管拡張剤

(2) 分析方法（標準添加法）

調査対象医薬品等 95 物質の分析は、小西ら²⁾の方法（1 点標準添加法）を標準添加法に変更して行った。変更後の分析フローを図-2.1 に示す。 α は検出下限値、 β は検出下限値の 2 倍、 γ は検出下限値の 10 倍、 δ は検出下限値の 20 倍とした。

LC-MS/MS の測定条件を表-2.2 に示す。

MS/MS のイオン化方式は、エレクトロスプレーイオン化 (ESI) とした。分離カラムは、測定対象物質のイオン化極性 (Positive、Negative) により異なる。MS/MS 測定に必要なイオン化極性、測定イオンおよびコリジョンエネルギーは、予め希釈した各単品標準溶液を用いて決定した。

(3) 検出下限値、定量下限値

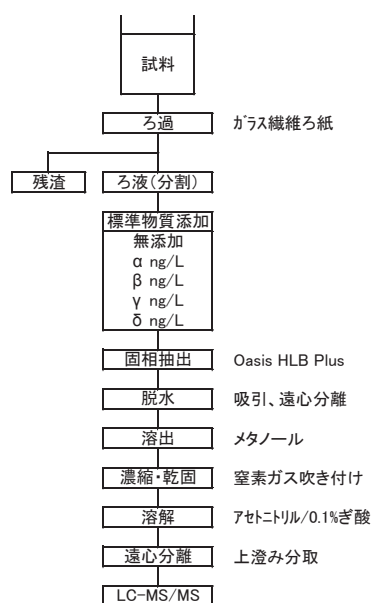


図-2.1 分析フロー

調査対象物質の混合標準溶液を LC-MS/MS により繰り返し測定 (n=5) を行い、その再現性から装置の検出下限値、定量下限値を設定した。測定した混合標準液の各物質濃度は、0.1、0.25、0.5、1、5、10、25 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ の 7 段階である。測定した混合標準溶液の 5 回繰り返し測定において、目的成分ピークが判別できかつ再現性が良い (CV で 20%以下) 最低濃度の標準偏差 (σ) の 3 倍を検出下限値とし、10 倍を定量下限値とした。

具体的には、神経系用剤の amitriptyline、不整脈用剤の atenolol 等、試料濃度に換算した検出下限値が 0.1 を超え 1.0 ng/L 以下の医薬品が 30 物質、解熱鎮痛消炎剤の acetaminophen、抗生物質の amoxicillin 等、

1.0 を超え 10 ng/L 以下の医薬品が 53 物質、利尿剤の acetazolamide、抗生物質の ampicillin 等、10 ng/L を超える医薬品が 12 物質であった。

2.2.2 抗ウイルス剤タミフルとその代謝物の下水試料中の分析

(1) 目的

タミフル (Oseltamivir phosphate: OP) は A 型及び B 型インフルエンザウイルス感染症に対する抗インフルエンザウイルス剤であり、服用後、肝臓のエステラーゼにより加水分解され、Oseltamivir carboxylate (OC) に代謝される。また、服用された OP の約 7 割は尿中から排泄され³⁾、下水等を通じて河川水中へ放出される。一方、昨今の世界的なインフルエンザの大流行により、OP 使用量が増加しており、それに伴う水質汚染問題が社会的関心事となっている。しかしながら、下水中の OP や OC を対象とした調査例は極めて少ない。

このため、本研究では、下水中の OP と OC の LC-MS/MS による高精度分析法の検討を行った。本検討は、(独) 土木研究所と (株) 島津テクノリサーチの「共同研究」で実施した。

(2) 方法

OP の標準物質には APAC Pharmaceutical 製の Oseltamivir phosphate を、OC には Sigma-Aldrich 製の Oseltamivir acid hydrate を使用した。

分析フローの抽出操作を図-2.2、精製操作を図-2.3 に示す。



図-2.2 抽出操作

表-2.2 LC-MS/MS 測定条件

HPLC	Positive		Negative	
	Agilent1100		Agilent1100	
移動相 A	超純水(ぎ酸含有)		超純水(酢酸アンモニウム含有)	
移動相 B	アセトニトリル(ぎ酸含有)		アセトニトリル	
グラジエント	時間 (min)	B (%)	時間 (min)	B (%)
	0	4	0	7
	12	95	13	95
	18	95	13.1	7
	18.1	4	21	7
	24	4		
カラム	Atlantis T3 C18, 2.1 × 100mm, 3μm		Hypersil GOLD, 2.1 × 100, 3μm	
カラム温度	40 (°C)		40 (°C)	
注入量	5 (μl)		5 (μl)	
MSMS	Thermo Quantum Discovery MAX		Thermo Quantum Discovery MAX	
Spray Voltage	4500 (V)		4000 (V)	
Sheath gas	30 (Arb)		20 (Arb)	
Aux gas	5 (Arb)		10 (Arb)	
Capillary temperature	320 (°C)		320 (°C)	

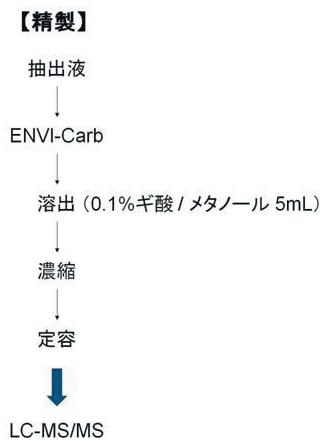


図-2.3 精製操作

抽出・精製液の測定条件は以下のとおりとした。イオン化法は ESI-Positive を採用し、OP は [M-H3PO4+H]⁺、OC は [M+H]⁺ をプリカーサーイオンとして選定し、それぞれ定量イオンは、OP: 313.2 / 225.0、OC: 285.2 / 138.0 とした。カラムは Synergi 4u MAX-RP (2.0×150 mm、phenomenex)、移動相には 0.1%ギ酸水溶液とメタノールを使用して、グラジエント条件で測定を行った。

(3) 結果と考察

検量線は OP、OC とともに $r^2=0.999$ と良好な直線性が得られた。装置検出下限値 (IDL) については、試料換算値で OP: 0.34 ng/L、OC: 0.29 ng/L であり、ばらつき (CV) も極めて小さかった (表-2.3)。採水

した流入水に、20 ng/L となるように標準物質を添加して行った添加回収試験 (n=5) から、平均回収率: 80%、CV: 5%以下と良好な結果が得られた (表-2.4)。

従って本研究で開発した分析法は、下水中の OP、OC の定量分析に適用可能であることが確認された。また、OP、OC 各標準物質のメタノール溶液のクロマトグラムでは、OP: 0.1 ng/mL、OC: 0.05 ng/mL の濃度で S/N 比が 5 以上であり、分離が確認されている。

表-2.3 OP と OC の装置検出下限値 (IDL)

化合物	注入液濃度 (ng/mL)	IDL (ng/mL)	IDL試料換算値 (ng/L)	CV (%)
タミフル(OP)	0.1	0.017	0.34	4.3
タミフル代謝物(OC)	0.05	0.015	0.29	6.6

※IDL= $t(n-1,0.05) \times \sigma_{n-1} \times 2$

表-2.4 添加回収試験結果 (流入水、n=5)

化合物	試料	添加濃度 (ng/L)	検出濃度 (ng/L)	回収率 (%)	CV (%)
タミフル(OP)	下水 (流入水)	20	16	80	4.1
タミフル代謝物(OC)		20	16	80	2.6

2.2.3 抗真菌薬、抗ウイルス薬の分析

(1) 目的

水環境中に存在する医薬品類による水生生物等へ

の影響が懸念されている中で、抗真菌薬は真核細胞の増殖を抑制する作用をもつこと、また、抗ウイルス薬も抗細菌薬とは異なった作用機構を持つことから公共水域の生態系に影響を及ぼす可能性が否定できない。本研究では抗真菌薬2種と抗ウイルス薬1種を対象としてLC-MS/MS法による同時分析方法の検討を行うことを目的とした。本検討は、(独)土木研究所と帝人エコ・サイエンス(株)の「共同研究」で実施した。

(2) 対象物質及び分析方法

分析対象物質は、抗真菌薬のFluconazoleとItraconazole、抗ウイルス薬のAciclovirの3物質とした。以下に示す前処理後LC-MS/MSによる同時分析方法とした。

1) 水質試料前処理

試料200 mLをGF/Bろ紙でろ過し、SS分は少量(<5 mL)のメタノールで超音波抽出してろ液に合わせた。ろ液にそれぞれのサロゲート物質各10 ng量を添加し、速やかにOasis MCXカートリッジを用い10 mL/minで固相抽出した。カートリッジは使用前にメタノール、濃アンモニア水/メタノール(5/95)、ギ酸/水(2/98)及び精製水の順で、各10 mLを用いて洗浄し使用した。固相抽出後、ギ酸/水(2/98)約5 mLで洗浄した後、間隙水を除いてから更にメタノール約5 mLでカートリッジを洗浄した。次に濃アンモニア水/メタノール(5/95)の約6 mLで測定成分を溶出する。

溶出液は窒素ガス吹き付けで約0.2 mL程度に濃縮後、メタノール/アセトニトリル(1/1)の約1 mLを加え溶解(超音波)し、NH₂カートリッジに負荷し同溶媒の約5 mLで溶出した。この溶出液を再び窒素ガス吹き付けで約0.2 mL程度まで濃縮し、メタノール/アセトニトリル/水(1/1/1)で1 mLに定容しLC-MS/MS測定液とした。

2) 汚泥試料前処理

遠心分離で分離した汚泥試料約2 g(固形物濃度既知)を50 mLの遠沈管に秤取し、サロゲート成分各50 ngを添加混合し、メタノール20 mLで超音波抽出(20 min)、遠心分離で抽出液を分離した。この抽出を2回繰り返した。抽出液はGF/Bろ紙でろ過した後、メタノールで50 mLに定容、このうち10 mLを分取し精製水で約500 mLに希釈してから直ちにOasis MCXカートリッジで固相抽出し、以下水試料と同様に処理した。

3) 測定条件

LC-MS/MSによる測定条件を以下に示す。LCカラムは、Zorbax Extend-C18(2.1φ×150 mm)、Mobile Phaseは、A液:10mM-NH₃ aq.、B液:10mM-NH₃/CH₃CNを用いたグラジエント分析である(A/B=8/2(5 min)-5 min-1/9(15min))。また、流速は0.14 mL/minとした。MS/MSのイオン化法は、ESI-Positive ionとし、SRMにより測定した。

(3) 結果と考察

本分析法における検出下限値を表-2.5に示す。下水試料の検出下限値は試料換算濃度で0.1~0.2 ng/L、汚泥試料の検出下限値は湿重量当たり0.05~0.1 ng/g-wetであった。

表-2.5 検出下限値

測定物質	下水試料 (ng/L)	汚泥試料 (ng/g-wet)
Fluconazole	0.2	0.10
Itraconazole	0.1	0.05
Aciclovir	0.1	0.05

2.2.4 抗生物質の分析

(1) 目的

本研究では、比較的新しい抗生物質を対象とした分析方法の検討を目的とした。本検討は、(独)土木研究所とムラタ計測器サービス(株)の「共同研究」で実施した。

(2) 対象物質及び分析方法

分析対象は抗生物質のLinezolid、Mupirocin、Meropenem、Cefcapene pivoxilとした。

前処理方法については、固相抽出における溶出溶媒の検討、塩析効果の検討、及び定容溶媒の検討を行った。

測定は、カラムにODS、移動相にメタノールと超純水を用いたグラジエント溶離法でHPLC分離を行い、ESI-positiveでイオン化してMS/MS測定した。

(3) 結果と考察

1) 固相抽出における溶出溶媒の検討

溶出溶媒について検討を行い、すべての物質において回収率が80~120%と良好な結果が得られたのはメタノール及びアセトン:メタノール=1:1であった。

2) 固相抽出における塩析効果の検討

純水における添加回収試験を実施したところ、Meropenemの回収率は59%であった。その要因として、Meropenemの親水性が比較的高いことから固相

充填剤に十分に吸着できていない事が考えられた。そこで通水前の試料に塩化ナトリウム 6 g を添加し、塩析効果による回収率への影響を確認したところ、回収率が 93% となり、改善が確認できた。

3) 定容溶媒の検討

本測定法において連続測定を実施した結果、Cefcapene pivoxil については、約 26 時間後に半分にまで減少したのに対し、ぎ酸を添加した系では少なくとも 26 時間までは減少傾向はみられなかった。このことから、感度低下は化合物自身の安定性の問題であり、ぎ酸の添加が有効であることがわかった。

4) 装置検出下限値 (IDL) の算出

標準液を 7 回繰り返し測定して得られた標準液偏差に t 値 (危険率片側 5%) と 2 を乗じた値を IDL として算出した。Linezolid、Mupirocin、Meropenem、Cefcapene pivoxil の IDL はそれぞれ、0.38、16、1.5 及び 1.3 pg であった。

5) 実試料への適用

回収率は、河川水においては 17~66%、二次処理水においては 11~56% と低回収率を示し、純水と実試料に違いがみられた。この際、定量方法は対象成分の抽出時における損失やイオン化抑制等を補正しない絶対検量線法を用いており、実試料中の夾雑成分が引き起こすイオン化抑制による損失が低回収率となる大きな要因と考えられた。そこでこれを補正するために、得られた測定液を分取し、濃度が段階的になるように標準液を添加して、標準添加法による定量を行った。その結果、河川水においては 90~122%、二次処理水においては 76~118% と回収率の改善が見られた。

しかし夾雑成分が引き起こすイオン化抑制の問題は残ったままであり、より操作の簡便な絶対検量線法の適用も踏まえて、夾雑成分を除去する前処理法の検討が今後の課題としてあげられる。

2.3 水環境中での医薬品実態把握

2.3.1 医薬品 95 物質の実態把握

(1) 目的

流域の特性が環境水中の医薬品実態に与える影響を把握するため、95 物質医薬品の一斉分析方法を用いて、畜産業を含む農村地域や下水道普及状況の異なる都市域において医薬品の存在状況を調査した。

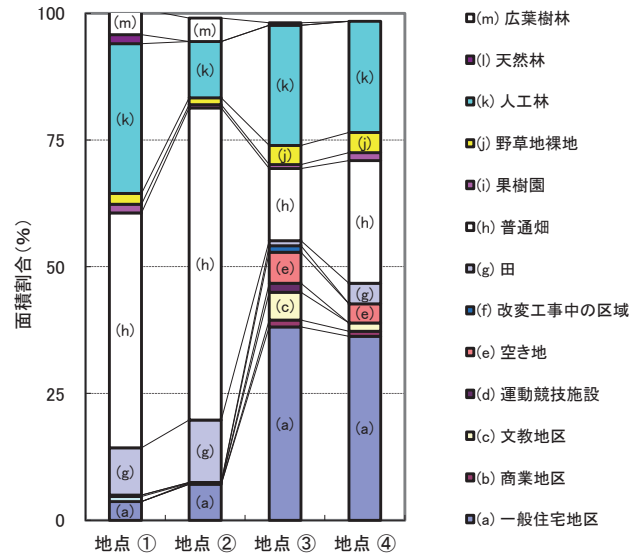


図-2.4 各調査地点集水域の土地利用状況

(2) 調査方法

茨城県の霞ヶ浦北浦に流入する銚田川、千葉県の手賀沼に流入する大津川において、それぞれ 2 つの支川 (水路) で調査を実施した。

図-2.4 に示すとおり、地点①、地点②の集水域の土地利用状況は、田、畑、人工林、広葉樹林が 90% を占める農村地域であり、下水道は未整備である。なお、地点①の集水域には養豚場が存在する。

地点③、地点④は、一般住宅地区が 36%、38% の他、文教地区、空き地、畑、野草地裸地、人工林からなる都市域である。地点③は下水道普及率 74%、地点④は下水道普及率 31% である (2002 年時点) が、下水処理場は本流域の外に位置している。

(3) 調査結果と考察

調査医薬品 95 物質中、図-2.5 に示す 47 物質が地点①、②、③、④のいずれかの試料において検出された。農村地域の小河川では、都市域の小河川に比べ検出医薬品数が少なく、それらの検出濃度も低かった。また、動物用医薬品 2 物質 (サルファ剤) が検出された地点①では、集水域に養豚場があることを現地踏査で確認した。サルファ剤は豚に寄生する原虫の駆除に使用される医薬品である。

都市域の小河川では、より下水道が普及し、家庭からの排水が下水道において収集されて他の流域に移送されている地点③の方が、地点④に比べ検出医薬品数が少なく、また各検出濃度も低い傾向が見られた。

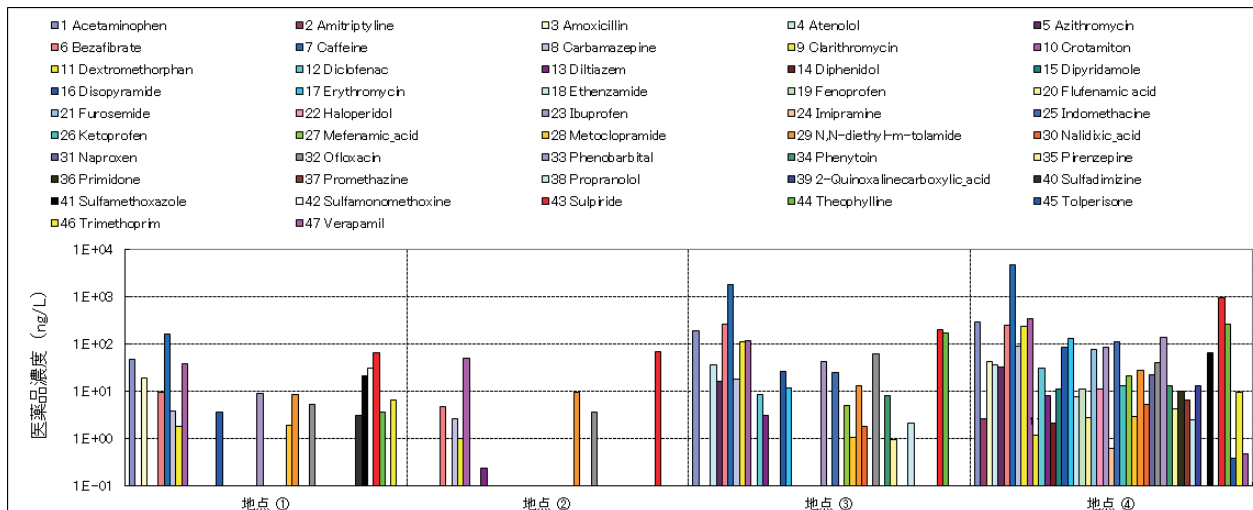


図-2.5 医薬品調査結果

2.3.2 生活排水の処理状況が異なる都市域小河川における医薬品の存在実態

(1) 目的

下水処理水の影響による河川水中の医薬品実態については多くの研究⁴⁾⁵⁾⁶⁾が進められているが、生活排水の処理状況が異なる都市域における医薬品の存在実態は明確ではない。このため、都市域小河川を対象として、集水域の生活排水処理状況と医薬品存在濃度の関係について調査を行った。

(2) 対象医薬品（95種類）および分析方法

研究対象医薬品は、解熱鎮痛消炎剤、利尿剤、神経系用剤、抗生物質、不整脈用剤、高脂血症用剤、抗不安剤、強心剤、抗てんかん剤、止血剤、混合ホルモン、気管支拡張剤等の95物質とした（表-2.1参照）。これらの医薬品の使用対象は人用、動物用、両用である。

(3) 調査地点

調査地点は、千葉県に位置する手賀沼に流入する大津川の5つの支川（St.1、St.2、St.3、St.4、St.5）とした（図-2.6）。大津川は、河川延長約12.5 km、流域面積約37 km²の小河川である。

大津川流域の柏市、松戸市、鎌ヶ谷市から入手した下水道整備人口および生活排水処理人口から、各調査地点集水域の生活排水処理人口を整理し図-2.7に示した。大津川流域の下水道整備状況は下流域、中流域、上流域で異なっており、各調査地点の流域人口に占める下水道人口の割合は2007年3月末の集計（一部推計）でSt.1が約97%、St.2が約91%、St.3

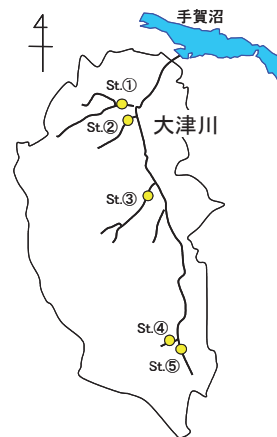


図-2.6 調査地点

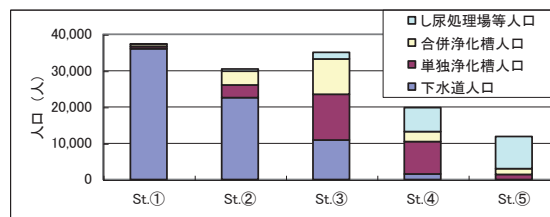


図-2.7 各調査地点集水域の生活排水処理人口

が約83%、St.4が約47%、St.5が0%である。大津川流域の下水道は、下水を収集・処理した後、他の流域へ放流水を放流していることから、これら下水道人口分の負荷は調査流域には流入しない。

下水道人口以外の生活排水のうち、単独処理浄化槽人口分は、し尿は浄化槽で処理され、し尿以外の生活排水は未処理のまま調査集水域へ排出される。合併処理浄化槽人口分は、し尿と生活排水が浄化槽

で処理されその処理水が排出される。し尿処理人口分は、し尿は収集・運搬された後、し尿処理場で処理され、し尿以外の生活排水はそのまま調査集水域へ排出される。

試料採取は、2007年1月29日に実施した。

(4) 調査結果と考察

1) 一般水質項目

採水時に行った現場測定と流量測定の結果、および、分析所に持ち帰り行った一般水質項目の分析結果を表-2.6に示す。DOはSt.1~St.3は9.3~15 mg/Lを示していたがSt.4、St.5では3.4 mg/L、2.3 mg/Lであり、St.1~St.3に比べ低い値であった。DOC、NH₄-N、T-N、T-Pについてみると、どの項目もSt.1は最も低く、次にSt.2又はSt.3、そしてSt.4又はSt.5の順に高くなる傾向を示した。

DO、DOC、NH₄-N、T-N、T-Pの値からSt.1は人為汚染が小さく、St.4、St.5は強い人為汚染がみられ、St.2、St.3はその中間の汚染状況であることが分かる。下水道整備により生活排水の多くを調査流域外へ排出している地点では人為汚染が小さく、生活排水の多くを未処理あるいは単独処理浄化槽により処理している地点では人為汚染が強い傾向がみられ、生活排水の処理状況と強い関係がうかがえる。

表-2.6 水質分析結果（一般項目）

試料採取地点 (Time)	St.① (13:00)	St.② (13:30)	St.③ (11:30)	St.④ (11:00)	St.⑤ (10:40)
水温 (°C)	12	11	11	11	13
pH (-)	7.9	8.4	7.5	7.1	7.3
DO (mg/L)	10	15	9.3	3.4	2.3
DOC (mg/L)	0.8	3.0	2.8	4.1	6.6
NH ₄ -N (mg/L)	0.1	0.7	3.3	5.5	6.4
T-N (mg/L)	6.8	9.5	9.4	14	13
T-P (mg/L)	0.06	0.35	0.24	0.71	0.92
流量 (m ³ /s)	0.09	0.06	0.08	0.10	0.09

2) 医薬品

St.1~St.5のいずれかの地点で検出された医薬品の分析結果を表-2.7に示す。

St.1、St.2では他の調査地点に比べ検出物質数が少なく、検出濃度も低い。逆にSt.4、St.5では他の調査地点に比べ検出物質数が多く、検出濃度も高い結果となった。また、St.3は検出物質数、検出濃度も平均的な状況であった。これらの状況は、前述した一般水質項目の結果において人為汚染が小さい地点では、検出された医薬品数が少ないとともに検出濃度も低く、人為汚染が強い地点では、検出された医薬品数が多くかつ検出濃度も高い傾向がみられた。

下水処理を受けても分解することなく、また、汚泥への吸着も殆どみられないことから、人為汚染のマーカースとして提案されている Carbamazepine⁷⁾と Crotamiton⁸⁾をみても、St.1、St.2では低く、St.3~St.5で高い傾向がみられ、St.3~St.5は、St.1、St.2に比べ人為汚染が強い地点であることがわかる。また、下水処理による除去率が99%以上であり、未処理排水による人為汚染のマーカースとして提案されている Caffeine⁹⁾においても同様の傾向であった。

本研究において検出された医薬品54物質について、既報⁶⁾における利根川本川及び複数の下水処理場放流水の存在濃度と比較すると、St.1の医薬品濃度は、大河川の濃度に比べ同等あるいは低いレベル、St.2は同等あるいは少し高いレベルにあり、St.3~St.5は概ね高いレベルであった。

一方、下水処理場放流水との比較では、下水処理場での除去率の高い Acetaminophen¹⁰⁾、Caffeine¹⁰⁾、Ibuprofen⁸⁾の3物質がSt.3、St.4、St.5において報告値の最大値を上回った以外は、下水処理場放流水を下回る濃度であった。また、St.4とSt.5における上記3物質の濃度は、下水処理場放流水の2倍以上の値であり、未処理排水や処理レベルの低い排水による強い汚染がうかがえる。なお、下水処理場での除去がほとんど見られない Crotamiton⁸⁾については、St.5が下水処理水と同レベルであり、St.5の河川水のほとんどは生活排水由来であることが推察される。多くの物質について、下水処理水より濃度が低いことに関しては、土壌への吸着の可能性も含めて検討する必要がある。

各調査地点においていくつかの動物用医薬品が検出された。St.1で検出された Novobiocin はグラム陽性菌に対し有効な抗生物質で、ブドウ球菌や肺炎球菌の感染の治療に使用されている¹¹⁾。St.3で検出された 2-Quinoxaline carboxylic acid は豚赤痢の治療薬等¹²⁾として用いられてきた合成抗菌剤 (Carbadox) の代謝物である。St.5で検出された Sulfadimethoxine は豚のトキソプラズマ病や鶏のコクシジウム病等の治療に用いられているサルファ剤¹³⁾である。これら動物用医薬品が検出された St.1、St.3の集水域では鶏舎、乗馬クラブ、動物病院の存在が確認された。しかし、St.5の集水域ではこれらの存在を確認することは出来なく排出源は不明であった。

3) 医薬品の排出負荷量と人口一人当たりの排出量

前述した医薬品検出濃度と試料採取時に観測した流量から排出負荷量を求めた。

表-2.7 水質分析結果（医薬品）

単位：ng/L

No.	医薬品	本調査							既往調査 ⁶⁾	
		LOD	LOQ	St.①	St.②	St.③	St.④	St.⑤	River	STP Eff.
1	Acetaminophen	2.0	6.6	170	190	300	530	550	52	263
2	Acetazoramide	38	130	ND	ND	ND	Tr.(50)	Tr.(75)	-	-
3	Amitriptyline	0.85	2.8	ND	ND	Tr.(2.7)	Tr.(1.5)	4.6	<0.5	14
4	Amoxicillin	5.5	18	ND	ND	42	23	110	-	-
7	Atenolol	0.82	2.7	8	36	36	100	180	46	930
8	Azithromycin	0.96	3.2	ND	16	33	47	87	70	441
10	Bezafibrate	1.8	6.0	Tr.(19)	270	250	280	310	77	1,500
12	Caffeine	13	45	860	1,800	4,800	9,000	12,000	2,100	3,500
13	Carbamazepine	0.33	1.1	4.1	18	91	44	25	12	86
15	Chloramphenicol	7.9	26	ND	ND	ND	ND	Tr.(18)	<0.3	140
17	Chlorpromazine	0.76	2.5	ND	ND	ND	ND	Tr.(1.9)	-	-
18	Chlortetracycline	18	59	ND	ND	ND	ND	98	-	-
20	Clarithromycin	0.56	1.9	34	110	240	280	280	38	726
23	Crotamiton	1.4	4.7	45	120	340	440	1,600	160	1,900
26	Dextromethorphan	1.1	3.8	ND	ND	Tr.(1.2)	ND	Tr.(3.5)	-	-
28	Diclofenac	2.2	7.3	ND	8.7	32	43	83	3.3	220
29	Diltiazem	0.18	0.6	ND	3.2	8.3	6.9	11	2.2	90
30	Diphenidol	0.12	0.41	ND	ND	2.1	1.9	2.5	-	-
31	Dipyridamole	0.75	2.5	ND	ND	11	32	78	<40	460
32	Disopyramide	0.19	0.63	0.85	26	85	210	110	19	71
33	Erythromycin	1.1	3.8	6.3	12	130	160	230	-	-
34	Ethenzamide	1.0	3.4	ND	ND	7.9	6.9	11	2.8	47
35	Fenoprofen	1.0	3.5	ND	ND	11	ND	ND	-	-
37	Flufenamic acid	0.90	3.0	Tr.(1.2)	ND	Tr.(2.8)	ND	ND	-	-
38	Furosemide	8.2	27	Tr.(19)	ND	79	130	160	9.1	940
41	Haloperidol	0.68	2.3	ND	ND	11	Tr.(1.4)	ND	0.4	4.5
42	Ibuprofen	3.1	10	12	44	87	180	220	<30	77
44	Imipramine	0.41	1.4	ND	ND	Tr.(0.64)	4.1	Tr.(0.97)	-	-
45	Indomethacine	5.6	19	ND	25	110	99	120	16	251
48	Ketoprofen	6.0	20	ND	ND	Tr.(13)	57	130	24	820
50	Mefenamic acid	0.75	2.5	Tr.(1.1)	5.0	21	37	52	<4	62
53	Metoclopramide	0.19	0.63	Tr.(0.29)	1.1	3.0	16	9.3	<1	76
54	Metoprolol	5.4	18	ND	ND	ND	ND	Tr.(6.3)	-	23
55	N,N-diethyl-m-tolamide	6.1	20	Tr.(11)	Tr.(13)	28	Tr.(20)	34	36	191
56	Nalidixic acid	0.64	2.1	ND	Tr.(1.8)	5.3	9.7	2.7	3.9	345
57	Naproxen	3.1	10	ND	ND	23	110	Tr.(5.1)	-	-
60	Novobiocin	2.4	8.1	Tr.(2.9)	ND	ND	ND	ND	-	-
61	Ofloxacin	2.1	6.9	9.5	61	40	110	98	-	-
66	Phenobarbital	47	160	ND	ND	Tr.(140)	Tr.(92)	Tr.(74)	-	-
68	Phenytoin	3.3	11	ND	Tr.(8.4)	13	14	14	2.3	54
70	Pirenzepine	0.52	1.7	ND	Tr.(0.97)	4.4	6.9	8.1	1.1	100
72	Primidone	5.5	18	ND	ND	Tr.(10)	34	Tr.(11)	<11	180
73	Promethazine	0.54	1.8	ND	ND	6.6	Tr.(1.3)	Tr.(1.4)	-	-
74	Propranolol	1.3	4.4	ND	Tr.(2.2)	Tr.(2.5)	Tr.(4.2)	Tr.(3.9)	<9	23
75	2-Quinoxalinecarboxylic acid	10	34	ND	ND	Tr.(13)	ND	ND	-	-
79	Sotalol	0.43	1.4	ND	ND	ND	ND	Tr.(1.2)	-	-
82	Sulfadimethoxine	0.72	2.4	ND	ND	ND	ND	5.7	3.4	10
84	Sulfamethoxazole	2.4	8.0	9.9	ND	65	43	230	7.2	76
86	Sulpiride	0.19	0.62	110	200	980	470	660	110	2,100
89	Theophylline	2.2	7.5	38	170	260	510	560	50	930
92	Tolbutamide	1.2	4.0	ND	ND	ND	Tr.(1.5)	Tr.(1.3)	-	-
93	Tolperisone	0.18	0.58	ND	ND	Tr.(0.38)	Tr.(0.32)	ND	-	-
94	Trimethoprim	1.2	4.0	ND	ND	9.5	Tr.(3.2)	4.7	<6	56
95	Verapamil	0.34	1.1	ND	ND	Tr.(0.47)	1.7	Tr.(1.0)	0.4	11

各調査地点の負荷量比較を行うため、調査地点 5ヶ所全てで検出された 17 物質について表-2.8 に示す。約半数の医薬品は St.1 の負荷量が最も小さく、St.2、St.3、St.4、St.5 の順に負荷量が大きくなっている。調査流域からの人用医薬品の排出源は、基本的に人であると考えられ、表下段に示した流域内の人口(下水道人口を除く)が大きいほど排出負荷量大きい傾向が見られた。

次に、本調査流域の排出負荷量を流域内人口(下水道人口を除く)で除して一人当たりの医薬品負荷量を算出し、図-2.8 に示した。人口一人当たりの各医薬品負荷量は、全地点の平均値に対し 0.1 倍~2.5 倍の範囲であった。調査流域に排出している浄化槽(単独・合併)の処理機能の違い、排出後の水環境に

表-2.8 調査地点別の
医薬品負荷量 (g/d) と人口 (人)

No.	医薬品名	St.①	St.②	St.③	St.④	St.⑤
1	Acetaminophen	1.4	1.0	2.1	4.8	4.2
7	Atenolol	0.064	0.20	0.25	0.90	1.4
10	Bezafibrate	0.15	1.5	1.7	2.5	2.3
12	Caffeine	6.9	9.9	33	81	91
13	Carbamazepine	0.033	0.099	0.63	0.39	0.19
20	Clarithromycin	0.27	0.60	1.7	2.5	2.1
23	Crotamiton	0.36	0.66	2.3	3.9	12
32	Disopyramide	0.0068	0.14	0.59	1.9	0.83
33	Erythromycin	0.050	0.066	0.90	1.4	1.7
42	Ibuprofen	0.096	0.24	0.60	1.6	1.7
50	Mefenamic_acid	0.0088	0.027	0.15	0.33	0.39
53	Metoclopramide	0.0023	0.0060	0.021	0.14	0.070
55	N,N-diethyl-m-tolamide	0.088	0.071	0.19	0.18	0.26
61	Ofloxacin	0.076	0.33	0.28	0.99	0.74
86	Sulpiride	0.90	1.1	6.8	4.2	5.0
89	Theophylline	0.30	0.93	1.8	4.6	4.2
人口		1,073	2,413	6,180	10,269	11,950

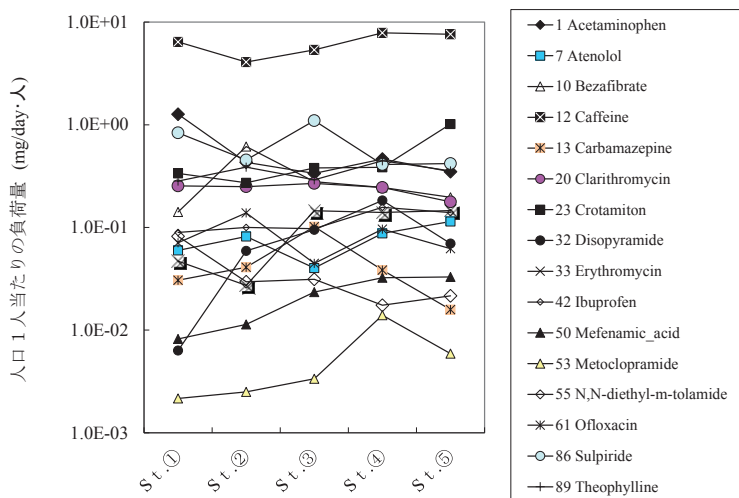


図-2.8 人口 1 人当たりの医薬品負荷量

における各医薬品の分解率の違い等が一因と考えられる。

2.3.3 晴天時、雨天時の農村地域小河川における医薬品の存在実態

(1) 目的

医薬品類の環境水中存在実態に関する調査報告は、多くが晴天時のものであり、雨天時における流出状況については情報が不足している。本研究では農村地域の小河川において晴天時と雨天時に医薬品類の実態把握調査を行い、その結果を比較した。

(2) 対象医薬品および分析方法

調査対象とした医薬品類は、Acetaminophen、Amoxicillin、Azithromycin、Caffeine、Chlortetracycline、

Clarithromycin、*N,N*-diethyl-*m*-toluamide (DEET)、Oxytetracycline、Sulfamethoxazole、Sulfamonomethoxine、Tetracycline、Theophylline、Trimethoprim の 13 物質である。医薬品類の分析方法は、小西ら²⁾の方法を参考に抽出・濃縮等の前処理を行った後、LC/MS/MS を用いて測定し絶対検量線法により定量した。

(3) 調査方法

調査地点は、霞ヶ浦北浦に流入する銚田川の支川(地点①、地点②(図-2.4 参照))とした。調査は 2008 年 5 月~10 月の晴天時に 6 回、雨天時に 4 回行った。

(4) 調査結果と考察

雨天時試料は降雨(降雨量: 17~27 mm)の途中で試料採取を行った。試料採取時の流量は、地点①は 0.12~0.26 m³/sec(平均 0.16 m³/sec)、地点②は 0.19~0.34 m³/sec(平均 0.25 m³/sec)であり、それぞれ晴天時の 2 倍、3.6 倍であった。

晴天時、雨天時に採取した試料の SS、BOD、COD、DOC、NH₄-N の平均値を図-2.9 に示す。多くの測定項目の濃度は、晴天時に比べ雨天時に高い値を示し、特に地点①は地点②に比べ、雨天時における有機性汚濁物質の流出が顕著である。集水域に降雨により流出しやすい有機性物質の汚濁源が存在することが推察される。晴天時、雨天時の医薬品類分析結果(平均値)を表-2.9 に、また、雨天時/晴天時の濃度比を図-2.10 に示す。

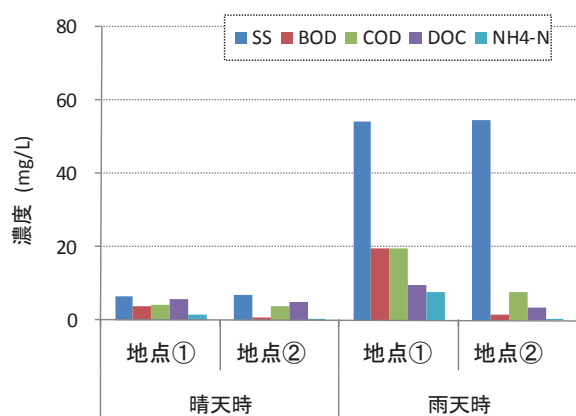


図-2.9 一般水質項目分析結果(平均値)

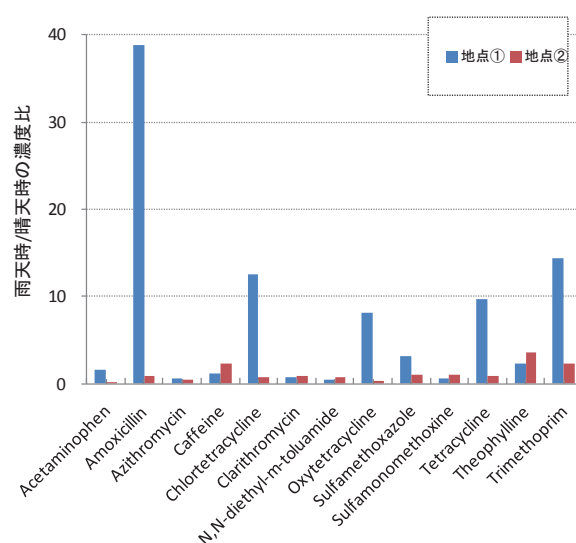


図-2.10 晴天時と雨天時の医薬品類濃度比較

地点①における雨天時／晴天時の濃度比は、人用医薬品 6 物質と動物用医薬品 1 物質でほぼ 0.5～2 の範囲であり晴天時、雨天時において大きな濃度変動

は見られなかったが、Amoxicillin、Chlortetracycline、Oxytetracycline、Tetracycline、Trimethoprim の 5 物質は、約 10 倍あるいはそれ以上と大きな濃度上昇が見られた。前述した有機性汚濁物質同様、集水域に降雨により流出しやすい医薬品類が存在することが示された。集水域内を現地踏査したところ、いくつか養豚場の存在が確認されたが、これらが負荷源の一つである可能性がある。

地点②では多くの物質において雨天時／晴天時の濃度比は 0.4～3.6 の範囲であり雨天時における大幅な濃度上昇は見られなかった。

2.3.4 晴天時、雨天時の都市域小河川における医薬品類の存在実態

(1) 目的

本研究では、都市域の小河川において晴天時と雨天時に医薬品の実態把握調査を行い、その流出実態の比較を行った。

(2) 対象医薬品および分析方法

調査対象とした医薬品は、解熱鎮痛消炎剤、抗生物質等の人用医薬品 17 物質とした。医薬品（懸濁態+溶存態）の分析方法は、小西ら²⁾の方法を参考に抽出・濃縮等の前処理を行った後、LC-MS/MS を用いて測定し絶対検量線法により定量した。

(3) 調査方法

調査地点は、千葉県手賀沼に流入する大津川の支川 2ヶ所（地点③、地点④（図-2.4 参照））とした。下水道普及率は、それぞれ 74%、31%である。調査は、2008 年 7 月～12 月の晴天時に 6 回、雨天時に 4 回行った。

(4) 調査結果と考察

雨天時の平均流量は、晴天時の 2.7 倍（地点③）、

表-2.9 晴天時・雨天時の医薬品類分析結果(平均値)

単位：ng/L

物質名	検出下限値 (ng/L)	地点①		地点②	
		晴天時	雨天時	晴天時	雨天時
Acetaminophen	0.4	2.9	4.6	1.4	0.1
Amoxicillin	0.9	17	650	3.8	3.4
Azithromycin	0.4	1.2	0.7	1.2	0.6
Caffeine	5.7	52	61	13	32
Chlortetracycline	1.9	42	530	6.1	4.7
Clarithromycin	1.7	17	12	15	13
N,N-diethyl-m-toluamide	0.2	3.0	1.3	1.4	1.1
Oxytetracycline	1.3	16	130	7.4	3.0
Sulfamethoxazole	1.5	7.1	23	0.8	0.8
Sulfamonomethoxine	1.8	8.4	5.3	0.9	0.9
Tetracycline	1.4	8.9	86	4.8	4.5
Theophylline	0.5	1.4	3.1	0.2	0.6
Trimethoprim	1.6	0.8	12	0.4	0.8

1.8 倍（地点④）であった。SS、BOD、COD、DOC、NH₄-N の分析結果を図-2.11 に示す。各項目の雨天時／晴天時の濃度比は、SS を除いては 1.5~3 倍であり、DOC は 0.8 倍であった。

医薬品の雨天時／晴天時の濃度比を図-2.12 に示す。農村地域の小河川において行った同様の調査¹⁴⁾では、特定の汚濁源が原因と思われる流出により雨天時に晴天時の 10 倍以上の濃度で検出される医薬品が見られたが、本調査の都市域の小河川では、多くの医薬品濃度は雨天時においても晴天時とほぼ同じ値を示し、Diclofenac sodium、Dipyridamole、Furosemide の 3 物質のみが雨天時において晴天時の 2~3 倍の値を示した。

流出負荷量で評価すると、雨天時には流量が増加しているため増加しているが、これは流域内に堆積していた医薬品類が流出したことによると考えられる。しかし、その増加量は農村地域で見られたほど大きくはなかった。

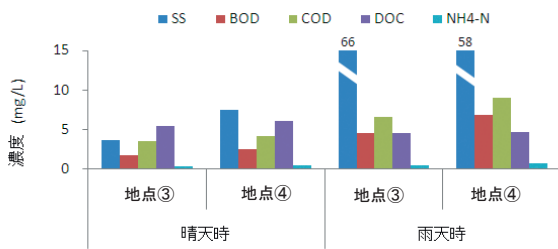


図-2.11 一般水質項目分析結果（平均値）

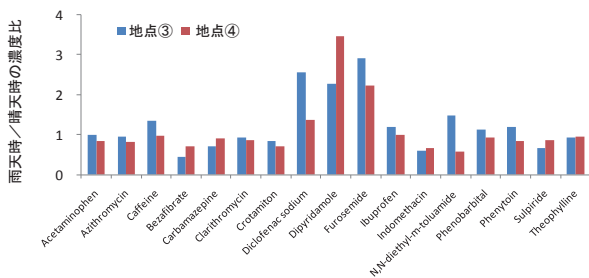


図-2.12 晴天時と雨天時の医薬品濃度比較

2.3.5 湖沼流入河川の医薬品負荷量と湖沼内の医薬品濃度の関係

(1) 目的

本研究では、湖沼に流入する河川と湖沼内の医薬品濃度の関係把握を目的とし、実態調査を実施した。

(2) 試料採取地点

試料の採取地点は、面積 36 km² の湖沼内 3 ヶ所とその流入河川 24 ヶ所の合計 27 ヶ所とした（図-2.13）。2010 年 1 月 19 日に試料のスポット採取と流量観測を行った。試料採取時の流量を図の（ ）内に示す。

(3) 調査対象物質および分析方法

調査対象医薬品は、解熱鎮痛消炎剤、抗生物質等の 8 物質で、分析は、既報¹⁵⁾¹⁶⁾と同じ抽出・濃縮等の前処理後、LC-MS/MS を用いて測定し絶対検量線法により定量した。

(4) 調査結果と考察

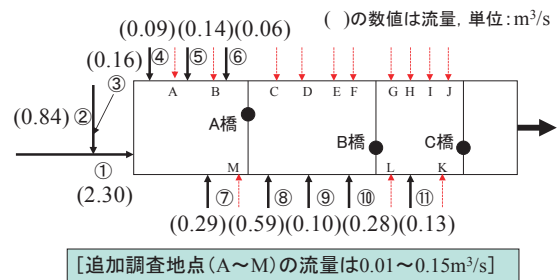


図-2.13 試料採取地点と流入河川の流量

各地点における医薬品 8 物質の分析結果から、Crotamiton を例として各流入河川水の濃度と負荷量を図-2.14、図-2.15 に示す。流入河川水の濃度は、流入河川⑨が最も高く、次に地点 E であったが、負荷量では、①が最も大きく、次に②、⑨であり、この 3 河川で全体負荷量の概ね 70% を占めていた。

調査流入河川の負荷量から流入平均濃度を算出し、湖沼内 3 地点の濃度とともに、図-2.16 に示す。負荷量から算出した平均濃度 32 ng/L に対し湖沼内の濃度は、A 橋 (20 ng/L)、B 橋 (10 ng/L)、C 橋 (14 ng/L) であり、湖沼内での減少がみられた。

他の 7 物質についても負荷量から平均濃度を算出し、湖沼内濃度と合わせ表-2.10 に示す。Crotamiton と同様の傾向を示すものの他、Theophylline、N,N-diethyl-m-toluamide 等、負荷量から求めた平均濃度（計算値）に比べ湖沼内の濃度が高い傾向を示すものもあり、晴天時の河川流入負荷以外の負荷の存在が推察された。

表-2.10 負荷量から求めた濃度と実測値 (ng/L)

物質名	計算値	A橋	B橋	C橋
Clarithromycin	4.6	N. D.	N. D.	N. D.
Crotamiton	32	20	10	14
N, N-diethyl-m-toluamide	3.2	3.6	5.8	8.2
Indomethacin	3.2	0.5	N. D.	N. D.
Theophylline	7.5	8.5	6.7	9.2
Amoxicillin	0.7	15	N. D.	22
Griseofulvin	0.2	0.3	0.4	0.4
Caffeine	154	91	30	52

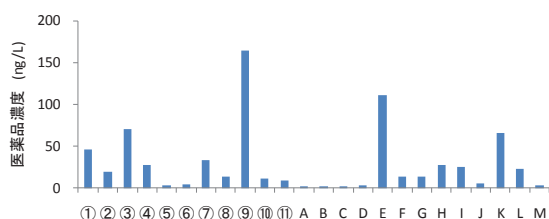


図-2.14 各試料の Crotamiton 濃度

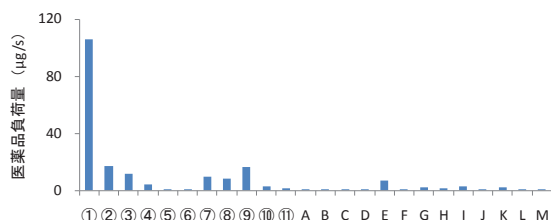


図-2.15 各試料の Crotamiton 負荷量

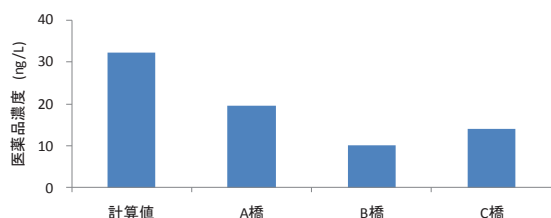


図-2.16 流入負荷から算出した Crotamiton 濃度と湖内濃度

2.4 水環境における医薬品類の生態影響評価

2.4.1 目的

近年、水環境中に存在する微量汚染物質、特にその使用目的から生理活性を有する医薬品類について、水生生態系に対する影響が懸念されている。しかし、水生生物に対する医薬品類の影響については、十分明らかにされていない。

本研究では、生態リスク評価の検討に資することを目的として、水環境中において存在が確認されている様々な医薬品類を対象に、複数種の水生

物を用いてバイオアッセイを実施し、生態毒性データを把握した。さらに、国内外の報告と併せて医薬品類の生態毒性情報を整理し、水環境中の存在実態と比較することで環境リスク初期評価を行った。

2.4.2 医薬品類のバイオアッセイ

評価対象とする医薬品類は、環境中で検出された報告のある物質を中心に選定し、解熱鎮痛薬、神経系作用薬、循環器薬、消化器薬、抗菌薬など、51 物質を選定した。

各医薬品類について、working solution として 10000 mg/L の DMSO 溶液を調製した後、適宜希釈して試験に用いた。各試験においては、ばく露溶液中の DMSO 濃度が 0.1%を超えないように最大ばく露濃度を 10mg/L 以下に設定し、公比 2 で等比級数的に希釈した試験系列を作成して試験を行った。各試験系において、DMSO の無影響濃度が 0.1%以上であることを、事前試験により確認している。

(1) 細菌による試験

供試生物として海洋性発光細菌 *Vibrio fischeri* を使用する市販の試験システム Microtox® (Strategic Diagnostics, Inc.) を用い、細菌が発する光量の増減から細菌の代謝に対する阻害影響をみた。試験は添付の急性毒性試験のプロトコルに従い、ばく露時間 5 分及び 15 分における半数影響濃度 (EC₅₀) を附属の計算ソフトにより求めた。

(2) 藻類による試験

96 ウェルマイクロプレート培養容器とし、吸光度から細胞濃度を求める Harada *et al.*¹⁷⁾ の手法を参考に、藻類生長阻害試験を行った。

被験生物には、OECD 化学品テストガイドライン No.201¹⁸⁾ の推奨種となっている、単細胞緑藻 *Pseudokirchneriella subcapitata* (NIES-35 株) を、試験培地には AAP 培地¹⁸⁾ を用いた。1 試料に対して 1 枚の 96 ウェルマイクロプレートを用い、2 倍希釈 10 段階 5 連、初期生物量 1×10⁴ cells/mL の試験系列を作成した。試験条件は、温度 24°C、照度 4000 Lux、振とう速度 120 rpm とし、24 時間毎にマイクロプレートリーダーを用いて、各ウェルの吸光度 (波長: 450 nm) を測定した。

毒性値の算出には EcoTox-Statics Ver.2.6d¹⁹⁾ を用い、0-72 時間の生長速度とばく露濃度の関係から、probit 法により EC₅₀ 及び最大無影響濃度 (NOEC) を求めた。

(3) 甲殻類による試験

供試生物としてオオミジンコ *Daphnia magna* を使用する市販の毒性試験キット DAPHTOXKIT F™ *magna* (MicroBioTests Inc.) を用いて、ミジンコ急性遊泳阻害試験を行った。試験は添付のプロトコルに従い、孵化後 24 時間以内の *D. magna* (20 個体/各試験区) を試験溶液にばく露し、24 時間毎に遊泳阻害個体数を観察して、48 時間後の試料濃度と阻害率の関係から EC₅₀ を求めた。

(4) 両生類による試験

供試生物としてアフリカツメガエル *Xenopus laevis* を用いた。試験は ASTM (American Society for Testing and Materials) に記載されている FETAX (the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus) の方法²⁰⁾ を一部改変して 24 ウェルマイクロプレートでばく露する方法で行った。胞胚期になった胚を 24°C で 96 時間ばく露し、死亡及び奇形について観察した。本試験においては明確な奇形の発生は確認できなかったため、死亡率をエンドポイントとし、試料濃度と死亡率の関係から半数致死濃度 (LC₅₀) を求めた。

(5) 原生動物による試験

供試生物として繊毛虫の *Tetrahymena pyriformis* (NIES-403) を用いた。試験は、1%プロテオースペプトン培地と、対象医薬品類を加えた培地を入れた使い捨ての吸光度セルの中で原生動物を増殖させ、ばく露後 24 時間毎に吸光度を測定し、吸光度から個体数を求める方法で行った。0-72 時間の個体数の変化から増殖阻害率を計算して、ばく露濃度との関係から EC₅₀ 及び NOEC を求めた。

(6) 結果

各バイオアッセイにより得られた結果を、表-2.11 に示す。51 物質中、*P. subcapitata* では 36 物質、*V. fischeri* では 28 物質、*T. pyriformis* では 25 物質、*X. laevis* では 16 物質、*D. magna* では 12 物質について、毒性値 (EC₅₀、LC₅₀ または NOEC) が算出され、藻類生長阻害試験における検出率が最も高い結果となった。

各生物種に対する医薬品類の毒性の比較において、抗生物質や殺菌剤を中心に、*P. subcapitata* に対して最も強い毒性を示す物質が多く見られたことから、医薬品類の水生生物に対する生態影響を検討するうえで、藻類生長阻害試験がスクリーニング的に活用できる可能性が示された。ただし、各生物種に対する毒性の分布は物質により異なり、他の生物種に対して最も強い毒性を示した医薬品類もあることから、

生態系に対する医薬品類の影響を詳細に検討する際には、複数の生物種を用いた試験を行う必要があると考えられる。

2.4.3 予測無影響濃度 (PNEC) の算出

2.4.2 で把握した毒性情報に加えて、医薬品類の生態毒性情報について文献調査^{21)~48)}を行い、医薬品類 122 物質について、藻類、甲殻類、魚類などの水生生物に対する毒性情報を得た。得られた医薬品類の生態毒性に基づき、環境中の生物に対して有害な影響を及ぼさないと予想される濃度である予測無影響濃度 (Predicted No Effect Concentration: PNEC) を算出した。PNEC の算出方法については、「化学物質の環境リスク初期評価ガイドライン」⁴⁹⁾を参考に、藻類、甲殻類、魚類の生物群ごとに急性毒性値および慢性毒性値のそれぞれについて整理した上で、それぞれの中で最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数で除して算出された値を当該物質の PNEC とした。

PNEC の値は 0.002 μg/L ~ 2500 μg/L と広い範囲を示した。特に抗生物質・合成抗菌剤は、Amoxicillin (0.0022 μg/L) や Spiramycin (0.005 μg/L) をはじめ多くの物質で低い値の PNEC となり、その他、殺菌剤の Triclosan (0.002 μg/L) や Triclocarban (0.017 μg/L)、非選択性 β 遮断剤の Propranolol (0.01 μg/L)、抗うつ剤の Sertraline (0.012 μg/L) 等も低い PNEC となった。

2.4.4 河川における医薬品類の生態リスク評価

2.4.3 で PNEC を整理した医薬品類について、ガイドライン⁴⁹⁾を参考に、ハザード比 (Hazard Quotient: HQ) を計算し、生態リスク評価を行った。

$$HQ = MEC / PNEC$$

HQ: Hazard Quotient

MEC: Measured Environmental Concentration

PNEC: Predicted No Effect Concentration

環境中濃度 (MEC) には、本研究で把握してきた河川中濃度 (大津川⁵⁰⁾、銚田川⁵⁾、多摩川 (未発表))、及び文献値 (利根川流域⁶⁾) の最大値を用いた。ガイドライン⁴⁹⁾では、HQ が 1 以上の場合は「詳細な評価を行う候補と考えられる」、0.1 以上 1 未満の場合は「情報収集に努める必要があると考えられる」という評価分類になっている。本検討においては、66 物質について HQ が算出され、HQ ≥ 10 が 3 物質 (Amoxicillin、Clarithromycin、Triclosan)、10 > HQ ≥ 1

表-2.11 本研究で実施した医薬品類 51 物質の生態毒性試験結果

単位 : mg/L

	<i>V. fisheri</i> Microtox® 15min EC50	<i>P. subcapitata</i> growth inhibition 72 or 96hr EC50 NOEC		<i>D. magna</i> immobility 48hr EC50	<i>X. laevis</i> FETAX 96hr LC50	<i>T. pyriformis</i> growth inhibition 72hr EC50 NOEC	
	Acetazolamide	n.e.	1.4	0.52	n.e.	n.e.	n.e.
Amitriptyline	1200.	0.19	0.041	1.3	3.5	3.1	1.3
Atenolol	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Azithromycin	n.e.	0.019	0.0052	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Bezafibrate	n.e.	n.e.	1.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Bromisoval	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	--	--	--
Caffeine	320.	15.	0.52	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Carbamazepine	56.	49.	0.52	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Chloramphenicol	n.e.	0.21	0.041	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Chlorpromazine	1.7	0.27	0.024	22.	1.9	1.	0.16
Clarithromycin	n.e.	0.012	0.0052	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Crotamiton	95.	3.5	2.1	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
DEET	49.	4.1	0.52	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Dexamethasone	560.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Dextromethorphan	82.	0.58	0.016	12.	n.e.	84.	2.5
Diclofenac	22.	5.	0.52	n.e.	n.e.	5.3	0.31
Diltiazem	n.e.	4.5	0.52	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Diphenidol	180.	0.75	0.041	n.e.	n.e.	39.	2.5
Dipyridamole	n.e.	10.	1.6	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Disopyramide	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	--	--	--
Ethenzamide	24.	3.7	2.1	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Fenopropfen	11.	5.7	2.1	n.e.	n.e.	17.	5.
Flufenamic acid	14.	1.1	0.14	4.1	6.3	1.4	0.31
Furosemide	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Haloperidol	18.	0.41	<1.6E-2	6.3	3.6	4.	0.63
Ibuprofen	12.	2.3	0.52	n.e.	n.e.	4.1	0.63
Ifenprodil	n.e.	5.9	0.31	n.e.	--	--	--
Imipramine	9.	0.15	0.024	4.9	3.5	4.1	1.3
Indometacin	13.	100.	8.3	n.e.	--	--	--
Ketoprofen	23.	2.	1.	2.8	n.e.	n.e.	n.e.
Levofloxacin	n.e.	1.5	0.26	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Mefenamic acid	27.	5.4	2.1	n.e.	5.2	1.1	0.039
Metoclopramide	n.e.	7.7	1.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Nalidixic acid	n.e.	n.e.	n.e.	9.3	n.e.	n.e.	n.e.
Naproxen	17.	3.7	0.52	n.e.	n.e.	8.9	0.31
Novobiocin	56.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Phenytoin	92.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	21.	5.
Pirenzepine	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Primidone	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Promethazine	12.	0.32	0.041	4.3	2.7	4.	0.63
Quinoxaline -2-carboxylic acid	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Sotalol	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Sulfamethoxazole	n.e.	0.98	0.31	n.e.	--	--	--
Sulpiride	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Thiamphenicol	50.	14.	8.3	n.e.	--	--	--
Thymol	2.1	1.7	0.52	6.1	n.e.	9.9	0.31
Tolbutamide	1.6	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Tolperisone	56.	0.63	0.041	4.	18.	16.	5.
Triclosan	0.53	0.012	0.0083	0.26	0.82	0.63	0.25
Trimethoprim	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	--	--	--
Verapamil	n.e.	3.3	0.39	n.e.	n.e.	8.8	0.31

-- は試験未実施を、n.e.は試験範囲で影響が見られなかったことを意味する。

が4物質 (Azithromycin、Caffeine、Chlortetracycline、Erythromycin)、 $1 > HQ \geq 0.1$ が6物質 (Crotamiton、Ketoprofen、Levofloxacin、Propranolol、Sulfamethoxazole、Sulfamonomethoxine)、その他53物質は0.1未満であった。

HQが0.1以上であった13物質を、図-2.17に示す。特に、殺菌薬の Triclosan (HQ=68)、抗生物質の Amoxicillin (HQ=50)、Clarithromycin (HQ=14) は、HQが10以上と大きく、生態影響が懸念される。また、HQが0.1以上となった13物質の薬効用途は、Caffeine (興奮剤、強心剤)、Crotamiton (鎮痒剤)、Ketoprofen (抗炎症剤)、Propranolol (非選択性 β 遮断剤)、Triclosan (殺菌薬)、その他8物質が抗生物質、合成抗菌剤である。

これらの医薬品類については、水環境中での生態

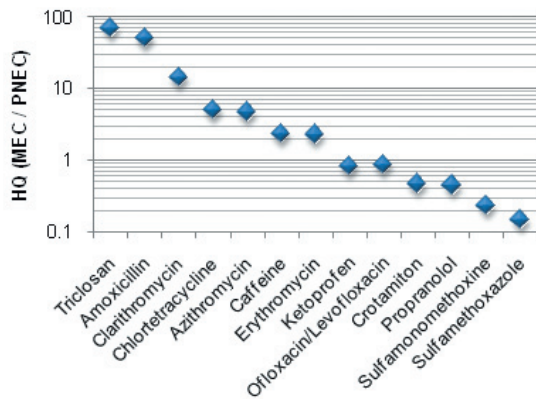


図-2.17 河川における医薬品類のハザード比
リスクを詳細に評価するため、存在実態・挙動の調査をより進める必要がある。

2.5 バイオアッセイによる環境水の生態影響評価

2.5.1 目的

水環境中では、多種の医薬品類が同時に存在しているのに加え、内分泌かく乱物質、界面活性剤、重金属など、様々な生理活性物質と共存している。このため水環境中の生物は、各医薬品類が開発、認可される際には想定されることのない物質との組合せで長期間ばく露されており、その複合影響も懸念される。そこで本研究では、実際の河川水を対象に、バイオアッセイにより毒性を評価するとともに、医薬品類による影響について検討を行った。

2.5.2 調査地点

関東地方及び四国地方の複数の河川及び小水路に調査地点を54地点設定し、各地点から1~3回、延べ97試料を採取した。これらの調査地点には、未処理生活排水や畜産施設の排水、下水処理水等、異なる負荷源の影響を受ける地点が含まれている。

2.5.3 調査方法

(1) バイオアッセイ

本検討では、2.4.2で述べたバイオアッセイのうち、多くの医薬品類に対して高い感受性を示した藻類生長阻害試験を行った。

わが国の河川においては、生態毒性は比較的低い地点が多く、短期間のバイオアッセイにおいて明確な影響が検出されることは少ない。また、特に藻類生長阻害試験においては、河川水中に存在する窒素やりん等の栄養塩類の濃度が、毒性値に影響することが知られており⁵¹⁾、毒性がマスキングされてしまう可能性がある。本研究においても、前処理を行わない場合に、有意な影響を示した試料は無かった。

そこで本検討では、固相抽出による前処理を行った。この手法により、対象が固相に吸着、脱離される物質群に限定されるものの、原水より濃縮された状態でのばく露が可能となり、通常では明確にならない毒性を検出することが可能となる。固相カートリッジには、OASIS[®] HLB Plus (Waters Corp.) を使用し、GF/B (Whatman, Inc.) で濾過した1000 mLの試料を通水した後にメタノールで溶出を行い、溶出液を乾固後100 μ LのDMSOに再溶解することで濃縮試料(原水の10000倍濃度)を得た。濃縮試料は、ばく露溶液中のDMSO濃度が0.1%を超えないように最大ばく露濃度を原水の10倍以下に設定し、公比2で等比級数的に希釈した試験系列を作成して試験を行った。

(2) 藻類に対する毒性と水質の比較

生長阻害が検出された試料について、毒性単位 (Toxicity Unit: $TU=1/EC_{50}$) と水質及び医薬品類の生態リスクとの比較を行った。TUは、毒性が強いほど値が大きくなる。また、医薬品類については、2.4.4でHQが0.1以上と評価された13物質のうち、分析を行った10物質 (Amoxicillin、Erythromycin、Propranolol以外) を対象に総リスクを評価した。本検討においては、各物質のハザード比HQの和 (ΣHQ) を医薬品10物質の総リスクとみなした。さらに、バイオアッセイで用いた生物種の *P. subcapitata* に対す

る EC_{50} の値を用いて、アセスメント係数を含まない評価値 ($\Sigma(MEC/EC_{50})$) も算出した。 $\Sigma(MEC/EC_{50})$ は、*P. subcapitata* の半数生長阻害濃度に対するばく露マージン (MOE: Margin of Exposure) の逆数にあたる。

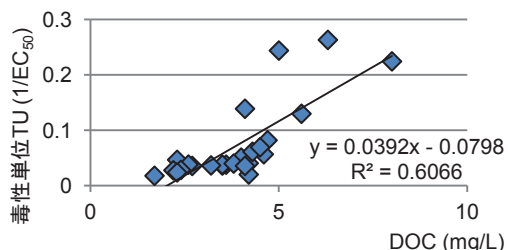


図-2.18 藻類生長阻害試験における毒性と DOC との比較

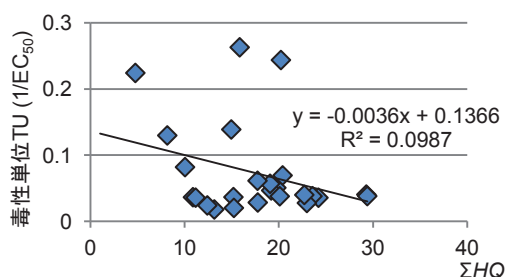


図-2.19 藻類生長阻害試験における毒性と医薬品類 10 物質の ΣHQ との比較

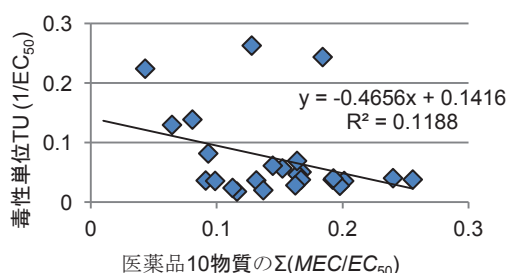


図-2.20 藻類生長阻害試験における毒性と医薬品類 10 物質の $\Sigma(MEC/EC_{50})$ との比較

2.5.4 結果および考察

試験を行った 97 試料のうち、生長阻害が検出されたのは 25 試料 (検出率 26%) であり、 EC_{50} の値は河川水原水に対する濃縮倍率として 3.8 倍～55.7 倍 (TU: 0.018～0.26) の範囲であった。TU が 0.1 以上と比較的高かった 5 試料は、何れも終末処理場の放流口や再生水を用いた水路など、下水処理水の影響の大きな地点で、冬季に採水した試料であった。また、生長阻害が検出された 25 試料の ΣHQ の値は、1.0～29 の範囲であった。

有機物量の指標である溶解性有機炭素 (DOC) と毒性単位 (TU) の比較を図-2.18 に、 ΣHQ と TU の比較を図-2.19 に、 $\Sigma(MEC/EC_{50})$ と TU の比較を図-2.20 に、それぞれ示す。TU と DOC の間には、強い正の相関 ($r=0.78$) が見られるのに対して、TU と ΣHQ の相関は弱かった (それぞれ、 $r=-0.30$ 、 $r=-0.34$)。

これらの結果から、今回調査対象とした河川においては、一部で、藻類に対する弱い毒性が見られたが、それらに対する医薬品類の寄与は小さく、他の有機化合物が影響していたものと考えられる。医薬品類のハザード比は最大 29 と大きな値であったが、この値は 10～1000 倍のアセスメント係数を包有しているものであり、少なくとも *P. subcapitata* に対して、個体群レベルで影響する濃度ではなかったと考えられる。

ただし、実際の環境中には、*P. subcapitata* より感受性が高い生物種が存在する可能性について留意する必要がある。また、水生生物に対する生態リスクが懸念される有機物としては、「化学物質の環境リスク初期評価書⁵²⁾」や「初期リスク評価書⁵³⁾」において、ノニルフェノールや直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS) などが、詳細な評価を行う候補としてあげられている。

今後は、多様な種類の生理活性物質が共存する試料の全毒性、総影響について、特に長期影響の視点から評価する手法の検討が必要である。また、医薬品類を含めた生理活性物質の存在が水生生物、生態系にどのような影響を与えているかについて、実際の水環境中に生息している生物、形成されている生態系の視点からも把握、評価する手法の開発が必要と考えられる。

2.6 都市河川水の魚類生態影響の評価

2.6.1 目的

近年、国際的に生態系保全が強く求められるようになってきており、河川管理者には、河川の水生生態の保全と管理が求められている。水生生物の中で、特に魚類は、水生生物の代表種、経済生物であり、その存在は水質浄化の効果が直接的に実感できるため、魚類の生態保全のために、河川中の生理活性物質の魚類への影響について、把握する必要がある。

そこで、都市河川水でメダカを飼育する連続ばく露試験を行って、従来法 (生死や行動異常の判定) よりも高感度な遺伝子レベルで魚類影響を把握する

とともに、河川水の生理活性物質等の測定を同時に行い、都市河川の魚類への生態影響と生理活性物質についての知見を得ることを目的とした。

2.6.2 方法

(1) 供試魚類と影響評価法

ばく露試験には、土木研究所の実験室で継代飼育しているメダカ（d-rR 系統）を用いた。メダカを用いた理由は、魚類のモデル生物であり、遺伝子情報が充実していること、小型で飼育が容易なことによる。d-rR 系統は、遺伝的に雄が橙色、雌が白色であるため、雌雄の識別が容易である。

影響評価法は、河川水に一定期間雄メダカを流水式でばく露した後、メダカを解剖し、肝臓、エラ、精巣から RNA を抽出後、マイクロアレイ（エコジェノミクス社製メダカアレイ EG750）による網羅的遺伝子発現解析とリアルタイム PCR (Real-time Polymerase Chain Reaction method) による変動遺伝子を中心とした定量解析を行った。



図-2.21 都市河川の調査地点

表-2.12 河川水中の栄養塩と金属濃度

		対照区	曝露区			
		平均値	0日目	7日目	14日目	21日目
NO ₃ -N	[mg/L]	0.2	7.5	7.5	8.3	9.0
PO ₄ -P	[mg/L]	0.04	0.4	0.5	0.5	0.5
K	[mg/L]	5.3	10.1	12.7	10.9	12.0
Mn	[μg/L]	n.d.	24.8	3.1	3.5	2.6
Ni	[μg/L]	n.d.	2.8	3.3	3.0	3.3
Fe	[μg/L]	3.4	34.9	32.4	49.8	33.0
Al	[μg/L]	7.0	35.1	50.8	45.2	36.6
Zn	[μg/L]	3.2	19.0	17.8	17.3	19.6
Li	[μg/L]	0.7	2.6	3.3	2.9	2.6
Cu	[μg/L]	2.0	4.8	6.0	6.2	6.4
Cr	[μg/L]	n.d.	0.6	n.d.	n.d.	n.d.
Mo	[μg/L]	0.8	1.9	1.9	2.5	2.2
As	[μg/L]	n.d.	0.6	0.7	0.6	0.6

(2) 河川水の分析対象物質

河川水の分析は、栄養塩類の他、金属類、組み換え酵母によるエストロゲン様活性値および医薬品類について1回/週の分析を行った。医薬品類は2.2.1に記載した方法で分析した。

(3) 河川水ばく露実験

河川水ばく露実験は、関東地方都市部の河川の水質観測所に、流水式メダカばく露水槽を設置して、既報⁵⁴⁾と同様の方法で実施した。図-2.21 にばく露水槽の設置位置を示す。この水質観測所の地点の上流側には下水処理場が8つ存在しており、河川の流量に占める下水処理水の割合は、50%程度である。ばく露試験では、雄メダカ35匹を使用し、比較対照試験として脱塩素水道水でのばく露試験も行った。ばく露期間は7、14、21日間とし、平成20年1月に実施した。

2.6.3 結果と考察

(1) 河川水質分析結果

表-2.12 は、ばく露期間中の河川水の栄養塩類（NO₃-N、PO₄-P）濃度と、対照区の平均濃度より2倍以上となった金属類とその濃度である。これらの中で、Fe、Al、Znの濃度が、対象区より顕著に高く、15 μg/L以上であった。なお、Zn濃度は測定期間を通じて河川の環境基準値の0.03 mg/L（30 μg/L）を下回っていた。

河川水のエストロゲン様活性は、概ね10~30 ng/Lの範囲と、河川水としては比較的高い濃度であった。また、エストロゲン類の濃度は、ばく露初期に高く、ばく露期間中に低下する傾向であった。一方、医薬品類については、ばく露期間中に大きな濃度変動は見られなかった（図-2.22）。

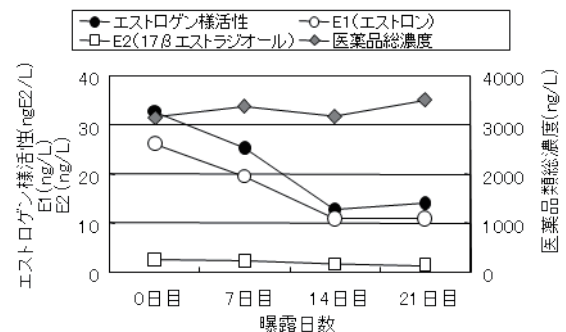


図-2.22 エストロゲン類と医薬品類総濃度の変動

(2) メダカ遺伝子の発現解析の結果

ばく露後7、14、21日目のマイクロアレイ解析に

よる変動遺伝子の抽出結果を、肝臓、精巣、エラについて、それぞれ図-2.23、図-2.24、図-2.25 に示す。図中の遺伝子は、遺伝子発現倍率が対照区の2倍以上または1/2以下 ($p < 0.05$) となった遺伝子であり、ばく露期間毎の対照区との倍率で示している。

肝臓では、ばく露7日目にビテログニン (Vtg I)、コリオゲニン (Chg H、Chg H minor、Chg L) 遺伝子の上昇が顕著であった。これらは、卵形成に関わるエストロゲン応答遺伝子であり、河川水のE1 (エストロン) や、エストロゲン様活性値の変化と同様の傾向を示していることがわかる。また、ばく露21日目では、エストロゲン応答遺伝子の低下とともに薬物代謝関連遺伝子の増加がみられ、代謝が影響を受けていることがわかる。

精巣では、7日目において対照区より遺伝子発現強度が低下する遺伝子が多くみられた。低下した遺伝子の中には、免疫関連や精子形成に関わる遺伝子があり、精巣が悪影響を受けていることがわかる。精子形成関連遺伝子の発現比は、河川水のエストロゲン様活性値が低下すると、対照区に近くなっていることから、エストロゲンの影響を受けていた可能性がある。21日目に遺伝子発現強度が低下している機能不明遺伝子もみられた。

エラでは外因性の薬物代謝関連遺伝子であるP450 1A1 遺伝子の発現強度が高くなっていった。P450 1A1 は多環芳香族炭化水素によって誘導されることが知られている⁵⁵⁾。P450 1A1 を誘導した化学物質は不明であるが、河川水中にP450 1A1 誘導物質が存在していたと考えられる。ばく露7日目には、浸透圧調整、DNA合成、細胞周期関連遺伝子に変動がみられた。ばく露21日目では、これらの遺伝子発現の変動幅は、小さくなる傾向を示した。

図-2.26 は、リアルタイムPCR法で、主に肝臓のエストロゲン応答遺伝子、エラの薬物代謝遺伝子を中心に遺伝子発現を確認した結果である。解析遺伝子は、エストロゲン応答遺伝子 (Vtg I、Vtg II、Chg H、Chg H minor、Chg L、ER α)、重金属応答遺伝子 (metallothionein)、ガン抑制遺伝子 (P53)、薬物代謝遺伝子 (P450 1A1) である。リアルタイムPCR法でも、ばく露7日目で肝臓のVtg、Chg 遺伝子の発現強度が強くなり、エラでP450 1A1 が高くなっていることが確認できた。

魚類影響を河川水中の様々な生理活性物質の機器分析の結果から予測することは困難であり、魚類影響の評価はバイオアッセイが有効である。本研究で試みた遺伝子発現を指標とした生物影響評価法は、

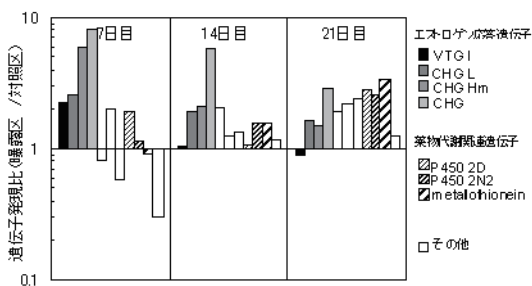


図-2.23 マイクロアレイによる肝臓の遺伝子発現解析結果

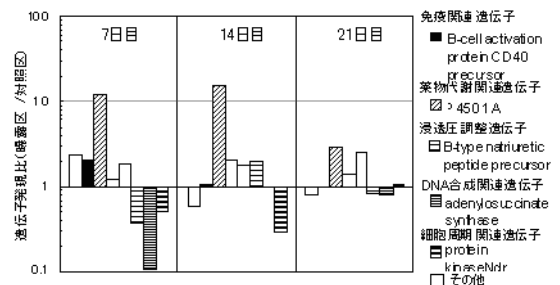


図-2.25 マイクロアレイによるエラの遺伝子発現解析結果

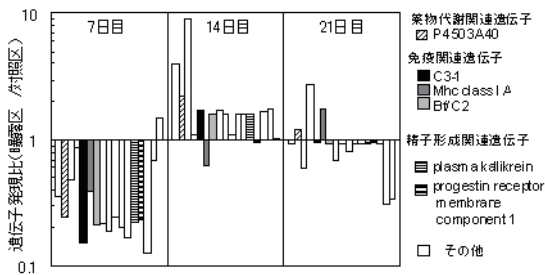


図-2.24 マイクロアレイによる精巣の遺伝子発現解析結果

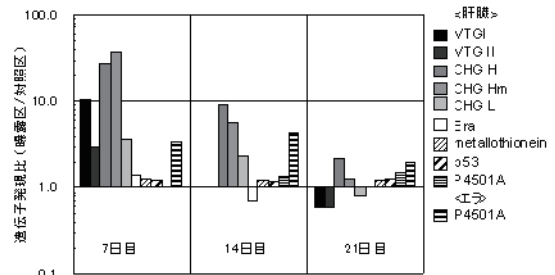


図-2.26 リアルタイムPCR法による遺伝子発現解析結果

高感度で、多角的に生体影響を評価できる可能性がある。本実験で発現変動がみられた遺伝子については、雄魚の雌性化、精子形成能、免疫機能の低下などの生体影響のバイオマーカーとして利用できる可能性がある。今後、これらの遺伝子の詳細な機能情報を収集し、個体レベルでみられる生体反応との関連を把握する必要がある。

2.6.4 まとめ

メダカの流水式ばく露実験から都市河川水の魚類影響について遺伝子レベルでの評価を試みたところ、臓器毎の遺伝子発現の変化から、多角的な魚類影響を評価できることがわかった。肝臓ではエストロゲン作用や薬物代謝能への影響、精巣では精子形成能への影響、エラからは外因性の薬物代謝物質（P450 1A1）の検出が可能であった。今回実験を行った都市河川水は、エストロゲン作用や、外因性の薬物代謝物質を含んでいることが示された。

2.7 まとめ

医薬品分析法については、生産量が多い医薬品や国内で検出例のある医薬品など 95 物質を選定して、その一斉分析法を開発し、水環境中における存在実態、挙動の把握に適用した。

また、抗インフルエンザウィルス剤の Oseltamivir phosphate（タミフル）、及びその活性代謝物 Oseltamivir carboxylate の分析法（下水試料の検出下限値は試料換算濃度で 0.34 ng/L 及び 0.29 ng/L）、ならびに、抗真菌薬 Fluconazole と Itraconazole、抗ウィルス薬 Aciclovir の分析法（下水試料の検出下限値は試料換算濃度で 0.1～0.2 ng/L、汚泥試料の検出下限値は湿重量当たり 0.05～0.1 ng/g-wet）をそれぞれ開発した。これらの医薬品については、今後、下水を含めた水環境中実態の調査継続が必要である。

さらに、抗生物質の Linezolid、Mupirocin、Meropenem、Cefcapene pivoxil の分析法開発を行った。本分析法の実試料への適用において、絶対検量線法から抽出液への標準添加法に定量方法を変更することで、測定時の損失を補正することができた。しかし夾雑成分が引き起こすイオン化抑制の問題は残ったままであり、より操作の簡便な絶対検量線法の適用も踏まえて、夾雑成分を除去する前処理法の検討が今後の課題としてあげられる。

水環境中での実態把握、挙動解明については、開

発した 95 物質の一斉分析法を用いて、畜産業を含む農村地域や下水道普及状況の異なる都市域などの河川において実態調査を行った。人為汚染が小さい地点では検出される医薬品数が少なく、かつ濃度も低い、人為汚染が強い地点では、検出される医薬品数が多くかつ濃度も高いという傾向がみられた。また、合成抗菌剤などの動物用医薬品が検出された地点の集水域には養豚場や鶏舎、動物病院などの存在が確認され、これらが排出源となっている可能性が考えられた。下水処理場放流水との比較では、多くの物質は放流水を下回る濃度であったが、下水処理場での除去率の高い Caffeine など数物質は、未処理排水や処理レベルの低い排水の占める割合が高い地点において、下水処理場放流水の 2 倍以上の値を示す場合が見られた。また、逆に下水処理場での除去がほとんど見られない Crotamiton についても、下水処理水と同レベルで検出される地点があった。多くの物質について、下水処理水より濃度が低いことに関しては、土壌への吸着の可能性も含めて検討する必要がある。さらに、試料採取時に観測した流量から排出負荷量を求め、人口一人当たりの排出負荷量を推計した。

また、晴天時と雨天時に医薬品の実態把握調査を行いその流出実態の比較を行った。都市域の小河川においては、調査医薬品 17 物質中多くの医薬品濃度は、雨天時においても晴天時とほぼ同じ値を示し、3 物質は晴天時の 2～3 倍の値を示した。一方、農村地域の小河川においては、地点によって、晴天時の 10 倍以上と大きな濃度上昇を示す物質が見られた。有機性汚濁物質等と同様に、集水域に降雨により流出しやすい医薬品類が存在することが示され、水環境中における医薬品類調査における雨天時調査の重要性が明らかになった。今後、降雨による流出負荷量の把握など、より詳細な調査を行う必要がある。

また、湖沼流入河川の医薬品負荷量から算出した流入河川の平均濃度と湖沼内の医薬品濃度を比較したところ、負荷量から求めた平均濃度に比べ湖沼内の濃度が高い傾向を示すものもみられ、晴天時の河川流入負荷だけでは湖沼流入負荷全体の把握が困難であることが示された。今後は、雨天時の流入負荷も合わせて調査し考察する必要がある。

医薬品類の生態影響については、5 生物種を用いたバイオアッセイを行うとともに、文献調査による生態毒性データの収集を行って、予測無影響濃度 PNEC を算出した。複数の生物種の中で藻類に対し

て特に強い毒性を示す医薬品が多く見られたことから、医薬品類の水生物に対する生態影響を検討する際のスクリーニングとして、藻類生長阻害試験が活用できると考えられる。

さらに、医薬品類の河川中濃度と、算出した PNEC を用いて生態リスク初期評価を行った結果、抗生物質の Amoxicillin、Clarithromycin、殺菌薬の Triclosan でハザード比 HQ が 10 以上と大きな値を示すなど、7 物質で HQ が 1 以上となり、「詳細な評価を行う候補と考えられる」と判定された。これらの物質については、水環境中での存在実態・挙動の調査を進め、より詳細な生態リスク評価を行う必要があると考えられる。

環境水の生物影響評価については、複数の河川及び小水路の河川水を対象に、固相抽出による前処理を行った後、藻類生長阻害試験を実施した。約 1/4 の試料で生長阻害が検出されたが、EC₅₀ の値は 3.8 倍～55.7 倍であり、1 倍未満の毒性が検出された試料はなかった。また、藻類に対する毒性の強さを、水質及び医薬品類の生態リスク（ハザード比）と比較した結果、DOC の間には強い正の相関が見られたのに対して、医薬品類ハザード比との相関は弱いことから、本研究で対象とした河川水が示す毒性に対する医薬品類の寄与は小さく、医薬品類以外の生理活性物質の影響が大きかったと考えられた。

さらに、メダカの流水式ばく露実験から都市河川水の魚類影響について遺伝子レベルでの評価を試みたところ、臓器毎の遺伝子発現の変化から、多角的な魚類影響を評価できることがわかった。肝臓ではエストロゲン作用や薬物代謝能への影響、精巣では精子形成能への影響、エラからは外因性の薬物代謝物質（P450 1A1）の検出が可能であった。

参考文献

- 厚生労働省医政局：薬事工業生産動態統計年報，平成 14 年，じほう，2003
- 小西千絵，宝輪勲，中田典秀，小森行也，鈴木穰，田中宏明：水環境中医薬品の LC-MS/MS による一斉分析法の検討，*環境工学研究論文集*，**43**，pp.73-82，2006
- 中外製薬株式会社：医薬品インタビューフォーム，タミフルカプセル 75・タミフルドライシロップ 3%（オセルタミビルリン酸塩製剤），改訂第 24 版，p.53，2010
- 清野敦子，古荘早苗，益永茂樹：わが国の水環境中における人用・動物用医薬品の存在，*水環境学会誌*，**27**，pp.685-691，2004
- 小森行也，岡安祐司，鈴木穰：下水道未整備地域の小河川における医薬品の実態調査，*学会誌「EICA」*，**12(2/3)**，pp.37-44，2007
- Nakada, N., Komori, K., Suzuki, Y., Konishi, C., Houwa, I. and Tanaka, H.: Occurrence of 70 pharmaceutical and personal care products in Tone River basin in Japan, *Water Sci. Technol.*, **56(12)**, pp.133-140, 2007
- Clara, M., Strem, B. and Kreuzinger, N.: Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration, *Water Res.*, **38(4)**, pp.947-954, 2004
- Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K. and Takada, H.: Pharmaceutical chemical and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment, *Water Res.*, **40(17)**, pp.3297-3303, 2006
- Buerge, I. J., Poiger, T., Muller, M. D. and Buser, H. R.: Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters, *Environ. Sci. Technol.*, **37(4)**, pp.691-700, 2003
- 小森行也，岡安祐司，鈴木穰：下水処理における医薬品（92 物質）の除去特性，*第 45 回下水道研究発表会講演集*，pp.91-93，2008
- 岡見吉郎：クリロピッツ抗生物質論，p.169，学会出版センター，1978
- 厚生労働省監修：キノキサリン-2-カルボン酸，食品衛生検査指針 動物用医薬品・飼料添加物編 2003，pp.131-135，（社）日本食品衛生協会，2003
- 動物医薬品協同組合：動物医薬品副作用等情報集，<http://www.nval.go.jp/vet-cop/index.htm>，（2011 年 3 月時点）
- 小森行也，鈴木穰，南山瑞彦：晴天時、雨天時の小河川における医薬品類の存在実態，*第 19 回環境化学討論会講演要旨集*，p.146，2010
- 小森行也，鈴木穰：湖沼とその流入河川における医薬品存在実態，*第 11 回日本水環境学会シンポジウム講演集*，p.146，2008
- 小森行也，鈴木穰：湖沼流入河川の医薬品負荷量と湖沼内の医薬品濃度の関係，*第 12 回日本水環境学会シンポジウム講演集*，p.98，2009
- Harada, A., Komori, K., Nakada, N., Kitamura, K. and Suzuki, Y.: Biological effects of PPCPs on aquatic lives and evaluation of river waters affected by different wastewater treatment levels, *Water Sci. Technol.*, **58(8)**, pp.1541-1546, 2008

- 18) OECD: *Test No. 201: Alga, Growth Inhibition Test*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems, OECD Publishing, 2006
- 19) 吉岡義正: Ecotox-Statics ver.2.x, *環境毒性学会誌*, 4(2), p.113, 2001
- 20) ASTM: *Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (FETAX)*, ASTM Standard E1439-98(2004), West Conshohocken, 2004
- 21) Bills, T. D., Marking, L. L. and Howe, G. E. : Sensitivity of Juvenile Striped Bass to Chemicals Used in Aquaculture, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC, 1993.
- 22) Brain, R. A., Johnson, D. J., Richards, S. M., Sanderson, H., Sibley, P. K. and Solomon, K. R. : Effects of 25 pharmaceutical compounds to Lemna gibba using a seven-day static-renewal test, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 23(2), pp. 371-382, 2004.
- 23) Cleuvers, M. : Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects, *Toxicol. Lett.*, Vol. 142(3), pp. 185-194, 2003.
- 24) Cleuvers, M. : Initial risk assessment for three b-blockers found in the aquatic environment, *Chemosphere*, Vol. 59(2), pp. 199-205, 2005.
- 25) De Liguoro, M., Fioretto, B., Poltronieri, C. and Gallina, G. : The toxicity of sulfamethazine to Daphnia magna and its additivity to other veterinary sulfonamides and trimethoprim, *Chemosphere*, Vol. 75(11), pp. 1519-1524, 2009.
- 26) Dzialowski, E. M., Turner, P. K. and Brooks, B. W. : Physiological and Reproductive Effects of Beta Adrenergic Receptor Antagonists in Daphnia magna, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 50(4), pp. 503-510, 2006.
- 27) Eguchi, K., Nagase, H., Ozawa, M., Endoh, Y. S., Goto, K., Hirata, K., Miyamoto, K. and Yoshimura, H. : Evaluation of antimicrobial agents for veterinary use in the ecotoxicity test using microalgae, *Chemosphere*, Vol. 57(11), pp. 1733-1738, 2004.
- 28) EPA : OPP Pesticide Ecotoxicity Database, <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/Details.cfm?RecordID=9457>.
- 29) Ferreira, C. S. G., Nunes, B. A. and Henriques-Almeida, J. M. D. M., Guilhermino, L. : Acute toxicity of oxytetracycline and florfenicol to the microalgae Tetraselmis chuii and to the crustacean Artemia parthenogenetica, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, Vol. 67(3), pp. 452-458, 2007.
- 30) Holten Lutzhoft, H. C. H., Halling-Sorensen, B. and Jorgensen, S. E. : Algal Toxicity of Antibacterial Agents Applied in Danish Fish Farming, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 36(1), pp. 1-6, 1999.
- 31) Huggett, D. B., Brooks, B. W., Peterson, B., Foran, C. M. and Schlenk, D. : Toxicity of Select Beta Adrenergic Receptor-Blocking Pharmaceuticals (B-Blockers) on Aquatic Organisms, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 43(2), pp. 229-235, 2002.
- 32) Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L. and Parrella, A. : Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms, *Sci. Total Environ.* Vol. 346(1-3), pp. 87-98, 2005.
- 33) Kim, Y., Choi, K., Jung, J., Park, S., Kim, P. G. and Park, J. : Aquatic toxicity of acetaminophen, carbamazepine, cimetidine, diltiazem and six major sulfonamides, and their potential ecological risks in Korea, *Environ. Int.*, Vol. 33(3), pp. 370-375, 2007.
- 34) Park, S. and Choi, K. : Hazard assessment of commonly used agricultural antibiotics on aquatic ecosystems, *Ecotoxicology*, Vol. 17(6), pp. 526-538, 2008.
- 35) Pro, J., Ortiz, J. A., Boleas, S., Fernández, C., Carbonell, G. and Tarazona, J. V. : Effect Assessment of Antimicrobial Pharmaceuticals on the Aquatic Plant Lemna minor, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 70(2), pp. 290-295, 2003.
- 36) Quinn, B., Gagné, F. and Blaise, C. : An investigation into the acute and chronic toxicity of eleven pharmaceuticals (and their solvents) found in wastewater effluent on the cnidarian, Hydra attenuata, *Sci. Total Environ.*, Vol. 389(2-3), pp. 306-314, 2008.
- 37) Robinson, A. A., Belden, J. B. and Lydy, M. J. : Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 24(2), pp. 423-430, 2005.
- 38) Santos, L. H., Araujo, A. N., Fachini, A., Pena, A., Delerue-Matos, C. and Montenegro, M. C. : Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment, *J. Hazard. Mater.*, Vol. 175(1-3), pp. 45-95, 2010.
- 39) Yamashita, N., Yasojima, M., Nakada, N., Miyajima, K., Komori, K., Suzuki, Y. and Tanaka, H. : Effects of antibacterial agents, levofloxacin and clarithromycin, on aquatic organisms, *Water Sci. Technol.*, Vol. 53(11), pp. 65-72, 2006.

- 40) Yang, L. H., Ying, G. G., Su, H. C., Stauber, J. L., Adams, M. S. and Binet, M. T. : Growth-inhibiting effects of 12 antibacterial agents and their mixtures on the freshwater microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 27(5), pp. 1201-1208, 2008.
- 41) Zurita, J. L., Repetto, G., Jos, A., Salguero, M., Lopez-Artiguez, M. and Camean, A. M. : Toxicological effects of the lipid regulator gemfibrozil in four aquatic systems, *Aquat. Toxicol.*, Vol. 81(1), pp. 106-115, 2007.
- 42) 環境省 : (II) 生態影響試験結果一覧(平成 23 年 3 月版), <http://www.env.go.jp/chemi/sesaku/02.pdf>.
- 43) 金銭佑, 石橋弘志, 平野正司, 那須一晃, 高尾雄二, 有菌幸司 : 水環境中の医薬品・生活関連物質(PPCPs)の挙動及び生態影響評価, 第 12 回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp. 203-204, 2009.
- 44) 杉下寛樹, 山下尚之, 田中宏明 : 発光性細菌を用いた毒性試験に基づく水環境中 PPCPs の初期リスク評価, 第 42 回日本水環境学会年会講演集, p. 461, 2008.
- 45) 平田佳子, 山本裕史, 田村生弥, 池幡佳織, 西田昌代, 関澤純, 亀田豊, 木村久美子, 鏡良弘, 鎌迫典久 : 紫外線吸収剤の水生・底生生物に対する慢性影響と下水道未普及地域における生態リスク評価, 第 44 回日本水環境学会年会講演集, p. 111, 2010.
- 46) 福永彩, 山下尚之, 田中宏明 : 藻類生長阻害試験を用いた医薬品の毒性評価, 環境工学研究論文集, 第 43 巻, pp. 57-63, 2006.
- 47) 南山瑞彦, 小森行也, 北村友一, 村山康樹 : 生理活性物質の水環境中での挙動と生態系影響の評価方法に関する研究, 平成 20 年度下水道関係調査研究年次報告集, 土木研究所資料 4157, pp. 131-143, 2009.
- 48) 南山瑞彦, 小森行也, 北村友一, 村山康樹 : 生理活性物質の水環境中での挙動と生態系影響の評価方法に関する研究, 平成 21 年度下水道関係調査研究年次報告集, 土木研究所資料 4191, pp. 180-189, 2010.
- 49) 環境省 : 化学物質の環境リスク初期評価ガイドライン, 平成 22 年 1 月版, 2010
- 50) 小森行也, 鈴木穰 : 生活排水の処理状況が異なる都市域小河川における医薬品の存在実態と生態リスク初期評価, *水環境学会誌*, 32(3), pp.133-138, 2009
- 51) 野見山晴美, 中原亜紀子, 水落敏朗 : ミジンコおよび藻類を用いた市内河川水のバイオアッセイ (2005), 平成 17 年度福岡市保健環境研究所報, 31, pp.57-64, 2006
- 52) 環境省 : 環境リスク初期評価実施物質一覧 (第 1 巻～第 9 巻), 化学物質の環境リスク評価, 第 9 巻, <http://www.env.go.jp/chemi/report/h23-01/index.html>, (2011 年 3 月時点)
- 53) 独立行政法人製品評価技術基盤機構 : 化学物質初期リスク評価書, 生態リスクに関する評価結果一覧, <http://www.safe.nite.go.jp/risk/riskhykd101.html>, (2011 年 3 月時点)
- 54) Higashitani, T., Miyajima, K., Nakada, N., Yasojima, M., Tanaka H. and Suzuki Y.: Development of on-site fish exposure system placed in water quality monitoring stations along a river, *Water Sci. Technol.*, 52(12), pp.275-282, 2005
- 55) 大村恒雄, 石村巽, 藤井義明 : P450 の分子生物学, p.176, 講談社, 2003

3. 下水道における生理活性物質の実態把握と制御に関する調査

3.1 はじめに

最近、医薬品、化粧品等日常生活において多く使用されている化学物質環境汚染に関する調査・研究^{1)~6)}が数多く見られるようになってきた。河川、湖沼等に生息する生物へのインパクトの懸念から、下水処理水中に残留する医薬品の濃度レベルについても関心が持たれている。下水処理場は、生活排水、工場排水等を受け入れ汚濁物質を除去・削減（一般的には生物処理）したのち環境へ戻している施設であり、環境負荷削減に寄与している重要な施設であるが、医薬品類の中には、生物処理による除去が困難であり、下水処理水中に残存する物質も少なくない。

本調査は、下水処理場におけるエストロゲン類の効果的な除去方法の検討や医薬品類の実態・挙動把握と除去手法、さらに、下水処理レベルが魚類雌性化に及ぼす影響について調査を行った。

3.2 エストロゲン類の除去方法の開発

3.2.1 目的

既往の調査によれば、内分泌攪乱作用が疑われる物質の中に、河川水中や下水道に広く存在するものがあり、河川水や下水処理水にメダカをばく露した場合に、エストロゲン様活性が 17β -エストラジオール(E2)換算で 10ng/L を超えると、メダカの肝臓にメス特異的タンパクであるピテロゲニンが生成されることがわかっている。

一方で、*in vitro* の試験系によるエストロゲン様活性の測定手法と水中の化学物質の分画手法を用いた、下水中の内分泌かく乱化学物質の同定に関する調査結果によれば、下水処理水のエストロゲン様活性は下水処理場ごとに大きく異なっており、その大部分は 17β -エストラジオール(E2) やエストロン(E1) などの遊離体エストロゲンの寄与によるものであることが判明している。

このため、下水処理場の放流先河川における魚類のピテロジェニンの誘導を抑える対策として、下水処理場における E2 や E1 などの遊離体エストロゲンを削減することが有効である可能性が大きいと考えられる。

水質チームの既往の研究結果^{7)~10)}では、下水処理工程の後段部分における酸化還元状態の管理方法が、エストロゲン類の除去効率に大きな影響を与えることが示さ

れていることから、下水処理工程の後段に好気条件の生物膜法を追加することで効率的なエストロゲン類の除去を試みた。

3.2.2 実験方法

(1) 連続実験

連続実験の概要を図-3.1 に示す。連続実験は通年に渡り実施し、茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北処理場の実流入下水を、実験施設室内に設置した標準活性汚泥法実験プラントに導入し、二次処理水を得た。二次処理水の一部は、微生物保持担体が添加された反応槽に連続的に導入し、下部から曝気を行い、担体表面に自然発生した生物膜により好気処理を行った。さらに好気処理水を沈殿池に導入し、余剰生物膜の固液分離を行い、高度処理水を得た。

標準活性汚泥法実験装置は、水理的滞留時間(HRT) = 8 時間、固形物滞留時間(SRT) = 約 7~9 日、返送比 = 0.4 に設定し、押し出し流れを再現した 4 つに区切った反応槽の第 1 槽の送風を、最低限攪拌が行える程度に絞り、擬似的な嫌気状態とし、生物脱リンを行った。微生物担体を用いた好気処理槽は、HRT = 2 時間、担体充填率は 35% とした。担体は、ポリプロピレン製、 $\phi 5\text{mm}$ 、長さ 5mm 、薄さ 1mm の円筒の形状のものを使用した。

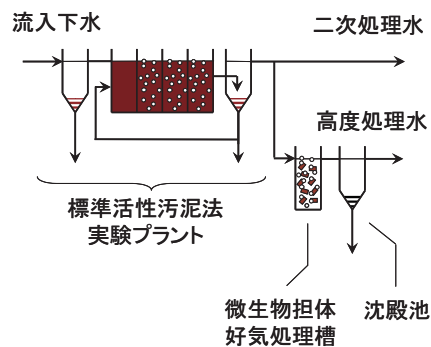


図-3.1 連続実験の概要

(2) 水質分析

連続実験期間中の運転条件を確認するために、7月上旬から8月中旬までの期間を除く期間で、週2回の頻度で各処理工程のスポット採水試料水中の溶解性有機炭素(DOC)、アンモニア性窒素($\text{NH}_4^+\text{-N}$)等の濃度を測定した。

また、連続実験期間中の4月~7月、9月~11月、1月~3月の期間で、2週間に1回の頻度で各処理工程のスポット採水試料中の溶解性エストロゲンを化学分析により測定した。対象物質は、女性ホルモンの 17β -エストラ

ジール (E2)、その代謝生成物であるエストロン (E1)、合成エストロゲンの 17 α -エチニルエストラジオール (EE2) である。E2, E1, EE2 は、固相抽出-液体クロマトグラフ質量分析法¹¹⁾により測定した。測定条件、検出下限値、標準物質の添加回収率などの詳細は文献¹²⁾のとおりである。

3.2.3 実験結果

図-3.2、図-3.3 に連続実験期間中に測定された、流入下水、二次処理水、高度処理水の DOC、NH₄⁺-N の各濃度の経日変化を示す。

標準活性汚泥法実験プラントでは、硝化は高水温期 (8月~10月中旬) のみ観察されたが、微生物担体好気処理槽を通過した高度処理水では、年間を通じて NH₄⁺-N はほとんど観測されず、ほぼ完全な硝化が進行していた。

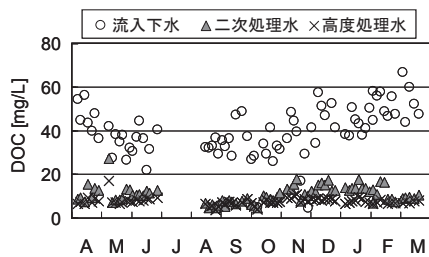


図-3.2 溶解性有機炭素濃度の経日変化

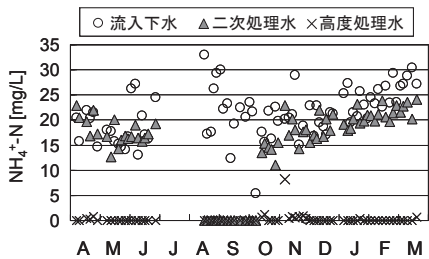


図-3.3 アンモニア性窒素濃度の経日変化

図-3.4 に連続実験期間中に測定された流入下水、二次処理水、高度処理水の溶解性エストロン (D-E1) 濃度の経日変化を示す。図中には、各試料分析時に検討した検出下限値 (実線)、定量下限値 (点線) を合わせて示した。検出下限値以下の測定結果が得られた場合には検出下限値を、検出下限値以上定量下限値以下の測定結果が得られた場合には測定結果を白抜きで示した。なお、溶解性 17 β -エストラジオールは、二次処理水において定量下限値以下となったので、図示は省略した。

図-3.5 に D-E1 の測定結果の累積頻度を示す。D-E1 は、流入下水の 17.6~32.3ng/L に対して、二次処理水では中央値 4.4ng/L、最大値 14.1ng/L となり、高度処理水での 2 回の測定結果以外は、定量下限値未満となり、高度処理

導入による除去効率の改善を確認できた。なお、高度処理水の測定結果は、英国環境保護庁が提案している予測無影響濃度 (PNEC) 値 3-5ng/L と同程度以下であった。

溶解性 17 α -エチニルエストラジオール (D-EE2) は、検出下限値は 0.6ng/L 程度の精度で分析を行ったが、流入下水、二次処理水、高度処理水のいずれの試料においても検出されなかった。

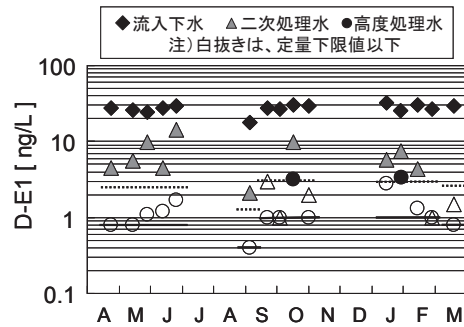


図-3.4 溶解性エストロン濃度の経日変化

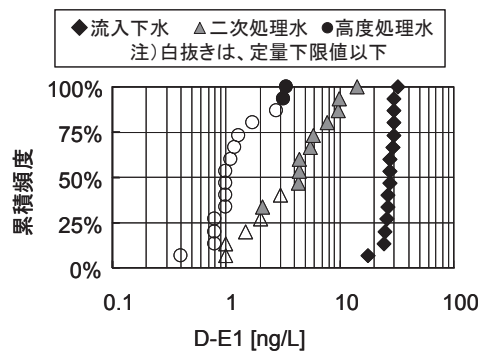


図-3.5 溶解性エストロン濃度の頻度分布

3.2.4 考察

アンモニアの酸化状態からもわかるように、アンモニア酸化細菌は、活性汚泥中では冬場には存在できなかったのに対し、担体上では有機物負荷の減少により安定して生育し、年間を通じた完全硝化を可能とした。同様に D-E1 についても、活性汚泥中には分解微生物が十分に生育できなかったが、有機物負荷の減少した担体においては生育し、D-E1 の十分な濃度低下に寄与したと考えられる。

3.3 医薬品の存在実態・挙動把握

3.3.1 下水道における医薬品の存在実態

(1) 目的

本調査は、16 処理場において医薬品 (92 物質) の下水処理場での実態把握調査を行い、関心が持たれているこ

れら医薬品に対する下水処理場での除去の可能性（除去特性）について調査を行ったものである。

(2) 調査方法

1) 調査対象医薬品

人・動物用医薬品から解熱鎮痛剤、解熱鎮痛消炎剤、不整脈用剤、気管支拡張剤、鎮痛・消炎剤、抗てんかん剤、殺菌剤、抗生物質、高脂血症用剤、合成抗菌剤、寄生虫用剤、防虫剤、鎮量剤等 92 物質を調査対象医薬品とした。選定した医薬品は、薬事工業生産動態統計年報¹³⁾で生産量が多く一般的に用いられていると考えられる医薬品に我が国でこれまで検出例のある物質を加えたものである。

2) 分析方法

調査対象医薬品 92 物質の分析方法（一斉分析）は、小西ら¹⁴⁾、小森ら⁵⁾の方法に変更を加え以下に示す前処理方法、測定方法に従い分析し絶対検量線法により定量した。

3) 調査処理場の概要

調査処理場は、標準活性汚泥法の処理場が 7 ヶ所（1,500～27,000m³/d）、標準活性汚泥法+凝集剤添加+急速ろ過の処理場（13,000m³/d）、標準活性汚泥法+高速エアレーション沈殿池の処理場（51,000m³/d）、凝集剤添加活性汚泥法の処理場（120,000m³/d）、嫌気好気活性汚泥法+急速砂ろ過+活性炭の処理場（5,000m³/d）、嫌気好気活性汚泥法の処理場（5,600m³/d）が各 1 ヶ所、オキシデーションディッチ法（OD 法）の処理場が 4 ヶ所（220～1,000m³/d）である。また、これらの処理場は、流域下水道が 4 ヶ所でその他は単独公共下水道である。

これらの処理場において平成 19 年 12 月 4 日と 5 日に

試料採取を行った。

(3) 調査結果

調査した 92 物質中、流入水から 86 物質、放流水から 85 物質が検出された。流入水から検出された物質で最も高濃度の医薬品は caffeine（強心剤）の約 63,000ng/L であった。一方、放流水から検出された物質で最も高濃度の医薬品は sulpiride（消化性潰瘍用剤）の約 4,500ng/L であった。

流入水及び放流水の中央値が検出下限値以上の 62 物質について下水処理による医薬品の除去率を求めた（表-3.1）。除去率が 100%の acetaminophen（解熱鎮痛消炎剤）、prednisolone（副腎ホルモン剤）、caffeine（強心剤）の 3 物質を含む 16 物質が除去率 80%以上、60%以上 80%未満は 15 物質、40%以上 60%未満は 6 物質、10%以上 40%未満は 8 物質であった。また、除去率が 10%から 10%で下水処理により殆ど除去されない物質は 4 物質あった。除去率が大きくマイナスとなり下水処理を受けることによって検出されるようになった医薬品が 12 物質あった。

一般に流入水は夾雑物を多く含み分析を妨害することが知られているが、除去率が大きくマイナスとなっている 12 物質については、夾雑物が流入水試料の定量に影響したと考えることもできる。また、生体内で抱合体を形成していたものが下水処理を受け脱抱合したことも考えられる。

下水処理方式の違いによる除去特性を把握するため処理方式を標準活性汚泥法（n=7）、OD 法（n=4）、その他（n=5）の 3 つに分類し、流入水濃度と放流水濃度の関係を図-3.6 に示す。流入水又は放流水のいずれか一方が ND のデータは除いた。個々のプロットは各医薬品に対

表-3.1 下水処理における医薬品除去率

No.	医薬品名	除去率 (%)	No.	医薬品名	除去率 (%)	No.	医薬品名	除去率 (%)
1	acetaminophen	100	46	novobiocin	75	71	metoclopramide	19
84	caffeine	100	33	diclazuril	74	16	ifenprodil tartrate	16
66	prednisolone	100	34	nicarbazin	73	75	pirenzepine	14
28	theophylline	99	3	atenolol	73	80	primidone	8
91	dexamethasone	99	60	chlorpromazine	73	10	diclofenac sodium	3
15	ibuprofen	98	86	levofloxacin	71	47	sulpiride	3
85	bezafibrate	97	53	diltiazem	67	55	carbazochrome	-2
77	neospiramycin	96	56	bromovalerylurea	67	68	amitriptyline	-10
50	dipyridamole	95	31	chlortetracyclin	65	58	griseofulvin	-14
49	amoxicillin	93	57	spironolactone	63	87	azithromycin	-18
14	fenopropfen	92	35	oxytetracycline	59	21	metoprolol	-31
41	sulfamonomethoxine	89	22	naproxen	56	8	crotamiton	-46
32	danofloxacin	88	76	fulfenamic acid	54	12	disopyramide	-48
39	sulfadimethoxine	86	11	N,N-diethyl-m-toluamide	53	5	clarithromycin	-55
65	ampicillin	85	20	mefenamic acid	47	88	phenobarbital	-63
48	flovoxate	80	17	indomethacin	40	61	nalidixic acid	-80
30	benzylpenicillin	79	2	antipyrine	36	81	phenytoin	-93
73	chlormazinone acetate	78	40	sulfamethoxazole	36	4	carbamazepine	-102
36	2-quinoxaline carboxylic acid	78	79	chloramphenicol	33	43	oleandomycin	-119
64	trimethoprim	76	19	ketoprofen	33	13	ethenzamide	-135
51	furosemide	75	63	acetazolamide	26			

応する。図-3.6 では処理方式による際だった傾向は見られないことから、医薬品除去において処理方式の違いは認められなかった。

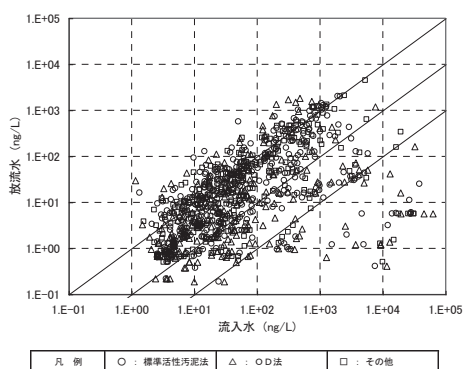


図-3.6 処理方式による医薬品除去特性

3.3.2 下水処理過程における医薬品の除去特性・挙動把握

(1) 目的

本調査では、生産量が多く一般的に用いられ、また、水生生物に対する生態リスクが大きい可能性のある医薬品について、下水処理過程における処理条件 (SRT) が除去特性に与える影響、および、医薬品の挙動特性について把握することを目的とした。

(2) 調査方法

1) 対象医薬品

調査対象医薬品等は、表-3.2 に示す 10 物質とした。これらの医薬品は、薬事工業生産動態統計年報¹³⁾で生産量が 1 トン以上と多く一般的に用いられているものであり、また、水生生物に対する生態リスクが大きい可能性が指摘されている物質^{15), 16)}である。

表-3.2 調査対象医薬品

物質名	用途
Azithromycin (アジスロマイシン)	抗生物質
Bezafibrate (ベザフィブラート)	高脂血症用剤
Caffein (カフェイン)	強心剤
Clarithromycin (クラリスロマイシン)	抗生物質
Crotamiton (クロタミトン)	鎮痒剤
Ibuprofen (イブプロフェン)	解熱鎮痛消炎剤
Ketoprofen (ケトプロフェン)	解熱鎮痛消炎剤
Levofloxacin (レボフロキサシン)	合成抗菌剤
Sulfamethoxazole (スルファメトキサゾール)	サルファ剤
Triclosan (トリクロサン)	殺菌剤

2) 医薬品分析方法

調査対象医薬品 10 物質の分析は、LC/MS/MS による一斉分析 (9 物質) と、GC/MS による分析 (トリクロサン) により実施した。

LC/MS/MS による一斉分析は、小西ら¹⁴⁾の方法を参考に

抽出・濃縮等の前処理を行った後、LC-MS/MS を用いて測定し標準添加法により定量した。また、GC/MS によるトリクロサン分析は、宝輪ら¹⁷⁾の方法を参考に抽出・濃縮・誘導体化等の前処理を行った後、GC/MS を用いて測定し標準添加法により定量した。

3) 活性汚泥処理実験装置の概要

調査に用いた活性汚泥処理実験装置は、有効水深 2m の最初沈殿池 (0.5 m³)、エアレーションタンク (0.5m³ × 4 槽)、最終沈殿池 (0.7m³) と塩素混和槽 (0.1m³)、生汚泥貯留槽 (0.15m³)、余剰汚泥貯留槽 (0.15m³) 構成されており、同じ仕様の装置が 2 系列、並列設置されている (以下、I 系、II 系という)。概要を図-3.7 に示す。

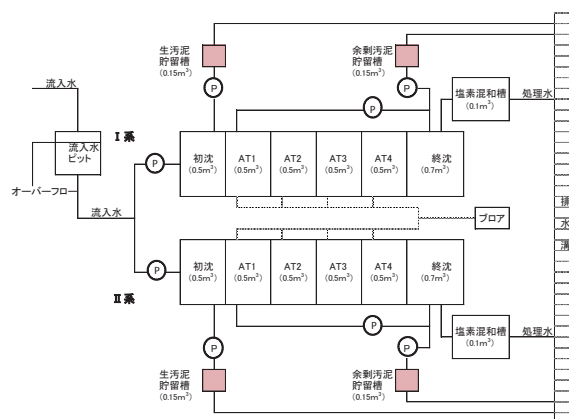


図-3.7 実験装置 (概要)

4) 活性汚泥処理実験装置の運転および水質調査

活性汚泥処理実験装置は、実下水を流入水とし平成 22 年 8 月 25 日より運転を行った。I 系の SRT は 5~7 日、II 系の SRT は 15~20 日を設定目標として運転した。

24 時間の通日試験を 2 月 1 日~2 日に行い、2 時間間隔で試料を採取した。対象試料は、流入水、初沈流出水 (I 系・II 系)、AT1~AT4 混合液 (各 I 系・II 系)、終沈流出水 (I 系・II 系)、塩素混和槽流出水 (I 系・II 系)、生汚泥 (I 系・II 系)、余剰汚泥 (I 系・II 系) とした。採取試料はそれぞれを等量混合しコンポジット試料を作製した。コンポジット試料は医薬品分析の他、SS、DOC、COD、BOD、各態窒素 (NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N)、活性汚泥浮遊物質 (MLSS)、活性汚泥有機性浮遊物質 (MMLVSS) の分析を行った。

(3) 調査結果

1) 水質分析結果 (一般項目)

調査試料の水温、pH、透視度、残留塩素を表-3.3、SS、D-TOC、COD、BOD、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N、MLSS、MLVSS を表-3.4、表-3.5 に示す。

流入水の水温は 16.5~18.0°C、終沈流出水の水温は

14.5~16.7°Cであり、エアレーションタンク (AT4) の MLSS は I 系 1,800 mg/L、II 系 2,510 mg/L となっていた。BOD 除去率は I 系が 76%、II 系が 97%、TN 除去率は I 系が 45%、II 系が 52% であり、SRT の長い II 系の方が、処理水質が良好であった。

表-3.3 調査試料の水質分析結果(現場測定)

試料名	水温 [°C]	pH [-]	透視度 [cm]	残留塩素	
				Free [mg/L]	Total [mg/L]
流入水	16.5~18.0	6.1~6.9	-	-	-
I 系	初沈流出水	16.2~16.7	6.5~6.7	-	-
	終沈流出水	14.7~16.7	6.3~6.8	-	-
	塩素混和槽流出水	14.5~15.8	6.4~6.7	-	0.07~0.50 0.53~0.82
II 系	初沈流出水	16.3~16.7	6.6~6.9	-	-
	終沈流出水	14.5~16.2	6.3~6.7	>100	-
	塩素混和槽流出水	14.4~15.9	6.4~6.7	-	0.11~0.69 0.22~0.91

表-3.4 調査試料の水質分析結果(一般項目)

試料名	SS [mg/l]		D-TOC [mg/l]		CODMn [mg/l]		BOD [mg/l]		
	D	T	D	T	D	T	D	T	
流入水	80	76	38	39	36	54	68	119	
I 系	初沈流出水	77	75	41	39	35	51	73	117
	終沈流出水	8.6	8.0	8.5	8.6	9.6	11.8	0.7	28
	塩素混和槽流出水	7.0	7.4	8.0	8.4	10.0	12.8	-	15.5
II 系	初沈流出水	85.0	81.2	40.4	36.0	34.3	57.1	68	139
	終沈流出水	3.0	2.8	6.0	6.0	6.3	6.8	0.1	3.3
	塩素混和槽流出水	2.0	2.2	5.9	6.0	6.3	6.5	-	15.9
試料名	NH4-N [mg/l]		NO2-N [mg/l]		NO3+NO2-N [mg/l]		T-N [mg/l]		
流入水	21	21	0.03	0.02	0.03	0.03	31	31	
I 系	初沈流出水	21	21	0.03	0.03	0.03	0.03	29	30
	終沈流出水	11	11	0.33	0.37	4.1	4.2	17	17
	塩素混和槽流出水	11	11	0.25	0.32	3.9	4.2	15	18
II 系	初沈流出水	21	21	0.03	0.03	0.02	0.02	30	30
	終沈流出水	10	10	0.18	0.16	4.1	4.0	15	15
	塩素混和槽流出水	10	10	0.15	0.11	4.1	4.0	16	15

表-3.5 調査試料の汚泥分析結果

試料名	MLSS [mg/l]	MLVSS [mg/l]	MLSS [mg/l]	MLVSS [mg/l]	
I 系	生汚泥	258	232	256	222
	余剰汚泥	4,214	3,746	4,108	3,656
	エアレーションタンク混合液	1,802	1,588	1,792	1,588
II 系	生汚泥	452	414	382	336
	余剰汚泥	5,832	5,182	5,966	5,214
	エアレーションタンク混合液	2,530	2,268	2,490	2,192

2) 医薬品分析結果

活性汚泥処理プロセスでの医薬品除去特性を把握するため、流入水と二次処理水の医薬品結果から除去率を算出し、その結果を図-3.8 に示す。本実験では、I 系の SRT は 7 日、II 系の SRT は 21 日であったが、両実験系において除去率に大きな違いは見られなかった。

アジスロマイシン、クロタミトン、ケトプロフェンの 3 物質は、活性汚泥処理による除去率は 16% 以下又はマイナスの値を示した。

クラリスロマイシンは、21~37%、スルファメトキサゾールは、31~48%、レボフロキサシンは、51~61% と、中程度の除去率であり、ベザフィブラートは I 系で除去率が 49% となったが、II 系の調査では 70.4% の除去率であり比較的高い除去率であった。

カフェインは、除去率 99% 以上、イブプロフェンは 89% 以上、トリクロサンは 84% 以上と高い除去率を示した。

なお、アジスロマイシンは、成宮ら¹⁸⁾による 5 処理場 (6 処理プロセス) での調査結果の溶存態濃度の中央値から算出した除去率は 86% となったが、八十島ら¹⁹⁾が報告している実下水を用いた活性汚泥処理実験装置での測定結果では除去率は 18% となった。本調査結果同様、生物処理による除去が困難な結果と比較的良好な除去(除去率 86%)が行われている結果が報告されているが、調査処理場の処理条件また実験条件が異なることからアジスロマイシンの生物処理による除去特性の評価については更に詳細な調査が必要である。

ケトプロフェンは、成宮ら¹⁸⁾による調査結果の溶存態濃度の中央値から算出した除去率は 90%、また、小林ら²⁰⁾が行った A₂O 法と凝集剤添加ステップ AO 法を有する処理場における下水処理場での除去率は 87% であり、本調査結果の活性汚泥処理による除去率 10% 以下 (又は、マイナス) とは大きく異なっている。既報告の調査処理

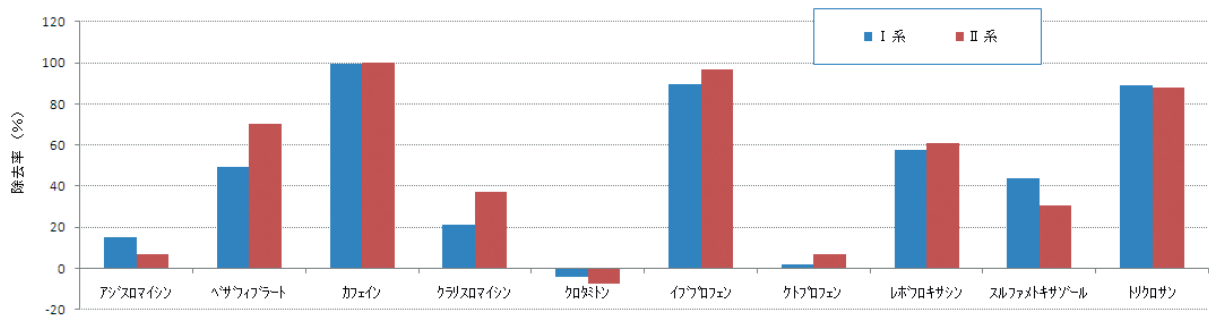


図-3.8 活性汚泥処理における医薬品除去率

場の処理条件と本実験条件が異なることからケトプロフェンの生物処理による除去特性の評価については更に詳細な調査が必要である。

以上の結果から、活性汚泥処理による除去特性は、除去率が80%以上と高い物質、除去率が中程度の物質、および、除去率が20%未満と低い物質に分類することができる。なお、アジスロマイシン、ケトプロフェンの2物質は、本調査結果と既往の調査結果が異なることから詳細な調査が必要な物質と考えられる。

3) 活性汚泥処理プロセスにおける医薬品の挙動

活性汚泥処理プロセスにおける医薬品の物質フローを計算して図示することにより、除去率特性ごとに、医薬品の挙動特性を求めた。

① 除去率の高い物質

a) 活性汚泥による生物分解

カフェイン (図-3.9) およびイブプロフェン (図-3.10) は、エアレーションタンクにおいて槽を経るごとに物質フローが減少しており、活性汚泥によって効果的に分解されていることがわかる。活性汚泥への蓄積も小さく、余剰汚泥として引き抜かれる物質フローはほぼ0である。

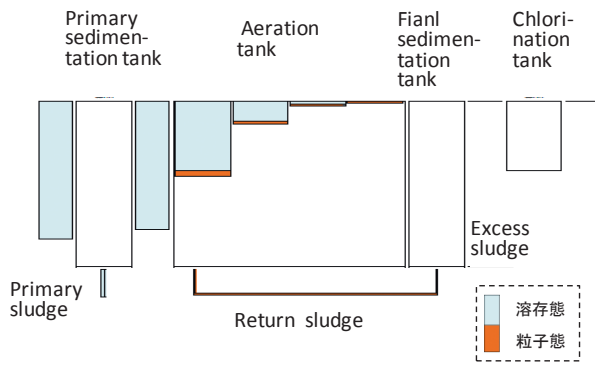


図-3.9 カフェインの処理プロセスにおける物質フロー

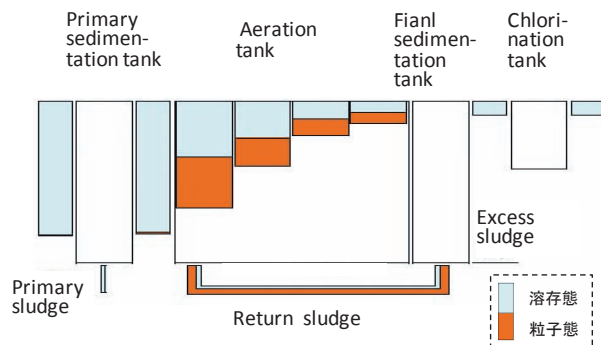


図-3.10 イブプロフェンの処理プロセスにおける物質フロー

b) 活性汚泥への吸着

トリクロサン (図-3.11) は、もともと流入下水において粒子態の割合が大きいですが、エアレーションタンクに入ると活性汚泥に吸着して除去される。活性汚泥による分解速度が小さいため、活性汚泥吸着態として処理プロセス内を循環する。活性汚泥処理プロセスでの除去率85~90%に対して、余剰汚泥として系外に引き抜かれる量が10~40%と高く、処理プロセスでの物質除去において、活性汚泥吸着態の系外への搬出が重要な位置を占めている。

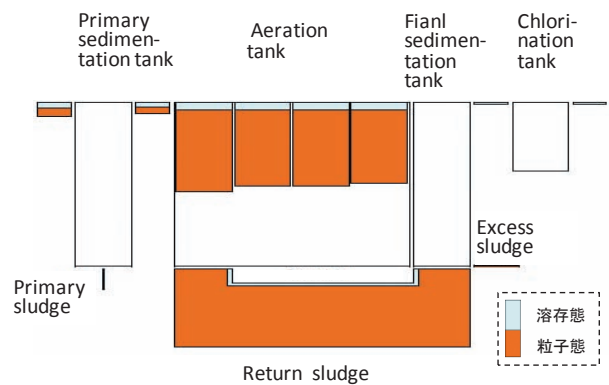


図-3.11 トリクロサンの処理プロセスにおける物質フロー

② 除去率が中程度の物質

a) 活性汚泥による緩やかな生物分解

ベザフィブラート (図-3.12) は、エアレーションタンクにおいて槽を経るごとに物質フローが減少しており、活性汚泥によって分解されていることがわかるが、その速度はカフェインほどではなく、ゆっくりとしている。活性汚泥への蓄積は小さく、余剰汚泥として引き抜かれる物質フローはほぼ0である。

これと同様な物質としてスルファメトキサゾールがある。

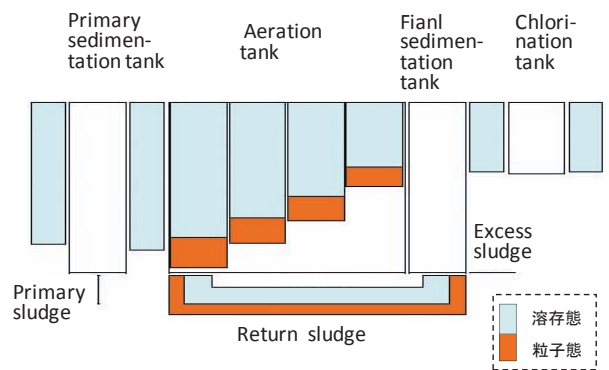


図-3.12 ベザフィブラートの処理プロセスにおける物質フロー

b) 活性汚泥への吸着と緩やかな生物分解

クラリスロマイシン（図-3.13）は、活性汚泥への吸着と処理プロセス内での循環傾向が見られるが、蓄積の程度は大きくなく、活性汚泥処理プロセスでの除去率35%に対して、余剰汚泥として系外に引き抜かれる量は極めて小さいことから、除去された量は生物分解によると考えられる。

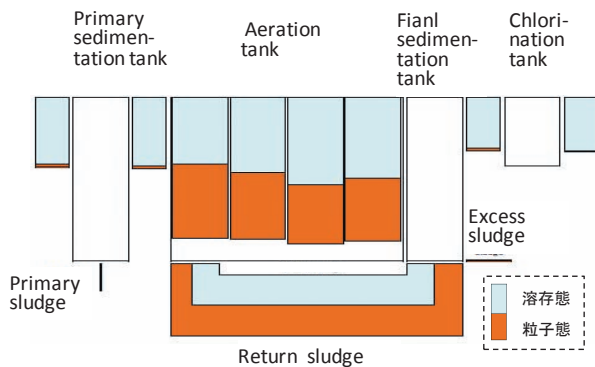


図-3.13 クラリスロマイシンの処理プロセスにおける物質フロー

c) 活性汚泥とその周辺水に親和性が高い

レボフロキサシン（図-3.14）は、活性汚泥とその周辺水への親和性が高いと考えられ、活性汚泥吸着態としてまた活性汚泥周辺水に含まれて、処理プロセス内を循環する。活性汚泥処理プロセスでの除去率60%に対して、余剰汚泥として系外に引き抜かれる量が20~50%と高く、処理プロセスでの物質除去において、余剰汚泥としての系外搬出が重要な位置を占めている。

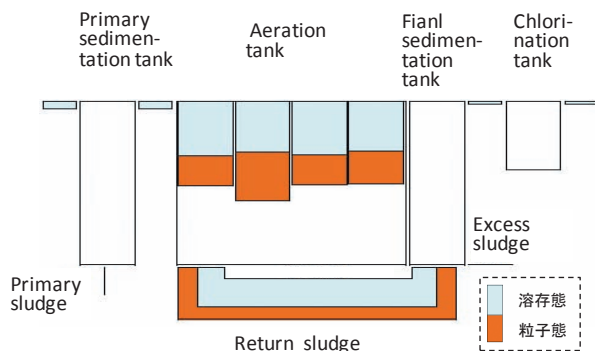


図-3.14 レボフロキサシンの処理プロセスにおける物質フロー

クロタミトン（図-3.15）は、活性汚泥処理プロセスによって除去されず、活性汚泥吸着量もわずかである。ほぼ水のフローと同じ物質フローを示しており、処理プロセスをほぼ素通りする状態となっている。

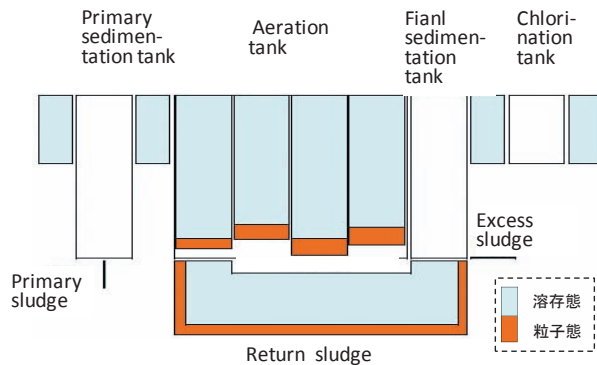


図-3.15 クロタミトンの処理プロセスにおける物質フロー

3.4 下水処理水中に残存する医薬品の除去手法の検討

3.4.1 標準活性汚泥法等における下水処理水中に残存する医薬品の除去手法の検討

(1) 目的

標準活性汚泥法等における下水処理水中に残存する医薬品の除去率向上手法を探るため、微生物保持担体による処理方法について検討した。

(2) 調査内容

茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北処理場内の実験施設室内に実験装置（図-3.16）を設置した。活性汚泥法実験プラントの下水処理水を、微生物保持担体が添加された反応槽（容量0.25 m³、HRT=2時間、担体の高比率35%）に導入し、下部より曝気を行い、担体表面に自然発生的に付着した生物膜により高度処理を実施した。さらに、反応槽流出水は急速砂ろ過装置（ろ過速度=300m/日）を通過させ、余剰生物膜を分離し、ろ過水②を得た。また比較対照として、下水処理水の一部を急速砂ろ過装置（ろ過速度=300m/日）によりろ過し、ろ過水①を得た。

(3) 調査結果

下水処理水の溶存態試料から検出された65物質のうち、28物質は50%以上の除去率でろ過水②で除去されていた。

図-3.17にろ過水②に残存する濃度が大きい方から2位から10位までの9物質の分析結果を示す。なお、ここでは、最大濃度（4,072ng/L）が検出された Sulpiride は桁が異なるため除外した。

9物質のうち Clarithromycin、Ketoprofen、Amoxicillin、Dipyridamole、Furosemide の除去率はそれぞれ63.6%、97.3%、85.5%、94.1%、86.4%と高く、担体による生物処理の効果が顕著であった。一方、Crotamiton、Disopyramide、Sulpiride、Levofloxacin、Phenobarbital については、除去効果が見られなかった。

つまり、活性汚泥処理において幾分かの生物分解が見

られるような物質については、担体処理を適用することによって効果的な除去が行われたが、そうでない物質については、除去率を向上させることはできなかった。

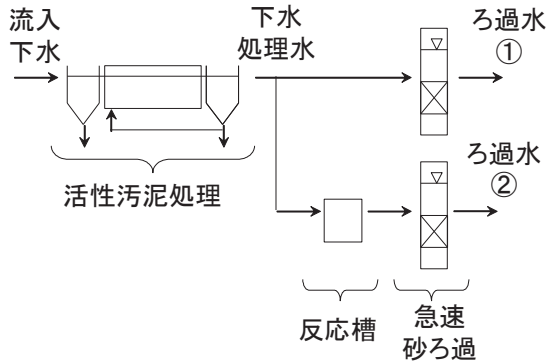


図-3.16 医薬品の除去率向上のための実験装置概要

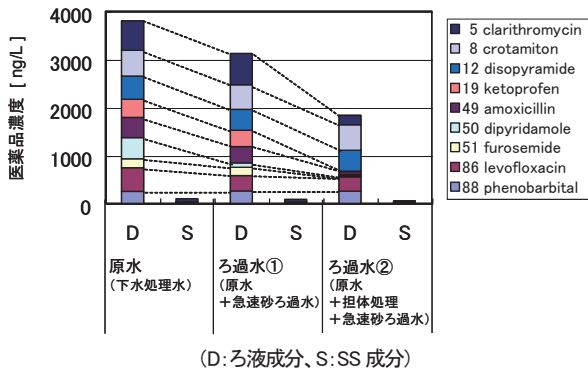


図-3.17 担体処理による医薬品除去の効果

3.4.2 下水処理水中の医薬品類の塩素処理工程における除去特性

(1) 目的

下水処理水に対して化学的手法である塩素処理を適用し、下水処理水中に残存する医薬品類の除去率について検討した。

(2) 実験方法

霞ヶ浦浄化センターの高度処理水を塩素処理実験に用いた。高度処理水に対して有効塩素濃度が 2.5、5.0、7.5mg/L になるように次亜塩素酸ナトリウム溶液（有効塩素濃度 5.0%）を添加した。また、次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加しないコントロールの系も設定した。

実験開始 15 分、30 分、60 分後にブローアを装着したエアストーンを容器内に入れて 15 分間曝気を行い、ばっ気終了後の試料を各接触時間におけるサンプルとした。

医薬品 92 物質を固相抽出—液体クロマトグラフ質量分析法^{5),14)}により、また、抗菌剤の Triclosan、Thymol

の 2 物質は固相抽出—ガスクロマトグラフ質量分析法²⁾により分析した。

(3) 実験結果

高度処理水中の浮遊物質 (SS) 濃度は 1mg/L 未満、溶解性有機炭素 (DOC) 濃度が 3.9mg/L、アンモニア性窒素 (NH₄⁺-N) 濃度が 0.03mg/L であった。

分析対象とした医薬品類 94 物質の総濃度でみた除去率 (図-3.18) は、有効塩素濃度が 2.5mg/L の場合で 60% 程度であったが、5.0 および 7.5mg/L の場合に 75% となった。Sulpiride (図-3.19) および Clarithromycin については、有効塩素濃度が 2.5mg/L の場合は 75% 程度の除去率であったが、5.0mg/L 以上において除去率がほぼ 100% となった。Triclosan (図-3.20) の場合は、2.5mg/L 以上の範囲で除去率がほぼ 100% であった。

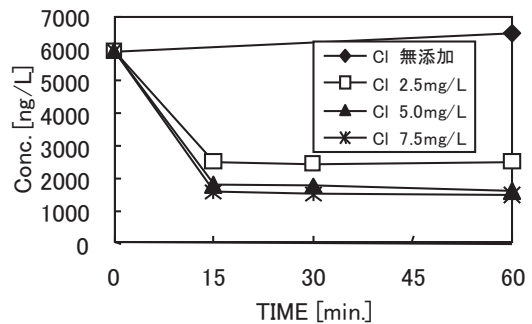


図-3.18 塩素処理実験における医薬品等化学物質総濃度

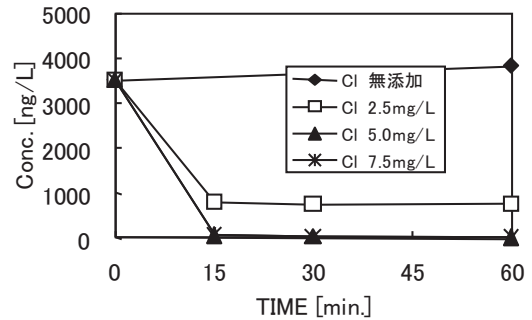


図-3.19 塩素添加実験における sulpiride 濃度

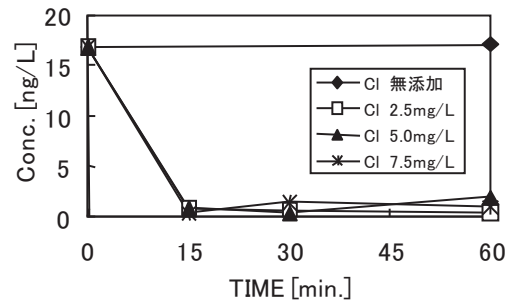


図-3.20 塩素処理実験における triclosan 濃度

3.5 下水処理レベルが魚類雌性化に及ぼす影響

3.5.1 目的

ビテロゲニン(VTG)タンパク誘導や精巣卵が生じた雄魚が一部の河川で発見されて以来、その原因物質の同定、処理技術開発、作用メカニズム解明などの研究が続けられている。これまでの研究から、下水処理水中に残存しているエストロゲン(E1、E2、EE2)が主な原因と考えられるが、下水処理方法と魚類影響の関係については、あまり調べられていない。そこで、下水処理レベルの異なる3種類の処理法を選定し、得られた処理水にメダカ成魚と仔魚をばく露し、肝臓中VTGタンパク量、エストロゲン応答遺伝子発現量、精巣卵形成の有無を調べ、下水処理レベルが魚類の雌性化に及ぼす影響について調査した。

3.5.2 実験方法

ばく露試験：図-3.21に示した活性汚泥実験装置から得られた活性汚泥処理水の砂ろ過水(AS)、活性汚泥処理水の流動型担体処理水(ASC)、高負荷運転の活性汚泥処理水(h-AS)を用い、図-3.22のスケジュールで、表-3.6のばく露条件で試験を行った。

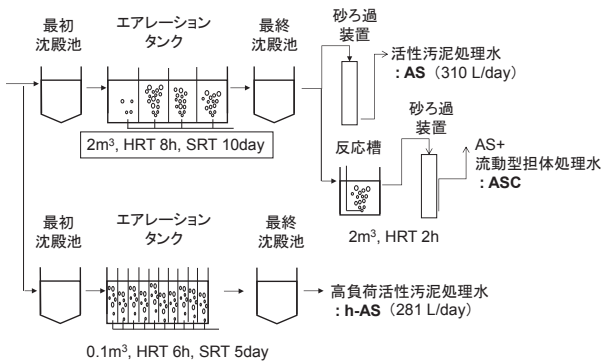


図-3.21 活性汚泥処理実験装置の概要

ばく露時期：2007年9月10日～12月5日

供試魚：メダカ (*Oryzias latipes*) d-rR系

① 成魚ばく露 - 5ヶ月齢, オス60尾 / 試験区

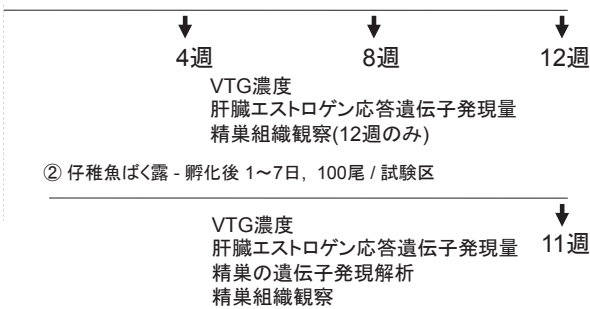


図-3.22 試験のスケジュール

水質測定：各ばく露水の pH、DO、COD、無機態窒素濃度(AS, ASCのみ)を3回/週、組み換え酵母法によるエストロゲン様活性値を1回/週測定した。

VTGタンパク濃度測定：成魚は各条件10-12匹ずつ、稚魚は各条件5匹ずつ、肝臓を摘出し、ELISA法で測定した。

遺伝子発現量測定：成魚は各条件5-12匹ずつ、稚魚は5匹ずつ、RNAlater(Ambion)中で肝臓、生殖腺を摘出後、RNA抽出、逆転写を行い、リアルタイムPCR法で、肝臓中のVTG(I、II)、コリオゲニン(CHG(H、Hminor、L))、エストロゲンレセプター遺伝子発現量、および生長した雄稚魚の精巣の網羅的遺伝子発現量をマイクロアレイ(CERIメダカマイクロアレイ)で測定した。

精巣卵観察：成魚、稚魚とも各条件5匹ずつ頭部と肝臓を摘出後、Davidson固定液、10%中性緩衝ホルマリン溶液で固定した。脱水、パラフィン包埋、薄切後、ヘマトキシリン・エオシン二重染色を施して組織標本を作製し、精巣組織を顕微鏡観察した。

3.5.3 実験結果

水質：各ばく露水の pH は平均で 6.8、DO は 6(mgO₂/L)付近に維持されていた。各系列とも、装置の不具合や流入下水の水温低下によって、長期間にわたり、安定した処理はできなかったが、ASCは完全硝化が達成されていた。

表-3.6 ばく露条件

供試魚	成魚 雄メダカ(d-rR系 <i>Oryzias latipes</i>) 5ヶ月齢 仔魚 メダカ(d-rR系 <i>Oryzias latipes</i>) 雄雌混在 1~7日齢
試験方式	流水式
換水率	約4回/day
水温	24°C±2°C
照明	16h明・8h暗
給餌	配合飼料 3回/日

エストロゲン様活性値：ばく露期間中のエストロゲン様活性値は、図-3.23に示すとおり、h-ASにおける値が高く変動も大きかった。ASは5週目に一時期高い濃度が測定されたものの、一般的に低い値で推移していた。ASCはコンスタントに1ng-E2/L未満の低い濃度が達成されていた。

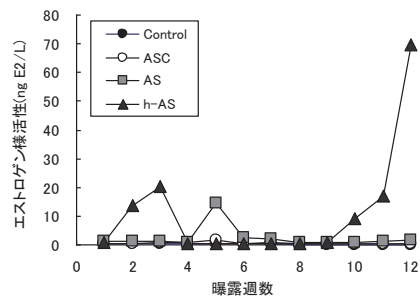


図-3.23 各処理水のエストロゲン様活性値

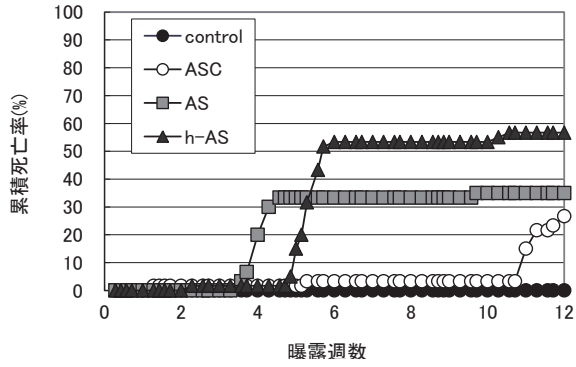


図-3.24 各ばく露区の成魚の累積死亡率

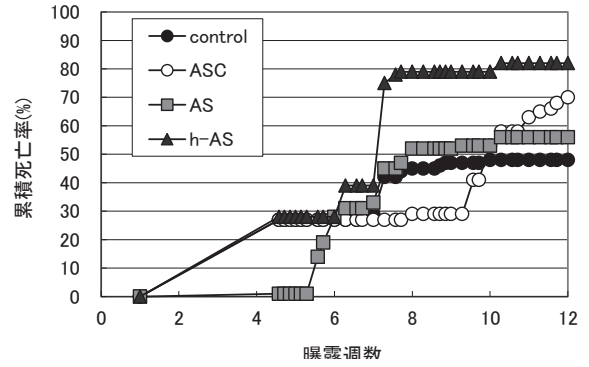


図-3.25 各ばく露区の稚魚の累積死亡率

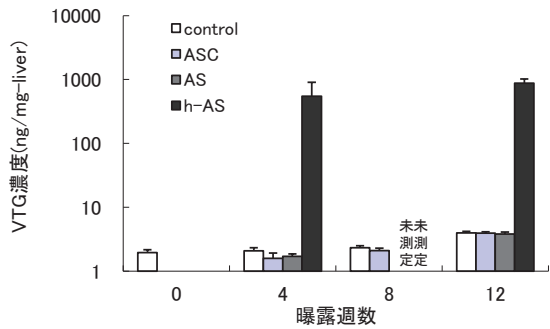


図-3.26 各ばく露区の成魚VTGタンパク濃度

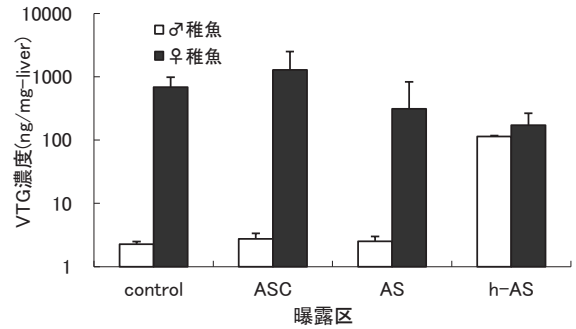


図-3.27 各ばく露区の稚魚VTGタンパク濃度

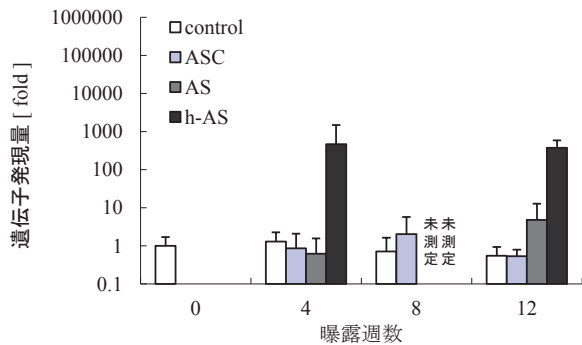


図-3.28 各ばく露区の成魚肝臓中VTG遺伝子発現量

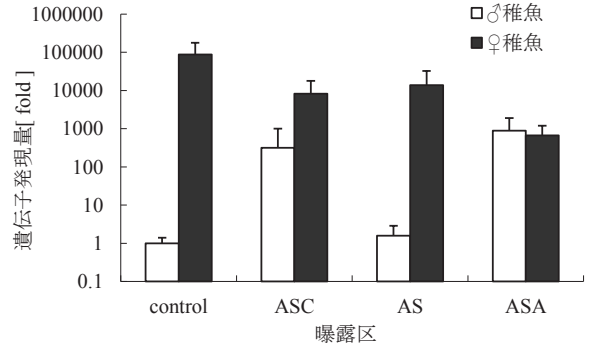


図-3.29 各ばく露区の稚魚のVTG遺伝子発現量

表-3.7 成魚の精巣組織観察結果

	個体数	精巣卵	その他の所見
対照	5	なし	RG:1
ASC	5	なし	なし
AS	5	なし	なし
h-AS	5	なし	RG:1

RG: Regression of Germ Cell (軽度の生殖細胞の退行)

表-3.8 稚魚の精巣組織観察結果

	個体数	精巣卵	その他の所見
対照	5	なし	なし
ASC	5	なし	なし
AS	5	なし	RG + IC : 1
h-AS	5	1	IC + DG : 2

RG: Regression of Germ Cell (軽度の生殖細胞の退行)

IC: Increase of Connective Tissue (軽度の結合組織の増殖)

DG: Decrease of Germ Cell Cyst (生殖細胞包囊の減少)

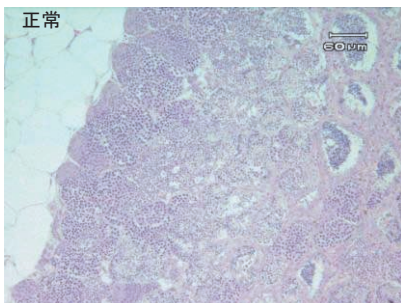


写真-3.1 対照区の稚魚の精巣

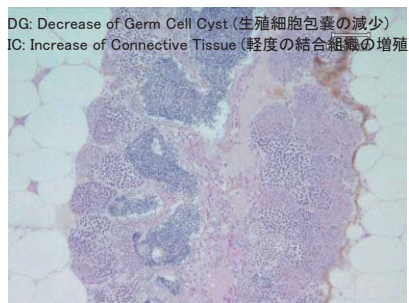


写真-3.2 h-AS 区の稚魚の精巣

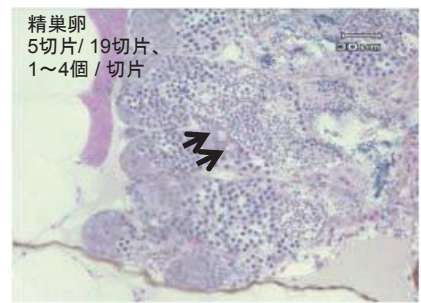


写真-3.3 h-AS 区の稚魚の精巣

ばく露メダカの死亡率：図-3.24, 図-3.25 は、本試験期間中の成魚と稚魚メダカの累積死亡率である。本試験での成魚、稚魚ともh-AS死亡率が高く、ばく露終了時点において成魚で約60%、稚魚で約80%に達した。処理性能が悪化した時期に死亡数が増加する傾向であった。

VTG タンパク濃度：図-3.26, 図-3.27 に成魚と稚魚の肝臓中 VTG タンパク濃度の経日変化を示す。成魚はエストロゲン様活性値の高かった h-AS において、4,12 週目に高い VTG 濃度が観察されたが、AS および ASC では、VTG 濃度の上昇はみられなかった。成長した雄稚魚の VTG 濃度は、h-AS ばく露区で上昇したが、AS ばく露区、ASC ばく露区ではみられなかった。

エストロゲン応答遺伝子発現量：図-3.28, 図-3.29 は、成魚と稚魚の肝臓中 VTG I 遺伝子発現量である。成魚の VTG I 遺伝子は h-AS において増加し、AS においても12週目に増加がみられた。一方、ASC においては、コントロールと同程度であり、発現が抑えられていた。VTG I 以外の遺伝子では、ChgH が12週目の AS、h-AS ばく露区で対照区の3倍程度高くなったが、VTG I 遺伝子のように顕著に増加したものはなかった。稚魚の VTG I 遺伝子は、サンプル数が少なく、有意差は認められなかったが h-AS、ASC で上昇する傾向を示した。

成魚・稚魚の精巣卵：表-3.7, 表-3.8 に成魚と稚魚の精巣組織の観察結果を示す。成魚ではいずれのばく露条件でも精巣卵は観察されなかった。稚魚では、h-AS ばく露区で生存、成長した稚魚精巣に、精巣卵（5尾中1尾）、および生殖細胞包囊の減少等（5尾中4尾）が観察された。AS には軽度の生殖細胞の退行（5尾中1尾）が観察され、ASC には精巣異常は観察されなかった。

稚魚精巣の遺伝子発現解析：稚魚精巣のマイクロアレイによる遺伝子発現解析から、対照区と比較して h-AS ばく露区で発現比が2倍以上であった遺伝子を抽出し、その中から配偶子形成に関わる遺伝子を調べたところ、ビテロゲン（Vitellogenin I, II）、コリオゲニン（Choriogenin H, Hminor, L-SF）、ZPC といった卵黄、卵膜関連遺伝子があった。ASC ばく露区ではこれらの遺伝子発現強度は、対照区と同程度であり、ASC は、遺伝子レベルで影響が抑えられていることがわかった。

以上のように、流動型担体処理による高度処理を行うことによって、エストロゲン濃度を低下させ、下水処理水の雄メダカへの雌性化影響を防止することが可能であった。h-AS は故意に処理性能を悪化させたものであるが、下水処理水中にエストロゲン類が高濃度で残存し、仔魚期にばく露された場合に、精巣で卵形成関連遺伝子の発現および組織の異常が生じる可能性も示された。

3.5.4 まとめ

流動型担体処理による高度処理水にメダカをばく露したところ、ビテロゲンタンパク、エストロゲン応答遺伝子の誘導および精巣卵は観察されず、本高度処理によって、下水処理水の魚類雌性化影響を防止できることが明らかになった。

3.6 まとめ

下水処理場におけるエストロゲン類の効果的な除去方法、医薬品類の実態・挙動把握と除去手法、下水処理レベルが魚類雌性化に及ぼす影響について調査・検討を行い以下の結果を得た。

- (1) 下水処理工程の後段に好気条件の生物膜法を追加することでエストロゲン類の除去を試みたところ、担体上に生育した微生物により、D-E1 が効率的に除去された。
- (2) 下水処理場において医薬品の存在実態調査したところ、調査した92物質中、流入水から86物質、放流水から85物質が検出された。また、流入水及び放流水の中央値が検出下限値以上の62物質について除去率を求めたところ、16物質が除去率80%以上、60%以上80%未満は15物質、40%以上60%未満は6物質、10%以上40%未満は8物質であった。また、除去率が0%から10%で下水処理により殆ど除去されない物質は3物質あった。除去率がマイナスとなり下水処理を受けることによって検出されるようになった医薬品が14物質あった。
- (3) 一般的に用いられ、また、水生生物に対する生態リスクが大きい可能性が指摘されている医薬品（10物質）について SRT の違い（7日と21日）による医薬品除去特性の把握調査を行ったところ、SRT の違い（7日と21日）による医薬品除去率の違いはみられなかった。また、活性汚泥処理における調査医薬品の除去特性は以下のとおりであった。クロタミトンは除去率20%未満、クラリスロマイシン、スルファメトキサゾールの2物質は除去率20%~50%、レボフロキサシンは除去率50%~80%、ベザフィブラート、カフェイン、イブプロフェン、トリクロサンの4物質は除去率80%以上であった。また、アジスロマイシン、ケトプロフェンの2物質については、本調査結果と既往の調査結果が異なることから詳細な調査が必要な物質とした。
- (4) 標準活性汚泥法等における下水処理水中に残存する医薬品の除去率向上手法を検討するために、下水処理水に、微生物保持担体を用いた好気性の生物膜法（担体処理）および急速砂ろ過法を適用し高度処理を行った。下水処理水の溶存態試料から検出された65物質のうち、28物質

は50%以上の除去率で下水処理水+担体処理+急速砂ろ過水で除去されていた。

(5)下水処理の生物処理プロセスを経た後の下水処理水に対して、化学的手法である塩素処理を適用した。医薬品総濃度でみた場合の除去率は60%~75%であったが、環境影響が危惧される Sulpiride、Clarithromycin、Triclosan については、塩素濃度 5.0mg/L 以上において除去率がほぼ100%となった。

(6)下水処理レベルと魚類雌性化の関係を把握するため、流動型担体処理による高度処理水にメダカをばく露したところ、ビテロゲニンタンパク、エストロゲン応答遺伝子の誘導および精巣卵は観察されず、本高度処理によって、下水処理水の魚類雌性化影響を防止できることが明らかになった。

＝参考文献＝

- 1) 清野敦子, 古荘早苗, 益永茂樹: わが国の水環境中における人用・動物用医薬品の存在, 水環境学会誌, 27(11), pp.685-691, 2004
- 2) 桐賢太郎, 高田秀重, 田中宏明, 原田新, 中田典秀, 鈴木穰: 水環境中における合成医薬品の動態, 第15回環境化学討論会講演要旨集, pp.188-189, 2006
- 3) 村田綾子, 真名垣聡, 高田秀重, 村上和雄, 田中宏明, 原田新, 中田典秀, 鈴木穰: 日本の河川の抗生物質汚染の実態解明, 第15回環境化学討論会講演要旨集, pp.190-191, 2006
- 4) 杉下寛樹, 山下尚之, 田中宏明, 田中周平, 藤井滋穂, 宝輪勳, 小西千絵: 淀川流域の下水処理場放流水と支川における医薬品の存在実態, 環境工学研究論文集, 44, pp.307-312, 2007
- 5) 小森行也, 岡安祐司, 鈴木穰: 下水道未整備地域の小河川における医薬品の実態調査, 学会誌「EICA」, 12(2/3), pp.37-44, 2007
- 6) Nakada, N., Komori, K., Suzuki, Y., Konishi, C., Houwa, I. and Tanaka, H.: Occurrence of 70 pharmaceutical and personal care products in Tone River basin in Japan, Water Science & Technology, 56(12), pp.133-140, 2007
- 7) 岡安祐司, 小森行也, 鈴木穰: 下水処理工程におけるエストロゲン関連物質の変化に与える DO 濃度の影響, 第42回下水道研究発表会講演集, pp.64-66, 2005
- 8) 岡安祐司, 小森行也, 鈴木穰, 活性汚泥処理におけるエストロゲンの挙動について: 第40回日本水環境学会年会講演集, p.247, 2006
- 9) 岡安祐司, 中田典秀, 小森行也, 鈴木穰: 活性汚泥処理

の運転条件とエストロゲンの挙動の関係について, 第43回下水道研究発表会講演集, pp.64-66, 2006

- 10) 岡安祐司, 小森行也, 鈴木穰: 活性汚泥処理における嫌気条件下のエストロゲンの挙動について, 第41回日本水環境学会年会講演集, p.464, 2007
- 11) 日本下水道協会: 下水試験方法(追補暫定版) - 2002年版一, pp.275-299, 2002
- 12) K. Komori, H. Tanaka, Y. Okayasu, M. Yasojima, C. Sato: Analysis and Occurrence of Estrogen in Wastewater in Japan, Water Science & Technology (50) 5, pp.93-100, 2004
- 13) 厚生労働省医政局編集, 薬事工業生産動態統計年報, じほう, 2004
- 14) 小西千絵, 宝輪勳, 中田典秀, 小森行也, 鈴木穰, 田中宏明: 水環境中医薬品の LC-MS/MS による一斉分析法の検討, 環境工学研究論文集, 43, pp.73-82, 2006
- 15) 福永彩, 山下尚之, 田中宏明: 藻類生長阻害試験を用いた医薬品の毒性評価, 環境工学研究論文集, 43, pp.57-63, 2006
- 16) 南山瑞彦, 小森行也, 北村友一, 村山康樹: 生理活性物質の水環境中での挙動と生態影響の評価方法に関する研究, 土木研究所資料第4191号, pp.180-189, 2010
- 17) 宝輪勳, 宮崎沙頼, 小西千絵, 中田典秀, 小森行也, 田中宏明: GC-MS による水環境中の PPCPs 一斉分析法の基礎的検討, 第16回環境化学討論会講演要旨集, pp.774-775, 2007
- 18) 成宮正倫, 奥田隆, 中田典秀, 山下尚之, 田中宏明, 佐藤和志, 末岡峯数, 大岩俊雄: 下水処理過程における医薬品の存在実態と動態, 環境工学研究論文集, 46, pp.175-185, 2009
- 19) 八十島誠, 小林義和, 中田典秀, 小森行也, 鈴木穰, 田中宏明: 下水処理場における人用抗生物質の挙動, 環境工学研究論文集, 42, pp.357-368, 2005
- 20) 小林義和, 奥田隆, 山下尚之, 田中宏明, 田中周平, 藤井滋穂, 小西千絵, 宝輪薫: 都市下水の高度処理システムにおける医薬品の動態, 環境工学研究論文集, 43, pp.65-72, 2006
- 21) Norihide Nakada, Toshikatsu Tanishima, Hiroyuki Shinohara, Kentaro Kiri, Hideshige Takada: Pharmaceuticals chemicals and endocrine disruptors in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment, Water Research, 40, pp.3297-3303, 2006

4. 水環境中における病原微生物の消長に関する研究

4.1 はじめに

近年、クリプトスポリジウム、ノロウイルス (NV)、薬剤 (抗生物質) 耐性菌などによる感染症が多発しており、大きな社会問題となっている。感染者などから排出されるこれらの病原微生物は様々な経路を経て最終的には公共用水域へ排出される。公共用水域の衛生学的安全性確保のため、病原微生物の消長を把握し汚染源を明らかにするとともに、対策手法の適正な評価にあたっては、迅速・簡便・安全に病原微生物の感染能力などを測定できる方法の開発が望まれている。

本課題では上記の要請を踏まえ、水環境中での抗生物質耐性菌の汚染実態や耐性遺伝子の伝播特性を評価するとともに、分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法の開発を目的としている。特に NV に関しては、現在のところ培養法による不活化判定を行うことができない課題がある。このため、代替指標の利用を含め、唯一の検出法であるリアルタイム PCR 法 (Real-time Polymerase Chain Reaction method) を活用した不活化判定手法を検討した。

本報告では、以下に示す各研究項目について得られた成果を取りまとめた。

- 1) 微生物混在系における耐性遺伝子伝播特性および耐性菌の消長と消毒耐性の評価
- 2) 分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法の検討
- 3) ノロウイルス感染能力推定手法の開発

4.2 研究目的および方法

4.2.1 微生物混在系における耐性遺伝子伝播特性および耐性菌の消長と消毒耐性の評価

(1) 耐性遺伝子の保有状況

これまでの調査結果から下水、河川水試料中の抗生物質耐性大腸菌は、アンピシリン (ABPC) やテトラサイクリン (TC) に耐性を示す株が最も多く検出されることが明らかとなっている。グラム陰性桿菌では ABPC などの耐性遺伝子のほとんどが R プラスミド上にあることから¹⁾、活性汚泥処理後の多剤耐性大腸菌の割合増加や水環境中における多剤耐性大腸菌の存在は、R プ

ラスミドによる耐性遺伝子の伝達が一因であるものと推定された。このため、耐性遺伝子の保有状況を把握することを目的に、下水、河川水試料から得られた大腸菌株を対象に、その保有状況も含め定性分析を行った。

具体には、ABPC に耐性を示した株が多いことから、 β -ラクタマーゼ関連の耐性遺伝子の検出を主に、blaTEM、blaSHV、blaCMY、blaCTX のプラスミド性耐性遺伝子、その他にも ampC の染色体上耐性遺伝子の定性を行った。菌株を 400 μ L の RNase-free 水に懸濁させ 100°C、15 分間煮沸することで遺伝子の抽出を行った。4°C、3 分間冷却させた後 13,000rpm・5 分間遠心処理しその上澄液中の耐性遺伝子を検出した。検出のためのプライマーやプローブは既存の報告例^{2) 3) 4) 5)} を各々参照するとともに、遺伝子検出のためのリアルタイム PCR 装置は LightCycler (ロシュ・ダイグノスティクス社) を使用した。

(2) 微生物混在系における多剤耐性株割合の変化

微生物混在系における多剤耐性株割合の変化では、家庭排水が主な負荷である B、D 下水処理場、病院排水が主である E 下水処理場を対象に、流入下水と処理水の耐性大腸菌株の耐性割合を各々比較することで評価を行った。抗生物質の耐性を把握するための感受性試験では ABPC、TC、レボフロキサシン (LVFX)、セフジニル (CFDN)、カナマイシン (KM)、スルファメトキサゾール・トリメトプリム (ST)、ゲンタマイシン (GM)、イミペネム (IPM) の 8 種類とした。抗生物質含有ディスクは KB ディスク (栄研化学) を利用し、感受性試験の判定基準などは KB ディスクの手引きを参照した⁶⁾。

(3) 抗生物質耐性大腸菌の下水処理水中での消長

環境水中に放出された大腸菌の抗生物質耐性については、環境条件や細菌が保有する耐性遺伝子などの有無により、その消長に影響を及ぼしている可能性が推測される。このため、その消長に及ぼす影響の把握を目的に、抗生物質に対する感受性の異なる大腸菌を利用し、下水処理水中での耐性の変化を室内実験により把握した。

実験は D 下水処理場の二次処理水を対象とした感受性試験から検出した大腸菌を利用した。8 種類の抗生物質に対して耐性の無い株、ABPC 耐性株、また ABPC を含め 3 剤の抗生物質に耐性を示した多剤耐性株である。0.22 μ m のフィルターでろ過を行った二次処理水中に各々の株を添加、20°C の恒温室内に放置し、1、7 日間後に採水し大腸菌の測定を行った。そのコロニーの感受性試験結果を基に耐性の変化について把握した。

(4) 塩素消毒耐性の評価

人畜由来汚濁負荷の影響を受ける下水・河川試料では

抗生物質耐性大腸菌が存在するが、下水処理過程での活性汚泥処理や消毒プロセスを経ることで、その濃度は大幅に低下する。活性汚泥処理による除去では大腸菌の除去にも限界があることから、これを安全なレベルに低減するには、最終的には消毒により不活化を図る必要がある。このため、下水処理場で採用例の多い塩素消毒による抗生物質耐性大腸菌の消毒耐性を把握することを目的に、下水、河川水試料から得られた 0~6 剤の抗生物質に耐性を示した大腸菌株の不活化実験を行った。併せて、比較のため感受性試験での精度管理用の大腸菌株 ATCC25922、35218 株を利用し、各々の塩素消毒耐性を明らかにすることで、下水処理場における対応の可能性を評価した。ここでは、各大腸菌株の塩素消毒耐性の比較を行うことから消毒条件の統一を図るため、各大腸菌株の培養を行い一定量に増殖させた後、遠心分離を行い上澄液を除去し沈渣として回収した菌株を生理食塩水に懸濁させ塩素消毒実験に供した。次亜塩素酸ナトリウムの添加濃度は 0~0.35mg/L、接触時間を 15 分間とした。

4.2.2 分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法の検討

(1) FISH 法によるクリプトスポリジウムの感染能力の評価

分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法では、FISH 法 (Fluorescence in situ Hybridization method) によるクリプトスポリジウムの感染能力を評価した。消毒によるクリプトスポリジウムの不活化効果を判定するためには、マウスによる実験動物法や細胞培養法による評価手法が用いられている。これらの手法により評価が進展しているが、実験動物や細胞培養の利用は操作の煩雑性や検出感度等の課題もあり、その適用は限定されたものとなっている。ここでは、分子生物学的手法の適用による感染能力判定手法の検討を目的としており、オーシスト (嚢胞体) の塩素消毒等の不活化割合を FISH 法により評価を行い、細胞培養法で得られた基礎データと比較することで適用の可能性を検討した。表-4.1 には FISH 法で用いた DNA プローブの特性⁷⁾を示す。FISH 法の染色と併せ、オーシスト検出のためにイージーステインの蛍光抗体染色と DAPI 染色を行った。

比較のため行った細胞培養法による塩素消毒の不活化評価では、ショ糖密度勾配遠心法により精製を行ったオーシストに有効塩素濃度が 20mg/L となるように次亜塩素酸ナトリウムを添加し、1~2 時間接触させた後、チオ

硫酸ナトリウムにて中和した。中和した試料は感染性評価のため、Intestine407 細胞に接種した。接種後 24 時間培養を行った後、オーシストの増加が認められたものを陽性とし MPN 表 (Most Probable Number table) にあてはめ、オーシスト数を求め不活化割合を算出した。

なお、実験には *Cryptosporidium parvum* HNJ-1 株を利用した。

表-4.1 FISH法によるDNAプローブの特性

プローブ	塩基配列 (5' - 3')	特異性	文献
Cry1	CGGTTATCCATGTAAGTAAAG	C.parvum	7)

4.2.3 NV 感染能力推定手法の開発

(1) NV の検出濃度に及ぼす影響要因の解明

下水試料等から NV を検出する上で、検出濃度に及ぼす影響要因を解明するため、濃縮法、遺伝子抽出、逆転写反応、PCR 実測値の各項目に着目し評価を行うことで、最適な測定条件の確立を目指した。

まず、NV の検出濃度の向上を目的として、水質性状の異なる試料を対象に PEG (ポリエチレングリコール) の最適添加濃度や逆転写反応に利用する抽出 RNA 量の最適化を検討した。

次いで、水中のウイルスを安定的に定量するにあたり、濃縮を行う必要があると考えられる。代表的なウイルス濃縮法としては PEG 沈殿法やセルロースを添加する方法、陽電荷膜または陰電荷膜の利用による方法、あるいは超高速遠心分離器により沈殿させる方法などがある。しかし、陽電荷膜は現在製造販売されておらず、また、超高速遠心法では高価な遠心分離器が必要となる。このため比較的安価かつ操作の容易性から、ここでは、PEG 沈殿法、陰電荷膜法、さらには濃縮操作を行わない直接法の各種濃縮法により実下水試料中の NV 濃度を測定し、その検出濃度から最適濃縮法の評価を行った。さらに、PEG 沈殿法では遺伝子抽出カラムへの濃縮試料の SS 負荷量、陰電荷膜法では膜への測定試料の SS 負荷量を各々変動させウイルス検出濃度に及ぼす影響を評価した。

さらに、リアルタイム RT-PCR 法 (Real-time Reverse Transcription Polymerase Chain Reaction method) による NV の定量では、コントロール DNA を検量線として利用することで試料中のウイルス濃度の算定を行う。コントロール DNA による検量線の評価では、低濃度域における定量値のバラツキが若干大きくなる可能性が指摘⁸⁾されており、非流行期における試料や高度処理水を測定対象とした場合、定量値へ及ぼす影響が大きくなると考えられる。このため、NV 濃度の異なる実下水・河川水を用い

て、多重測定を行い定量値へ及ぼす影響を評価した。

(2) 消毒によるネコカリシウイルス (FCV) と NV 遺伝子量の減少および FCV の不活化効果

NV は、現在のところ培養細胞などにより増殖させられないため、感染能力の有無を判定できない課題がある。衛生的安全性確保の観点から下水処理水の再利用水質基準等マニュアルが策定⁹⁾され水質基準等が提示されているが、上記課題もあり、NV 濃度の基準値の設定には至っていない。ここでは、唯一の検出法であるリアルタイム RT-PCR 法を活用して NV 不活化判定手法を検討する。検討にあたっては、NV 代替指標としてネコカリシウイルス (FCV) の適用に関しての提案¹⁰⁾があることから、NV の不活化効果を推定するための基礎データを得ることを目的に、NV と FCV の塩素、紫外線実験による遺伝子減少量の関係性を評価した。また、消毒による FCV の遺伝子減少量と生残率を明らかにすることで、NV の不活化効果を推定した。

FCV の不活化評価では、ネコ腎臓細胞 (CRFK 細胞) により増殖させた FCV : F9 株を用いた。細胞培養液の影響を取り除くため超高速遠心処理(140,000G、3時間)にてウイルスを精製した。このウイルス精製液に紫外線 (UV 波長 254nm) を照射し、CRFK 細胞にてウイルス培養を行い細胞変性によりプラークを計数し不活化割合を把握した。また、塩素消毒の実験条件ではウイルス精製液に次亜塩素酸ナトリウムを高濃度添加 (10~200mg/L) と低濃度添加 (1~10mg/L) の 2 ケースとし、接触時間を高濃度添加ケースでは 15~30 秒、低濃度添加ケースでは 15 分間とした。チオ硫酸ナトリウムにて中和を行った後、CRFK 細胞の細胞変性によりプラークを計数した。FCV 遺伝子の定量は、遺伝子の抽出、精製、逆転写反応の後、リアルタイム RT-PCR 法により行った。FCV の検出に用いたプライマーは、Erwin Duizer らの方法¹¹⁾に準じた。

実下水中の NV を用いた消毒実験では、流入下水中から陰電荷膜法により濃縮・分離した NV を紫外線照射、塩素消毒を行った後、リアルタイム RT-PCR 法によってウイルス濃度を定量した。NV の検出に用いたプライマー、プローブおよび反応条件は、「ノロウイルスの検出法について」¹²⁾に準じた。リアルタイム PCR 装置は LightCycler (ロシュ・ダヤグ・システムズ社) を使用した。

4.3 研究結果および考察

4.3.1 微生物混在系における耐性遺伝子伝播特性およ

び耐性菌の消長と消毒耐性の評価結果

(1) 耐性遺伝子の保有状況

下水、河川水試料から得られた大腸菌株を対象とした耐性遺伝子の保有状況について表-4.2 に示す。下水試料から採取した大腸菌株は上記 4.2.1 の 8 剤の抗生物質に対しての耐性の有無に関わらず、全ての株でプラスミド性の耐性遺伝子、また染色体上の耐性遺伝子が検出された。ABPC は β -ラクタム系抗菌薬の一種であるため、 β ラクタマーゼ関連の耐性遺伝子が検出されることは、ABPC に対して耐性を示す大腸菌が河川水・下水試料にも多く存在していることを裏付けた結果となったと推定される。また、8 種類の抗生物質を対象とした感受性試験で耐性を示さなかった株でも耐性遺伝子を保有していることから、これらの株は 8 種類以外の他の抗生物質に対して耐性を示す可能性があるものと考えられた。今回、耐性遺伝子の定性に供した株は限られたものではあるが、全ての株で耐性遺伝子を保有していたことから、水環境中での薬剤耐性菌の汚染やその拡大を防止するには、各種排水処理施設での消毒の徹底を図る必要があるものと考えられた。

表-4.2 耐性遺伝子の保有状況

	流入下水 0剤耐性	流入下水 4剤耐性	二次処理水 1剤耐性	二次処理水 4剤耐性	二次処理水 6剤耐性
bla SHV	—	—	—	—	—
bla TEM	+	+	+	+	+
bla CTX	—	—	—	—	+
bla CMY	+	—	—	—	—
Amp C	+	+	+	+	+

陽性+ 陰性-

(2) 微生物混在系における多剤耐性株割合の変化

次いで、微生物混在系における多剤耐性株の割合の変化について図-4.1 に示す。処理場毎に耐性菌に占める多剤耐性株の割合は若干異なるが、B、D、E 下水処理場とも流入下水に比較して処理水の多剤耐性株の割合が上昇していた。特に、E 下水処理場の処理水については、耐性菌に占める多剤耐性株の割合は 60% 以上であり、病院系排水を処理する下水処理場は、多剤耐性株の生成に大

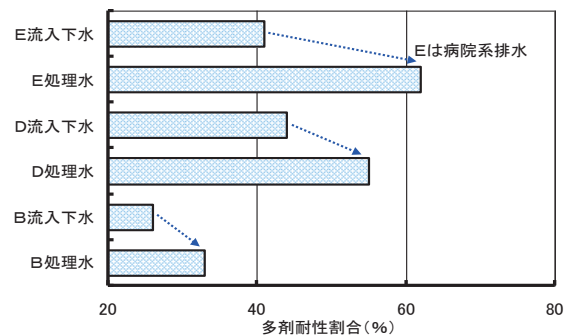


図-4.1 多剤耐性株割合の変化

きな影響を及ぼす可能性があると考えられた。上記、耐性遺伝子の保有状況では、試験に供した全ての株において耐性遺伝子が検出されたことから、処理水における多剤耐性株の割合の上昇は、耐性遺伝子の伝播が1つの要因であると考えられた。微生物混在系において、耐性遺伝子の伝播により多剤耐性株の割合が上昇すると考えられたことから、下水処理場等においては抗生物質耐性菌の拡散を防止する上で消毒の徹底を講じなければならないであろう。

(3) 抗生物質耐性大腸菌の下水処理水中での消長

下水処理水中における各種耐性株の感受性の変化について表-4.3に示す。8種類の抗生物質に対する感受性試験結果から得られた各種耐性株として、無耐性株は4株(16~18コロニー)、ABPC耐性株は3株(12~15コロニー)、3剤耐性株は2株(6~7コロニー)、を用いて各々評価を行った。8種類の抗生物質に対して耐性を示さない無耐性株については、その感受性に変化はなかった。しかし、ABPCのみに耐性を示した株では、二次処理水に添加してから1、7日後とも耐性を示さなくなった。これに対し、ABPC、TC、STあるいは、ABPC、TC、KMの3剤に耐性を示した多剤耐性大腸菌は1、7日後ともに耐性を維持しており、多剤耐性株であるか否かの違いにより抗生物質に対する感受性に変化が見られた。二次処理水から採取した大腸菌を利用し、採水日は異なるが同じ二次処理水に添加し実験を行っており、抗生物質の濃度の変化は少ないため、その影響が感受性の変化に関与することはないと推定される。

表-4.3 各種耐性株の感受性の変化

	感受性試験結果	1日目	7日目
無耐性株	No. 1	—	(0/5)
	No. 2	—	(0/3)
	No. 3	—	(0/5)
	No. 4	—	(0/3)
ABPC耐性株	No. 1	ABPC耐性	(0/5)
	No. 2	ABPC耐性	(0/4)
	No. 3	ABPC耐性	(0/3)
3剤耐性株	No. 1	ABPC、TC、ST耐性	(2/2)
	No. 2	ABPC、TC、KM耐性	(4/4)

()内上段: 耐性コロニー数、下段: 供試コロニー数

(4) 塩素消毒耐性の評価

塩素消毒による抗生物質耐性大腸菌株の不活化結果について図-4.2に示す。下水試料から採取した大腸菌株と薬剤感受性試験の精度管理に利用している大腸菌株(純粋株)を用いた結果である。図-4.2はCt値(Ct値=消毒剤添加濃度×接触時間(mg・min/L)と各大腸菌株の生存率の関係から回帰式を求め、3log不活化のために必要なCt値を算出したものである。3log不活化のためのCt値は0剤耐性株では4.0、5.2mg・min/L、6剤耐性株では

5.7mg・min/L必要であり、6剤耐性株は0剤耐性株に比較して若干ではあるが塩素消毒耐性が大きい傾向が見られた。0剤耐性株(純粋・野生大腸菌株)を基準とすると、6剤耐性株を3log不活化させるために必要なCt値は1.1~1.4倍量が必要であると見込まれたが、接触時間や塩素の添加濃度を若干量増加させることで、下水処理場において対応が可能なレベルと考えられた。これらの結果から、塩素消毒によるCt値を高めることで二次処理水中の多剤耐性大腸菌株を不活化させられる可能性が示された。

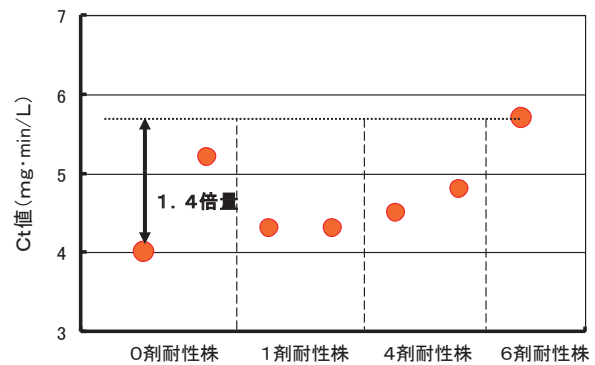


図-4.2 塩素消毒による3log不活化のためのCt値

4.3.2 分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法の検討

(1) FISH法によるクリプトスポリジウムの感染能力の評価

FISH法によるクリプトスポリジウムの感染能力評価結果を図-4.3、図-4.4に示す。

図-4.3はクリプトスポリジウムを完全不活化させた場合の評価として熱処理を行ったものである。各々の評価において、クリプトスポリジウムの蛍光像を約100~300oocyst観察した結果である。100°C・5分間の熱処理を行ったことから、実際の生存率は0%であるが、熱処理を行った直後におけるFISH法の評価では、蛍光像の観察

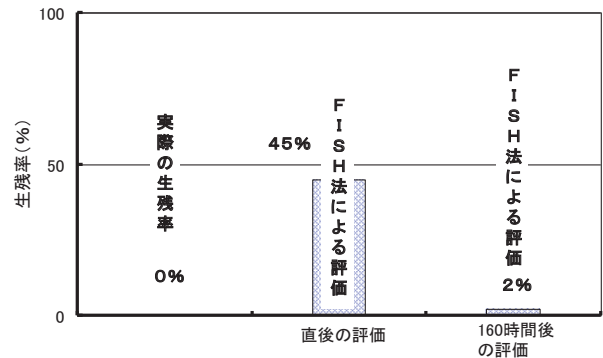


図-4.3 FISH法による生存率の評価(熱処理)

結果から見かけ上の生残率は45%となり、実際の生残率とは乖離したものとなった。しかし、160時間経過後に染色を行った評価では、蛍光状況から見かけ上の生残率が2%となり、実際の生残率に極めて近似した値が得られた。

次いで、塩素消毒による生残率の評価結果を図-4.4に示す。クリプトスポリジウムの蛍光像を約50~250ocyst観察した結果である。塩素消毒前の生残率は96%と評価され、ほぼ全てのオーシストが感染能力を有しているものと考えられた。塩素消毒におけるCt値が1,200~2,400mg・min/Lの場合では、細胞培養法による評価で生残率は6~8%であり、既存の報告値^{13) 14)}とほぼ一致するものであった。FISH法による消毒直後の評価では蛍光状況から見かけ上の生残率が79%となり、細胞培養法の生残率と比較して乖離した値となった。しかし、100時間経過後に染色を行った評価では、蛍光状況から生残率が6%となり細胞培養法で得られた生残率とほぼ同一な結果が得られた。一定の時間を経過させることで、FISH法は細胞培養法とほぼ同一な生残率の評価の可能性が示されたが、その要因については、標的遺伝子が細胞の不活化後に分解するとの報告¹⁵⁾もあるが研究事例も少ないことから、今後、解明する必要があると考えられた。

これらの実験結果からFISH法では、不活化処理後に一定の時間を経過させることで適正な評価の可能性が示された。今後、上記要因の詳細な解明が必要ではあるが、FISH法の適用により実験動物法や細胞培養法と比較して安価、簡易、迅速な評価が行える可能性が示された。

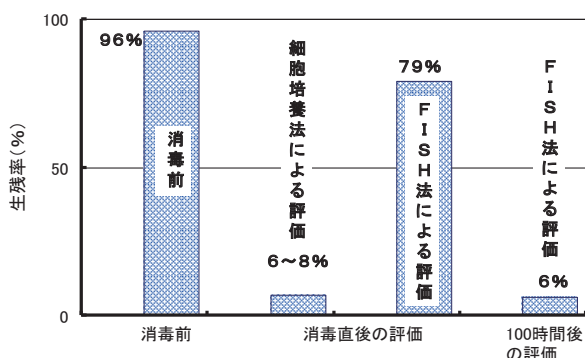


図-4.4 FISH法による生残率の評価（塩素消毒）

4.3.3 NV感染能力推定手法の開発

(1) NVの検出濃度に及ぼす影響要因の解明

PEG沈殿法によるPEG添加濃度の最適化の検討結果を図-4.5に示す。流入下水、処理水とも終濃度の8%でNVG2の検出濃度比が最大となった。次いで10%、

6%の順となっており、水質性状としてSS濃度などの異なる試料でも同様な傾向が見られた。カキの中腸腺からの検出では12%とすることで回収量が高いとの報告²⁾もあり若干の違いがあった。検討対象試料が水と中腸腺であり、試料の性状が異なるため若干の違いが現れたものと推定される。よって、通常の水試料をPEG沈法で濃縮を行う際には、終濃度を8%とすることでNVの検出濃度が最大になると考えられた。

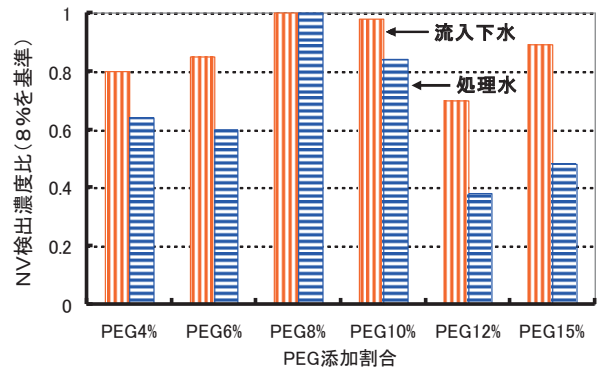


図-4.5 PEG添加割合毎の検出濃度比

次に、流入下水を用いた各種濃縮法による検出濃度の評価結果を図-4.6、図-4.7に示す。図-4.6はPEG沈殿法によるもので遺伝子抽出カラムへのSS負荷量範囲を0.05~1.0mg/カラムとした。併せて直接法による検出結果も示したが、抽出カラムへのSS負荷量範囲は0.007~0.02mg/カラム程度となった。図-4.7は陰電荷膜法によるものであり、膜へのSS負荷量範囲を0.25~6.0mg/枚（膜口径90mm）とした。PEG沈殿法は全ての試料において遺伝子抽出カラムへのSS負荷量をより低減させることで検出濃度が高まる傾向が見られ、一部の試料では最大検出濃度が 10^7 コピー/Lレベルとなった。逆に抽出カラムへのSS負荷量を増加させることで検出濃度は低下し1.0mg/カラムの場合では 10^6 コピー/Lレベルとなった。直接法ではPEG沈殿法に比較して遺伝子抽出カラムへのSS負荷量が低いため、検出濃度が高く維持されていた。PEG沈殿法は遺伝子抽出カラムへのSS負荷量をより低減させることで検出濃度が高まり、その濃度は直接法に近づくものと考えられた。陰電荷膜法は、検出濃度に若干のバラツキが見られるものの、膜へのSS負荷量がほぼ1mg/枚以下であれば検出濃度レベルはほぼ一定となっていた。しかし、PEG沈殿法で最大検出濃度が 10^7 コピー/Lレベルであった同一試料を陰電荷膜法で濃縮し測定することで最大検出濃度は 10^6 コピー/Lレベルに低下した。また、全体的にPEG沈殿法は陰電荷膜法に比べ最大検出濃度が高い傾向が見られた。さらに、

陰電荷膜法でも膜への測定試料の SS 負荷量を増加させることで検出濃度が低下する傾向が見られた。

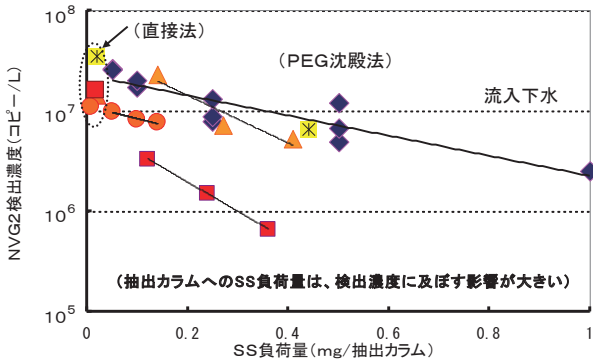


図-4.6 抽出カラムへのSS負荷量がNV検出濃度に及ぼす影響

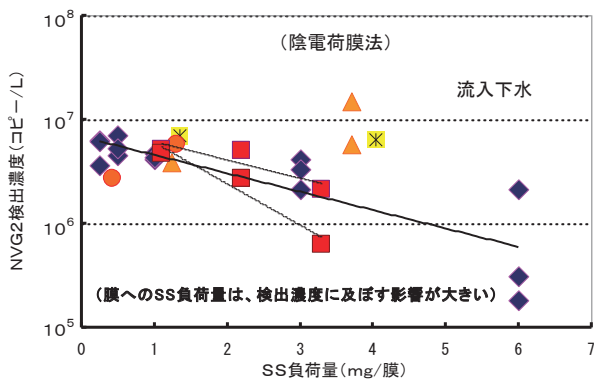


図-4.7 陰電荷膜へのSS負荷量がNV検出濃度に及ぼす影響

図-4.8 は、逆転写反応に用いる抽出 RNA 量の最適化の検討結果である。流入下水、処理水を PEG 沈殿法により濃縮した試料から抽出した RNA を 0.2~1.0 μ g の範囲内で逆転写反応させ cDNA を作成し、リアルタイム RT-PCR 法により NV 濃度を測定したものである。ほぼ全てのケースで逆転写反応に用いる抽出 RNA 量を 0.5 μ g とすることで最大検出濃度が得られた。一般に酵素反応は基質濃度の増加とともに反応速度が増加するが、基質濃度が過剰になると反応速度は平衡に達し減少

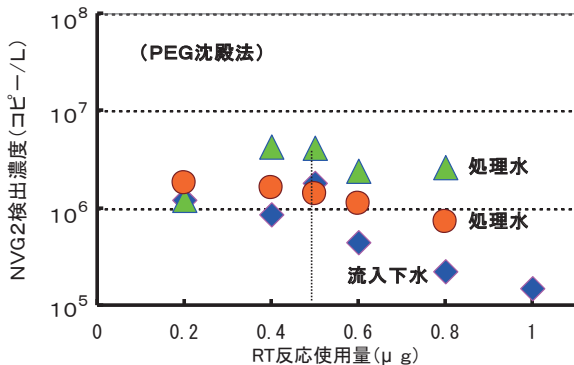


図-4.8 RT反応使用量の違いによる検出濃度

する。逆転写反応も逆転写酵素による酵素反応であるため同様の傾向を示したものと考えられた。なお、流入下水と処理水で検出濃度に逆転が生じているが、これは試料の採水日が異なるためである。

図-4.9 は試料中の NV 濃度が異なることで定量値へ及ぼす影響を実下水・河川水を用いて、多重測定により評価した結果である。n=20 (同一試料の同時・多重測定) において、今回の実験範囲内における PCR 実測平均値から求めた換算濃度と変動係数には相関関係が見られ、PCR 反応容量が 20 μ L 系と 100 μ L 系では同一試料での換算濃度に大差はないものの、全体的に 100 μ L 系では変動係数が低下する傾向が明らかとなった。同一試料を 20 μ L と 100 μ L 系で同時・多重測定を行うことで、変動係数などに及ぼす影響を評価したが、20 μ L を 100 μ L 系に変更することで PCR の実測値は高まるため、変動係数の低下に一定の効果があり、安定した定量値が得られることが明らかとなった。また、低濃度試料においては PCR の実測値の変動係数が大きくなるため、特に、極低濃度試料では PCR の実測値において N.D.の評価となる可能性が高まる。このため、極低濃度試料の測定においては極力分析水量を多くするための多重測定等の概念を取り入れることが必要と考えられた。多重測定を行うことで分析水量が増加するため検出限界値の低濃度化に繋がることから、N.D.と評価されたデータの信頼性が向上すると考えられる。

以上のことから、試料中のウイルス濃度が極めて低い環境水や消毒後処理水を測定する場合には、PCR の反応容量を増加、あるいは多重測定により分析水量を増加させ、安定した PCR 実測値を得る必要がある。

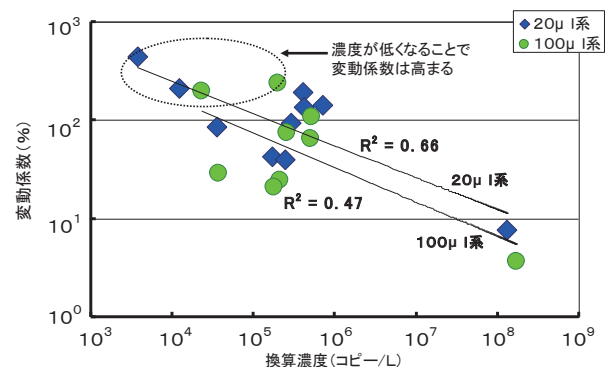


図-4.9 換算濃度と変動係数の関係

(2) 消毒によるネコカリシウイルス (FCV) と NV 遺伝子量の減少および FCV の不活化効果

塩素、紫外線消毒による NV と FCV 遺伝子量の残存率の評価結果を図-4.10 (一部、他の実験結果¹⁶⁾ を含む)、

図-4.11 に示す。塩素消毒による Ct 値や紫外線照射量 を高めることで、FCV の遺伝子量は減少傾向を示しており、Ct 値や紫外線照射量と遺伝子残存率には相関関係が見られ、消毒により NV と FCV の遺伝子の定量値が減少することが確認された。

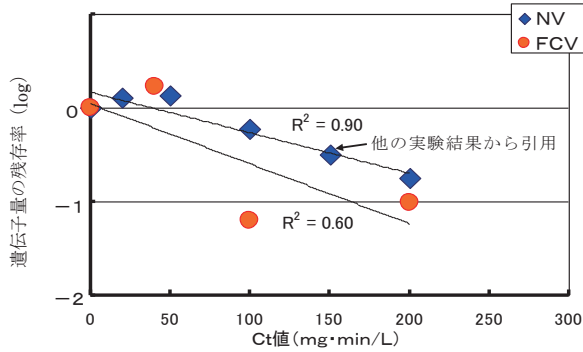


図-4.10 塩素消毒によるNVとFCV遺伝子残存率の関係

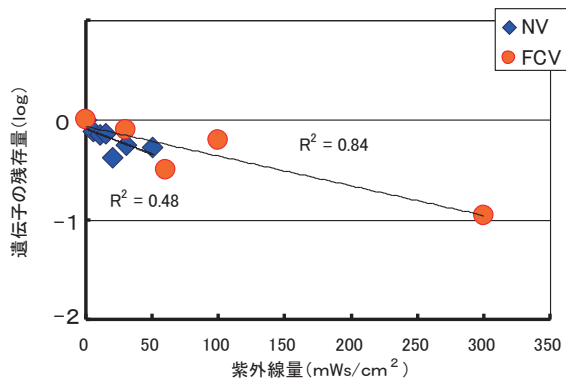


図-4.11 紫外線照射量とNV、FCV遺伝子残存率の関係

さらに、FCV の遺伝子残存率と生残率の関係について整理したものを図-4.12、図-4.13 に示すが、塩素消毒での Ct 値は 0~200mg·min/L、紫外線消毒では 0~60mW s/cm² の範囲内のものである。遺伝子量の残存率と生残率の評価においては、Ct 値や紫外線照射量に若干の違いがあるとともに、データ数は限定されるが、ともに相関関係が示されており、1log 程度の遺伝子残存率となれば生残率は 5~7log 程度低下することが明らかとなった。

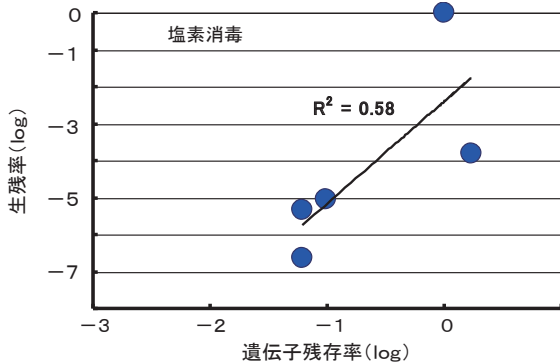


図-4.12 FCVの遺伝子残存率と生残率の関係

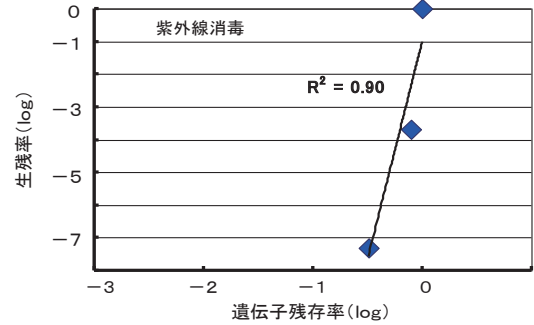


図-4.13 FCVの遺伝子残存率と生残率の関係

FCV の不活化実験では、3log の不活化に必要な塩素消毒の Ct 値は 40~50mg·min/L、紫外線照射量においては 20mWs/cm² 程度であった(図-4.14、図-4.15)。同様の実験例でもほぼ同じ結果が得られている^{17) 18)}。塩素消毒の Ct 値や紫外線照射量を高めることで FCV の不活化効果が確認されたが、同じく代替指標としてのマウスノロウイルスを用いた塩素消毒の不活化評価結果では、Ct 値が 2mg·min/L 程度で 4log 以上との報告例がある¹⁹⁾。また、他の腸管系ウイルスとしてエコーウイルス、コクサッキーウイルス、ポリオウイルス、アデノウイルスを 3log 不活化させるための紫外線照射量は 20.5~27mW s/cm²、アデノウイルスは 119mWs/cm² と報告されている²⁰⁾。このため、これら FCV や腸管系ウイルスの紫外線耐性はアデノウイルスを除けばほぼ同レベルであると推定される。

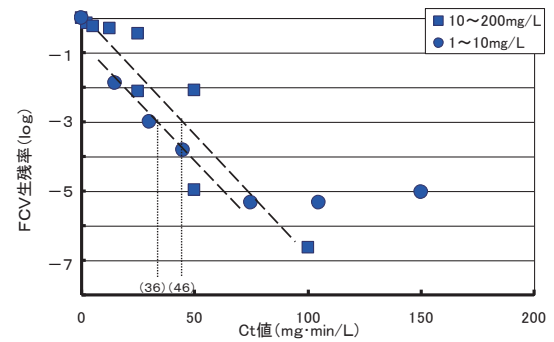


図-4.14 塩素消毒のCt値とFCVの生残率

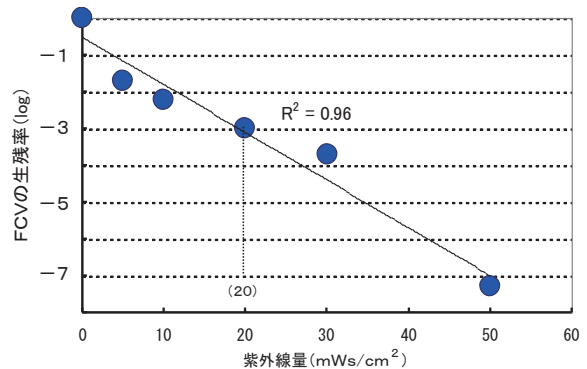


図-4.15 紫外線照射によるFCVの生残率

以上のことから、塩素、紫外線消毒により NV と FCV の遺伝子の定量値に影響を及ぼすことが確認されたことや、類似あるいは他の腸管系ウイルスの不活化評価事例から勘案すると NV の消毒耐性は、それら他のウイルスと大きく異なることは無いと推定される。この推定に基づけば、FCV の遺伝子残存率と生残率の関係から NV の不活化効果を推定することが可能である。一方、FCV や腸管系ウイルスの不活化効果を把握するためには、細胞培養法による評価となるため、大腸菌により培養が容易なファージを利用した評価手法についても検討する必要がある。

4.4 まとめ

本研究では、平成 18～22 年度にかけ、微生物混在系における耐性遺伝子伝播特性や薬剤（抗生物質）耐性菌の消長と消毒耐性の評価、分子生物学的手法を活用した感染能力を有する病原微生物の検出法の検討、ノロウイルス感染能力推定手法の開発について、各項目を達成目標に掲げ実施した。以下に得られた結果を示す。

- 1) 試験に供した全ての大腸菌株において耐性遺伝子が検出されたことから、処理水における多剤耐性株の割合の上昇は、耐性遺伝子の伝播が 1 つの要因であると考えられた。
- 2) 二次処理水に添加した大腸菌株は、多剤耐性株であるか否かの違いにより抗生物質に対する感受性に変化が見られた。
- 3) 塩素消毒による Ct 値を高めることで二次処理水中の多剤耐性大腸菌株を不活化させられる可能性が示されたが、水環境中での薬剤耐性菌の汚染やその拡大を防止するには、各種排水処理施設での消毒の徹底を図る必要があるものと考えられた。
- 4) FISH 法を適用することで、実験動物法や細胞培養法と比較して安価、簡易、迅速なクリプトスポリジウムの不活化評価が行える可能性が示された。
- 6) 下水試料等から NV を検出する上で、検出濃度に及ぼす影響要因として濃縮法、遺伝子抽出、逆転写反応、PCR 実測値の各項目に着目し評価を行うことで、最適な測定条件を確立した。また、低濃度域試料に対応した検出手法を提案した。
- 7) FCV の遺伝子残存率と生残率の関係を NV に適用し、NV 遺伝子残存率から NV の不活化効果を推定する手法を提案した。

参考文献

- 1) 橋本一、井上松久編(1993)、病原菌の薬剤耐性、機構の解明とその対策、学会出版センター
- 2) Y.Messai, T.Benhassine, M.Naim, G.Paul and R.bakour (2006), Prevalence of β -lactams resistance among *Escherichia coli* Clinical isolates from a hospital in Algiers, *Rev Esp Quimioterap*, 19(2),144-151.
- 3) S.Corvec, N.Caroff, E.Espaze, J.Marraillac, H.Druegon, A.Reynaud (2003), Comparison of two RT-PCR methods for quantifying *ampC* specific transcripts in *Escherichia coli* strains, *FEMS Microbiology Letters*, 228, 187-191.
- 4) C.RANDEGGER, H.HACHLER (2001), Real-Time PCR and Melting Curve Analysis for Reliable and Rapid Detection of SHV Extended-Spectrum β -Lactamases, *ANTIMICROBIAL AGENTS AND CHEMOTHERAPY*, 45(6), 1730-1736.
- 5) S.zhao, et al. (2003), Characterization of *Salmonella enterica* Serotype Newport Isolated from Humans and Food Animals, *JOURNAL OF CLINICAL MICROBIOLOGY*, 41(12),5366-5371.
- 6) 栄研化学、細菌感受性試験用、KB ディスク栄研手引き。
- 7) G.Vesey, N.Ashbolt, E.Fricker, D.Deere, K, Williams, D.Veal A and M.Dorsch (1998), The use of a ribosomal RNA targeted oligonucleotide probe for fluorescent labeling of viable *Cryptosporidium parvum* oocysts, *J.Appl.Microbiol*,85(3),429-440.
- 8) 陶山明子、諏訪守、鈴木穰、尾崎正明 (2006)、下水試料からのノロウイルス定量法の検討、環境工学研究論文集 43,255-261.
- 9) 国土交通省地域整備局下水道部・国土交通省国土技術政策総合研究所 (2005)、下水処理水の再利用水質基準等マニュアル。
- 10) Antimicrobials Division U.S.EPA, CONFIRMATORY VIRUCIDAL EFFECTIVENESS TEST, Using Feline Calicivirus As Surrogate for Norovirus.
- 11) Duizer E, et al. (2004), Inactivation of caliciviruses, *Applied and Environmental Microbiology*, 70(8), 4538-4543.
- 12) 厚生労働省医薬食品局食品安全部監視安全課 (2007)、ノロウイルスの検出法について。
- 13) (社) 日本水道協会 (2003)、クリプトスポリジウム—解説と試験方法—
- 14) (社) 日本水環境学会 (2000)、病原性微生物による水系感染の現状と対策、第 51 回日本水環境学会セミナー講演要旨集。
- 15) 橋本温、森田重光、平田強 (2009)、FISH 法—蛍光抗体染色法を併用したクリプトスポリジウムの判別の容易化、水環境学会誌,32(5),267-272.

- 16) 独立行政法人土木研究所 (2011)、公共用水域の人畜由来汚染による健康影響リスクの解明と制御に関する研究報告書、平成 22 年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第 4212 号。
- 17) 笠井久会、吉永守 (2007)、ネコカリシウイルスを指標としたカキのノロウイルス浄化法について、第 55 回日本ウイルス学会学術集会抄録集, 390.
- 18) T.Iwasaki, et al. (2007), Inactivation Effect of Ultraviolet Radiation on Norovirus (NV), 14th International Symposium on Health-Related Water Microbiology, 392.
- 19) 北島正章、松原康一、他 (2008)、上水道の塩素消毒におけるマウスノロウイルスの感染力価および遺伝子数の消長、第 42 回日本水環境学会年会講演集、(社) 日本水環境学会。
- 20) Charles P. Gerba, et al. (2002) , Comparative Inactivation of Enteroviruses and Adenovirus 2 by UV Light, Applied and Environmental Microbiology, 68(10), 5167-5169.

5. 土壌・地下水汚染の管理・制御技術に関する研究

5.1 はじめに

5.1.1 背景

平成3年8月の土壌環境基準の設定、平成15年2月の土壌汚染対策法（以下、「土対法」）の施行を経て、平成22年4月には改正土対法が施行された。また、東京都や大阪府、千葉県などの地方自治体においても、土壌汚染に関する条例が数多く制定されてきている。

土壌環境基準および法令の歩みに歩調を合わせるかのように、平成3年にはわずか40件だった土壌汚染の調査は、土対法施行直後の平成15年度にはおよそ20倍の762件、平成21年度にはさらにその倍近くの1,253件が実施され、世の中の土壌汚染に対する関心の高まりが伺える。実際に、これらの土壌汚染の調査が実施されたもののうち、平成21年度は半数近い575件で基準を超過する土壌汚染が顕在化している¹⁾。また、平成22年4月の改正土対法施行に伴い、自然由来により重金属等が基準を超過して含まれる土についても法の対象として扱うこととなり、今後、建設工事において土壌・地下水汚染に対応すべき状況に遭遇することが一層多くなると予想される。

特に建設工事における土壌・地下水汚染はその掘削面積が大きく、対応が必要となる土の量が多い。この大量の土を処分場へ搬出処分することについては処分場の逼迫により困難である。そこで、建設工事において現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を把握し、必要に応じて封じ込め等の汚染拡散防止措置を実施するとともに、モニタリングにより周辺への影響が顕在化していないことを確認する影響検討手法や、原位置での効率的な浄化処理技術が必要となっている。

5.1.2 目的

本研究は、公共事業において土壌・地下水汚染に遭遇した際、それらを管理・制御し、適切に建設工事を進める手法の確立を目指して実施した。

有害物質の含有量や溶出量が環境基準を超過する場合、コスト面等から、掘削除去ではなく、敷土や覆土による封じ込め、浄化といった、原位置での処理が求められる。封じ込めでは、有害物質の土壌からの溶出特性や土への吸着特性に応じた対策が求められるため、これらの特性について把握した。浄化については、科学的自然減衰を

用いる方法に着目し、ダイオキシン類汚染土壌への適用や、バイオレメディエーション時に効率的に栄養塩を供給する方法について検討した。

特に建設工事では、大量の発生土について短時間で汚染の有無を調べ、基準値を超える土を適切に処理して汚染の拡散を防止することが求められる。平成3年環境庁告示46号（以下、公定法）による溶出試験は汚染の有無の最終的な判断に用いられるが、所要時間がかかるため、公定法の補完的に用いることができる簡易分析手法を開発し、その適用性を確認した。

有害物質との遭遇契機の増加、リスクコミュニケーションの重要性の高まりなどから、有害物質について、発生源での含有量や溶出量のみならず、周辺環境への影響についても定量的に評価することが求められる。そこで、サイト概念モデルによる影響評価方法について検討し、パラメータの入力により1次元の移流分散解析が可能なソフトウェアを整備した。

5.2 自然的原因により環境基準を超過する土壌の溶出特性の把握

全国に分布する自然由来で環境基準を超える重金属を含む土壌（以下、「自然由来土」という。）の溶出特性に関して、総括的に評価した事例はほとんどない。そこで、ヒ素と鉛を含む自然由来土を全国から採取し、その溶出特性について評価した。

自然由来土が存在する可能性が高いとされる地域において、ヒ素対象試料を19地域から92試料、鉛対象試料を14地域から75試料採取し、公定法による溶出試験、平成15年環境省告示19号による含有量試験を実施した。採取試料のうち粒径が2mm以上のものについては粉碎し、2mm以下に粒度調整して試験を実施した。

含有量基準を超えた試料は、ヒ素試料で92試料中1試料（1%）、鉛試料で75試料中29試料（39%）であった。溶出量基準を超えた試料は、ヒ素試料で92試料中31試料（34%）、鉛試料は75試料中14試料（19%）であった。

図-5.1 にヒ素および鉛の含有量と溶出量の関係を示す。ヒ素と鉛のそれぞれの含有量と溶出量には、ほとんど相関がみられなかった。この原因として、土壌試料ごとのヒ素や鉛の吸着状態や化合物の形態の違いが考えられる。

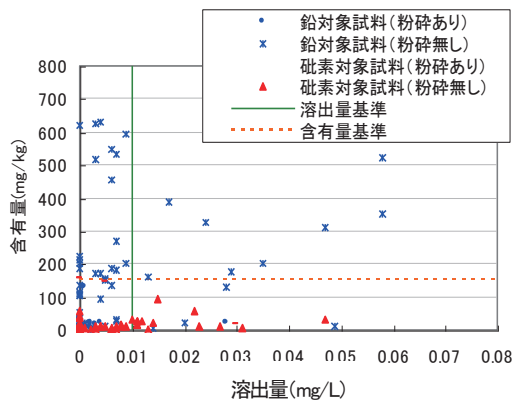


図-5.1 含有量と溶出量の関係

表-5.1 試料の由来ならびに溶出試験条件

試料番号	産地	産状	固液比
A	北海道	溶結凝灰岩	1:5
B	山梨	鉾脈	1:10
C	群馬	山土(表土)	1:10
D	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
E	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
F	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
G	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
H	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
I	北海道	トンネル掘削ずり	①1:5②1:10③1:15
J	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
K	北海道	トンネル掘削ずり	1:10
L	北海道	砂岩	1:10
M	KH ₂ AsO ₄	-	-
N	KH ₂ AsO ₄	-	-
O	KH ₂ AsO ₄	-	-

表-5.2 吸着土の特性

試料名	山砂	関東ローム	珪砂	黒土
産地	鉾田市	成田市	豊浦	園芸用
土の 粒度 分布				
礫分(%)	0.4	0	0	1
砂分(%)	83.9	11.5	99.9	10.2
シルト分(%)	9.2	54.1	0.1	52.6
粘土分(%)	6.5	34.4	-	36.2
含水比(%)	15	48	<0.1	58
強熱減量(%)	3.0	12	0.3	34
土粒子密度(g/cm ³)	2.687	2.770	2.640	2.303
有機物含有量(%)	0.01	0.51	0.01	10

5.3 土の有害物質吸着特性の把握

5.3.1 土のヒ素吸着特性の検討

自然由来で基準を超過する事例が最も多いヒ素は、土への吸着効果が大きく、敷土を行うことで汚染の拡散対策をすることが可能であると期待される。しかし、土のヒ素吸着効果の検討については、標準液を用いて検討したものがほとんどであり、自然由来で環境基準を超過した試料からヒ素を溶出させて作成した溶液(以下、「自然由来溶液」という)を用いて検討した事例は少ない。そこで、自然由来溶液を用いてヒ素の吸着特性について検討するため、以下に示す方法で実験を行った。

- 1) 公定法に準じ、自然由来によりヒ素を含む土からヒ素を溶出させ、実験溶液を作製した(一部試料は固液比を変更して行った)。また、由来の違いによるヒ素の吸着効果を検討するために、標準液(KH₂AsO₄)で溶液(以下「人工溶液」という)を作製した。
- 2) 作製した溶液500mLに吸着土を50g入れ、振とう機で24時間振とうした(振とう回数:200回/分、振とう幅:4~5cm)。
- 3) 振とう終了後、遠心分離(3000rpm、20分)を行い、0.45μmのメンブレンフィルターで溶液をろ過し、各種物質の濃度(平衡液相濃度)を測定し、吸着土への吸着率を求めた。

ヒ素を含む土試料の由来とヒ素の溶出条件は表-5.1、吸着土の特性は表-5.2に示すとおりである。平衡液相濃度と土へのヒ素吸着量の関係を図-5.2に示す。併せて、各試料におけるヒ素吸着率を図-5.3に示す。ここで、吸着率は、初期(検液作製時)のヒ素濃度に対する吸着されたヒ素の量の割合を示したものである。吸着率は、(初期の検液濃度-平衡液相濃度)/(初期濃度)として定義している。

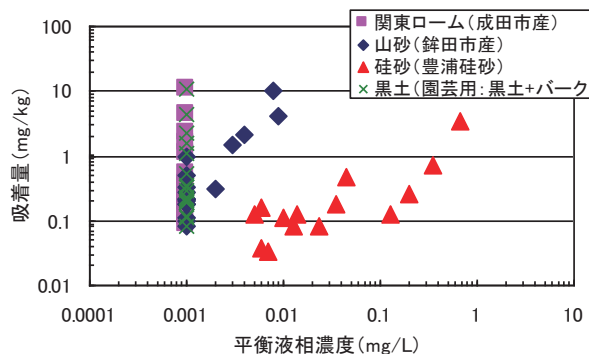


図-5.2 各吸着土におけるバッチ吸着曲線

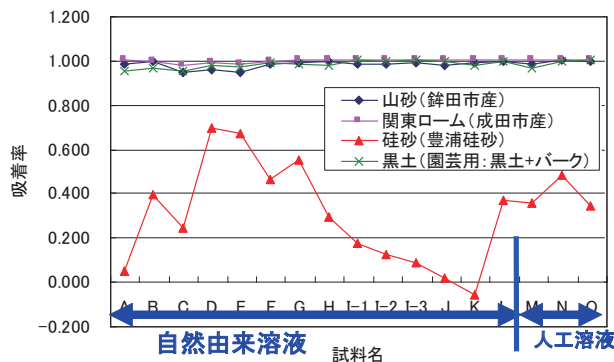


図-5.3 各吸着土におけるヒ素吸着率

図-5.2より、山砂、関東ロームでは、吸着量が100倍でも平衡液相濃度が変わらない結果となった。黒土では、吸着量の増加に伴って平衡液相濃度も増えたが、吸着量の増加に比べて平衡液相濃度の増加の割合は少なかった。珪砂では、黒土よりも吸着量の増加に伴う平衡液相濃度の増加が顕著に見られた。

また、図-5.3より、山砂、関東ローム、黒土ではヒ素の由来や固液比によらず吸着率がほぼ1に達し、溶出したヒ素のほとんどが吸着されたといえる。一方で、珪砂ではヒ素の吸着率が低く、ほとんど吸着されないケースもあった。珪砂のヒ素吸着率が低い原因として、粒子が大きく、有機物や粘土鉱物が非常に少ない土であることが考えられる。また、砂質である珪砂は多孔質にはなっておらず、表面積が小さいため、吸着能が低いことが考えられる。さらに、振とう、ろ過終了後の溶液中には、他の吸着土の場合に比べてアルミニウムや鉄の濃度が多く、陰イオンの濃度が低い傾向があった。このことから、珪砂中には他の金属イオンが高濃度に存在し、電気的吸着ではこれらが先に土に吸着し、ヒ素は吸着せずに溶液中に存在したことも考えられる。

自然由来溶液と人工溶液の吸着率の違いは、山砂、関東ローム、黒土では確認できず、珪砂においては自然由来溶液が人工溶液よりも吸着率が低い傾向がみられた。

以上より、山砂、関東ローム、黒土では、ヒ素の吸着が良く、覆土・敷土としての適用性を期待できる結果であったといえる。

5.3.2 バッチ吸着試験による有害物質の遅延性の推定

土の吸着特性を検討する際、通常は現地の状態に近いカラム吸着試験によって有害物質の遅延性を推定する。しかし、カラム吸着試験は透水性の低い土壌では実施することが困難であるといった欠点がある。そこで、バッチ吸着試験²⁾から有害物質の遅延性を推定することの可能性について検討した。

実験は、人工溶液を用いて、バッチ吸着試験、カラム吸着試験を実施した。吸着土は、表-5.3に示す山砂、川砂を用いた。

バッチ吸着試験とカラム吸着試験から求めた遅延係数について比較した結果を表-5.4に示す。バッチ吸着試験による遅延係数は、初期濃度と平衡液相濃度を推定し、フロイントリッヒ型吸着等温式に代入することにより求めた。バッチ吸着試験から求めた遅延係数はカラム吸着試験による遅延係数とほぼ同程度の値となった。

また、川砂を吸着材とした場合については、 KH_2AsO_4 を

表-5.3 吸着土（山砂および川砂）の特性

項目	山砂	川砂	
土粒子の密度 ρ_s (g/cm ³)	2.686	2.701	
土の含水比w (%)	16.5	6.9	
粒度分布	礫分 (%)	1.6	3.5
	砂分 (%)	75.8	83.0
	シルト分 (%)	17.6	10.3
	粘土分 (%)	5.0	3.2
土壌のpH	8.1	8.5	
強熱減量 (%)	2.8	1.4	
有機物含有量 (%)	<0.1	<0.1	

表-5.4 バッチ吸着試験とカラム吸着試験の結果

試験種類	バッチ吸着試験			
土壌	山砂			
固液比	1:5	1:10	1:20	1:50
遅延係数	13.04	7.04	6.34	6.37
試験種類	バッチ吸着試験			
土壌	川砂			
固液比	1:5	1:10	1:20	1:50
遅延係数	9.77	5.97	5.93	4.29
試験種類	カラム吸着試験			
土壌	山砂		川砂	
固液比	1:5.3	1:5.3	1:5.5	1:5.5
遅延係数	8.57	10.6	5.38	6.16

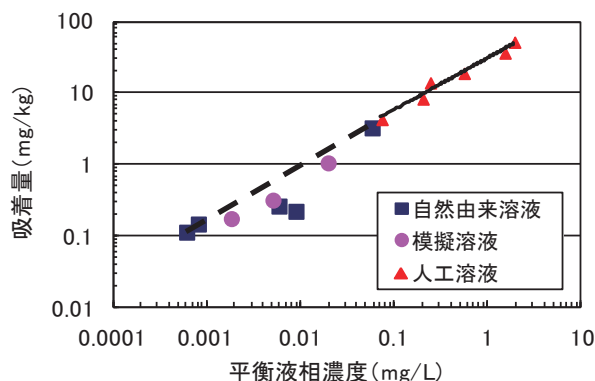


図-5.4 ヒ素の由来による吸着特性の違い（川砂）

関東ロームに吸着させた模擬汚染土からヒ素を溶出させた模擬溶液および自然由来溶液でもバッチ吸着試験を行い、人工溶液での結果と比較した（図-5.4）。人工溶液、模擬溶液、自然由来溶液共に、平衡液相濃度と吸着量の間には、線形の関係が見られた。自然由来溶液の吸着量は、人工溶液から得られる吸着等温線から推定されるヒ素吸着量は、模擬溶液、自然由来溶液共に、人工溶液と同程度または若干低い傾向が確認された。

5.3.3 まとめ

バッチ吸着試験を行い、ヒ素の吸着特性を調べた結果、山砂、関東ローム、黒土では溶出しているヒ素のほとんどが吸着し、これらの土はヒ素に対して敷土・覆土とし

での適用性が期待されることが示唆された。

自然由来溶液、人工溶液、模擬溶液と、ヒ素の由来を変え、川砂を吸着土としてバッチ吸着試験を行った結果、いずれも、平衡液相濃度と吸着量の間には線形の関係が見られた。人工溶液での平衡液相濃度と吸着量から推測される吸着量に比べて自然由来溶液や模擬溶液からのヒ素の吸着量は同等あるいは若干少ない傾向であった。

川砂にヒ素を吸着させる場合についてバッチ吸着試験とカラム吸着試験を行い、両者から得られる遅延係数を比較したところ、ほぼ同程度の値となった。有害物質の遅延性を求める際のバッチ吸着試験の適用性が示唆された。

5.4 簡易分析手法の開発

5.4.1 土研式簡易前処理法

建設発生土の工事間の直接利用が困難な場合、ストックヤードで一時的に集積・保管される。ストックヤードには、各工事現場より大量の建設発生土が搬入されるが、受入れの際に土壤汚染の可能性は必ずしも調査されていないのが現状である。

土壤汚染の存在を調査する際、土壤に含まれる重金属類は公定法を用いるのが標準である。本手法は、土壤を風乾し、2mmふるいを通す処理をした後、重金属類の溶出操作において6時間振とうが求められるなど、検液の作成に多大な時間を要する。このため、各現場より大量に搬入され、長期にわたる仮置きが困難である建設発生土について実施することは困難である。

そこで、短時間で重金属類を溶出する簡易前処理方法について検討し、以下に示すような土研式簡易前処理法を開発した。この結果、検液作製の所要時間を20分程度に短縮することが可能となった。

- (1) 2mmふるいを通過させ、風乾させた土壤と蒸留水を固液比1:4の割合でシリンジに入れ、1分間手振りする。
- (2) 1分間の手振り振とう後、シリンジの先に0.45μmのフィルターを付けてろ過し、検液を抽出する。

土研式簡易前処理法の精度を確認するため、同一ロットより採取した自然由来土（ヒ素、鉛）に対し、公定法による溶出操作と溶出量分析を2回、土研式簡易前処理法による溶出操作と公定法による溶出量分析を10回実施した。土研式簡易前処理法による溶出操作を行った場合の溶出量と公定法による溶出操作を行った場合の溶出量を比較した結果を図-5.5に示す。ヒ素、鉛ともに土研式簡易前処理法と公定法の高い相関が確認された

(相関係数でヒ素0.937 鉛0.966)。

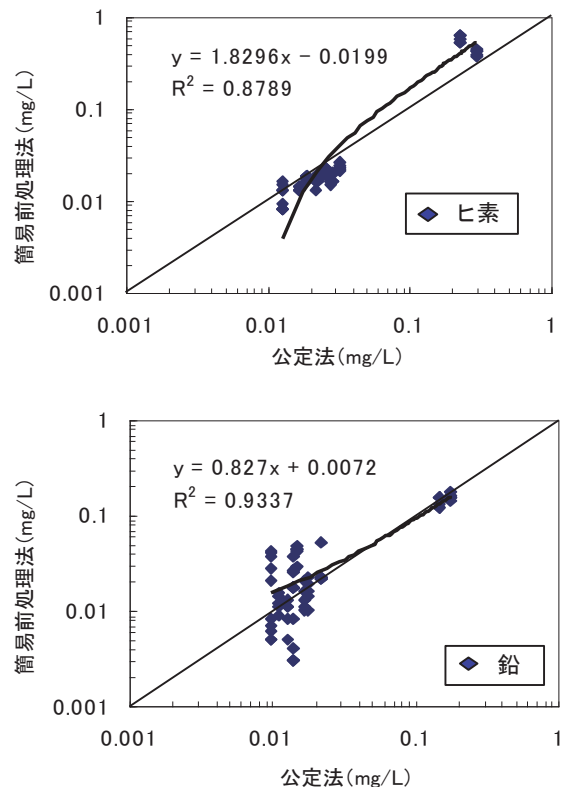


図-5.5 土研式簡易前処理法と公定法による溶出量の相関（ヒ素、鉛）

5.4.2 簡易分析法の現地適用性の検証

公定法の補完的に、例えばストックヤードに大量に搬入される建設発生土の汚染の可能性を短時間で把握するなどの役割を期待し、簡易分析法の現地適用性について、公定法との比較により検証した。

今回は、自然由来の重金属等を含む岩石・土砂等や、ストックヤードに搬入された建設発生土（以下、搬入土）および同じストックヤード内で搬入土に石灰を混合して改良した土（以下、改良土）を対象とした。搬入土および改良土は3箇所のストックヤードからのものである。

土研式簡易前処理方法により抽出した検液に対し、フッ素については簡易比色計、ヒ素については検知管を用いて溶出量を調べた³⁾。

フッ素溶出濃度における公定法と簡易分析法の比較を図-5.6に示す。公定法と簡易分析法は比較的良い相関が得られていると考えられる。簡易分析法を適用した土のフッ素溶出濃度は、公定法で0.08mg/L未満～1.3mg/Lであり、概ね用いた簡易比色計の測定範囲である0.1～1.5mg/Lの中に分布していた。

一方、ヒ素（図-5.7）では、溶出濃度が簡易分析法で環境基準値未満であると評価されても、公定法では環境基準値を超える場合があった。簡易分析法の適用には、各種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて迅速判定法と公定法の相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられる。

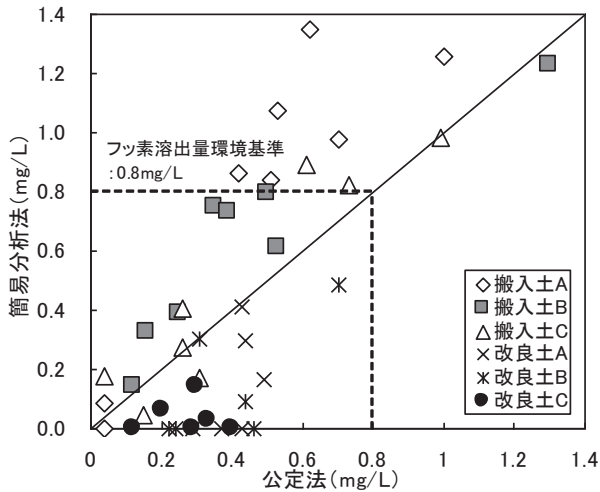


図-5.6 公定法との比較（フッ素溶出量）

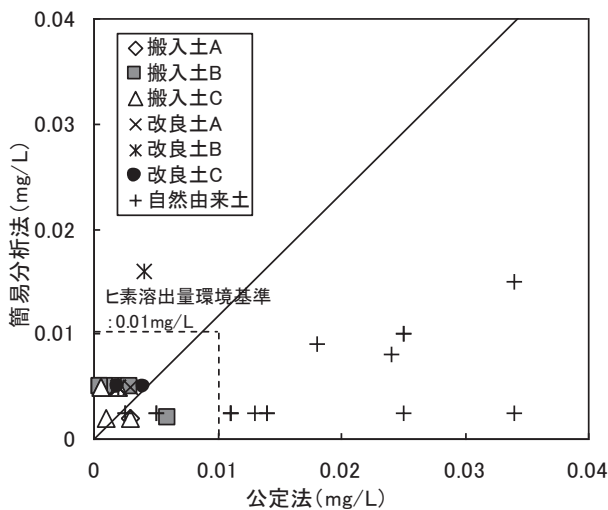


図-5.7 公定法との比較（ヒ素溶出量）

5.4.3 まとめ

汚染の可能性を調べる際、公定法では検液作製時間を要するため、土研式簡易前処理法を開発し、検液作製の所要時間を短縮した。

土研式簡易前処理法と検知管や簡易比色計による分析を組み合わせて調べた溶出量と公定法による溶出量の相関を比較した結果、簡易分析法の適用に当たっては、各

種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて公定法との相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられた。

こうした注意喚起は「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」⁴⁾にも示した。

5.5 サイト概念モデルに基づく影響評価手法の提案

5.5.1 地盤汚染対応における影響評価

建設工事においては、現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を把握し、必要に応じて封じ込め等の汚染拡散防止措置を実施するとともに、モニタリングにより周辺への影響が顕在化していないことを確認する影響検討手法が求められる。

建設工事において土壌汚染に遭遇した場合の対応としては、一般的に図-5.8に示すような対応をとる。本研究の対象とした影響検討は、「サイト概念モデルの構築」と「影響評価の実施」により構成されるものとした。以下に、それぞれの過程における詳細について記す。

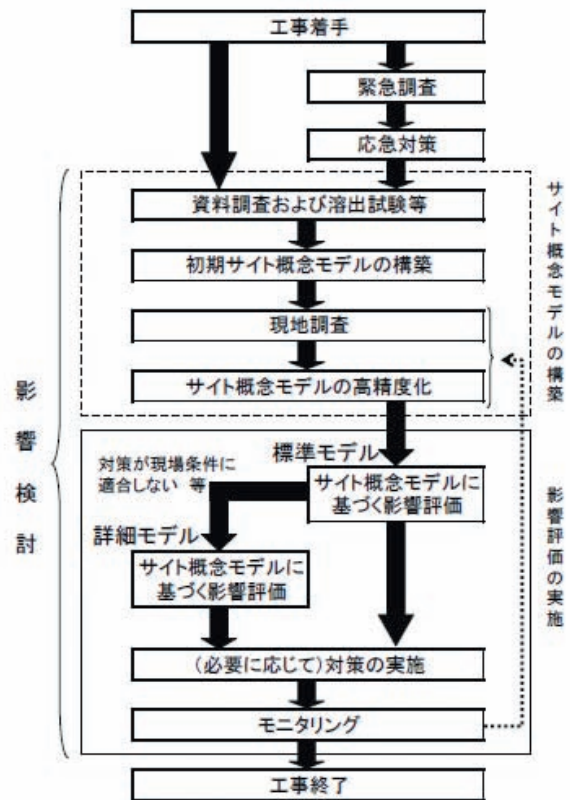


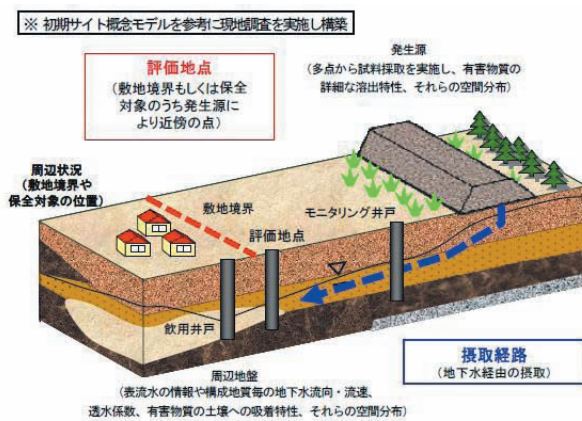
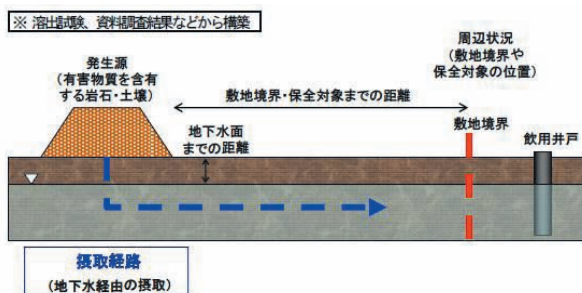
図-5.8 土壌汚染への対応フロー

5.5.2 サイト概念モデル

サイト概念モデルとは、建設工事において現場毎に想定される土壌・地下水汚染の影響を明確にし、対応方針、

現地調査計画の立案、影響評価の実施、対策の選定・設計を、効果的かつ効率的に実施するために構築するモデルである。具体的には土壌・地下水汚染の発生源から敷地境界や保全対象までの距離・摂取経路（周辺状況）、周辺地盤における有害物質の吸着特性・地下水の流れ（周辺地盤）などの現場毎の特性を考慮し、構築する。

サイト概念モデルには、対応方針、現地調査計画の立案に活用される「初期サイト概念モデル（図-5.9）」と影響評価の実施、対策の選定・設計に活用される「サイト概念モデル（図-5.10）」の二種類がある。初期サイト概念モデルは既存の資料調査などによる対象地域の地形・地質、水理特性・水質、土地利用履歴や発生源の有害物質の含有量・溶出試験結果等の情報をもとに、周辺環境への影響を想定し、現地調査計画の立案に活用される。サイト概念モデルは、さらに現地調査などによる発生源および摂取経路における有害物質の土壌への吸着特性、表流水や地下水の詳細な情報を加え、想定される周辺環境への影響を明確にし、影響評価の実施、対策の選定・設計に活用される。



5.5.3 サイト概念モデルを用いた影響評価手法の整備

サイト概念モデルを用いて、有害物質が敷地境界や保全対象近傍に達する場合の地下水の有害物質濃度を移流

分散解析等により求め、判定基準と比較することで、定量的な影響評価を実施する。この際、評価期間は100年間を目安とする⁵⁾。なお、この定量的な影響評価の実施は、リスクコミュニケーションの際に使用するツールとしても期待される。

現地調査によって取得した現地のパラメータを利用し、一次元の移流分散解析等を実施する。解析を実施する測線の選定にあたっては現場毎の地下水流況、保全対象位置、想定される影響等を考慮することが必要となる。

本研究では、西垣らが提案した手法⁶⁾に基づき、かつ現場で事務所職員が使うことを前提とした簡易な影響予測ソフトウェア 1DTRANSU の整備を行った。移流分散解析は、理論解自体はエクセルのような表計算シートを使って計算することができるが、地下水の実流速、遅延係数、分散係数など、幅広い専門分野の知識が必要なパラメータを設定する必要がある。式(1)にその一次元移流分散方程式を示す。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - kC \quad (1)$$

C : 地下水への溶出濃度 [mg/L]、 D : 拡散係数 [$\text{cm}^2/\text{秒}$]、 R : 遅延係数 [1]、 k : 一次減衰係数 [1/秒]、 v : 間隙内地下水平平均流速 [cm/秒]、 x : 発生源からの距離 [cm]、 t : 時間 [秒]

1DTRANSU の整備にあたっては、有害物質移行のシナリオを単純化してイメージを分かりやすくすること、計算量を少なくして計算時間を短くすること、データ入力や調査の手間が少ない方法で概略の計算ができることを主眼とした。

有害物質は一次元の移流分散方程式に従い、地表からの降雨浸透に伴い地下水面まで不飽和帯を鉛直下降し、地下水に達した後は帯水層を水平方向に移動する、といった仮定を設定している。

また、発生源の条件設定に関しては、常に発生源から濃度一定で溶出するという安全側の設定が基本となる。1DTRANSU の計算手順を図-5.11 に示す。ここで、入力するデータは①汚染物質の種類、②汚染土総量、③汚染土範囲の面積、④発生源からの溶出量、⑤帯水層のパラメータ（透水係数、間隙率、乾燥密度、分配係数、遅延係数）、⑥発生源から敷地境界までの距離、⑦発生源の地下水位、⑧敷地境界の地下水位、⑨年間降水量、⑩降雨浸透率、⑪地表から地下水面までの距離、となる。また、

計算時に遅延係数による影響を考慮するかしないかも選択可能である。なお、⑤の値が調査結果として得られていない場合は、帯水層の種類（砂、シルト等）を入力することで参考値が自動的に設定され、概略の計算ができるようになってきている。表-5.5、表-5.6にその参考値を示す。

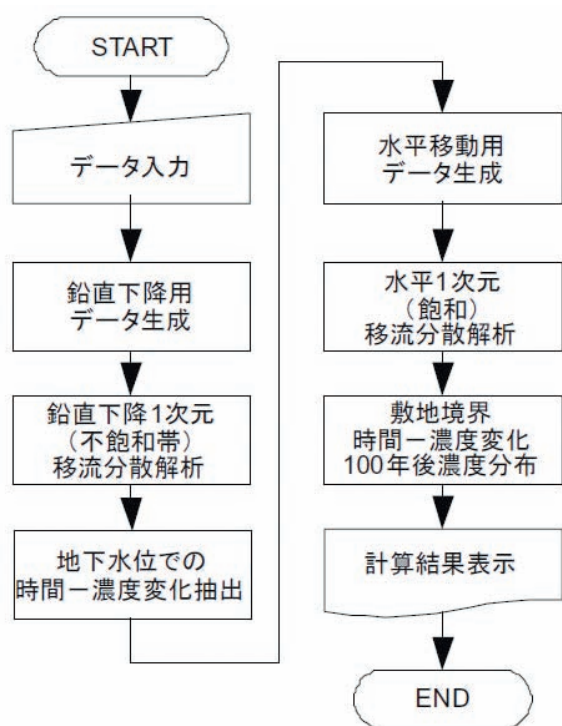


図-5.11 1DTRANSUの計算手順

表-5.5 帯水層関連参考値

帯水層種類	透水係数(cm/sec)	乾燥密度(g/cm ³)	間隙率
礫	5 × 10 ⁻¹	1.6	0.3
砂	5 × 10 ⁻²	1.6	0.4
シルト質砂	5 × 10 ⁻³	1.6	0.4
関東ローム	5 × 10 ⁻³	0.74	0.5
シルト	5 × 10 ⁻⁴	1.3	0.5
粘土	5 × 10 ⁻⁵	1.6	0.5

表-5.6 分配係数参考値(L/kg)^{7), 8), 9)}

物質	礫	砂	シルト質砂	関東ローム	シルト	粘土
カドミウム	180	180	180	180	180	180
クロム(VI)	8.4	8.4	8.4	8.4	3.4	3.4
セレン(VI)	1.47	1.47	4.1	4.1	4.1	4.1
鉛	347	347	347	6.462	581	581
砒素(V)	2	2	2	2	2	2
ふっ素	0	0	0	0	0	0
ほう素	0	0	0	0	0	0

5.5.4 まとめ

地盤汚染の影響評価手法として、サイト概念モデルを用い、周辺への影響を考慮した評価手法として、一次元移流分散解析ソフト 1DTRANSU を整備した。

1DTRANSU は土木研究所ホームページからも配布中であるが、適用に当たっては、モニタリングを併用し、その不確実性を担保することが必須となる。また、モニタリングの結果に応じて調査の追加やパラメータの再設定を含むサイト概念モデルの修正等を適宜行い、影響検討の不確実性を可能な限り排除する必要がある。その結果新たな対策の必要性が生じた場合は、適切な対応を検討する。

5.6 科学的自然減衰を用いた浄化処理技術に関する検討

5.6.1 科学的自然減衰を用いたダイオキシン類汚染土壌浄化に関する検討

公共事業において土壌・地下水汚染に遭遇した際の対策の1つに原位置での浄化がある。原位置浄化のうち科学的自然減衰を用いた浄化は、バイオレメディエーション技術として用いられているが、揮発性有機化合物による汚染土の浄化が中心である。

ダイオキシン類汚染土についても土中の微生物の還元的脱塩素作用を利用し、ダイオキシン類を分解、毒性低下させる方法について実験により検討した。

容量 155mL のガラス製バイアル瓶に、国内の実汚染現場で採取したダイオキシン類汚染土（含水比 32.4%）5g を計り入れ、アセトンで希釈した 1、2、3、7、8-PeCDD（5 塩素化のダイオキシン類であり、最も毒性が高い）を 1 試料当たり 30ng になるよう添加した。そこへ滅菌蒸留水または汚染土中の微生物を活性化させる栄養塩 25mL を計り入れ、密封した後、バイアル瓶の気相中 20%を二酸化炭素で置換し、暗所、30℃において振とうを行った。ここでの栄養塩は表-5.7 に示す組成のもので、炭酸水素ナトリウム (NaHCO₃)、リン酸水素ナトリウム二水和物 (Na₂HPO₄ · 2H₂O)、炭酸水素アンモニウム (NH₄HCO₃)、リン酸二水素カリウム (KH₂PO₄) 等を含む水溶液である。

この試験を開始した日（0 日目）、試験開始から 1 ヶ月後、3 ヶ月後にダイオキシン類の濃度を測定した。ダイオキシン類濃度の測定は、バイアル瓶に栄養塩を密封した供試体（栄養塩添加あり）、栄養塩ではなく同量の蒸留水とした供試体（栄養塩添加なし）のそれぞれについて行った。

ダイオキシン類濃度の測定では、ダイオキシン類のうち、1、2、3、7、8-PeCDD と、その脱塩素反応により生成する 2、3、7、8-TeCDD（4 塩素化のダイオキシン類であり、最も毒性が高い）に着目した。

表-5.7 栄養塩の組成

KH_2PO_4	0.41g	Vitamin solution * (1L)		Trace element solution ** (1L)	
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.53g				
NH_4HCO_3	0.42g	biotin	2mg	$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2g
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.12g	folic acid	2mg	H_3BO_3	0.05g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.13g	pyridoxine	10mg	ZnCl_2	0.05g
NaHCO_3	4.2g	riboflavin	5mg	CuCl_2	0.03g
$\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	0.24g	thiamine	5mg	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.05g
Resazurin	0.0005g	cyanocobalamin	5mg	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.05g
Vitamin solution *	1mL	nicotinaamide	5mg	AlCl_3	0.05g
Trace element solution **	1mL	p-aminobenzoic acid	5mg	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.05g
Deionized water	1L	lipoic acid	5mg	NiCl_2	0.05g
		pantothenic acid	5mg	EDTA	0.5g
				(1mL concentrated HCl)	

※この培地に、蟻酸(9mM)、ピルビン酸(5mL)、酢酸(5mM)、安息香酸(5mM)、yeast extract(0.005%w/v)を加えた。

実験結果を図-5.12、図-5.13、図-5.14に示す。

図-5.12は酸化還元電位(ORP)の経日変化を示したものである。栄養塩を添加した場合と添加しない場合のいずれも、経過日数とともにORPの低下が見られ、還元状態になっていった。同じ経過日数であれば、栄養塩を添加した供試体の方がORPの値が低く、還元状態であった。

図-5.13より、1, 2, 3, 7, 8-PeCDDの濃度については、栄養塩を添加した供試体と添加しない供試体のいずれにおいても、実験開始日から3ヶ月後には1割程度減少する結果となった。1, 2, 3, 7, 8-PeCDDの濃度の変化に、栄養塩添加の有無による違いはほとんど見られなかった。

図-5.14より、2, 3, 7, 8-TeCDDの濃度については、栄養塩を添加した供試体と添加しない供試体のいずれにおいても数pg/pg-wet程度の変化で、1, 2, 3, 7, 8-PeCDD濃度の減少に比べるとわずかな変化であった。2, 3, 7, 8-TeCDDの濃度についても、栄養塩添加の有無による違いはほとんど見られなかった。

以上より、1, 2, 3, 7, 8-PeCDDの分解や全体としての毒性の低下は確認された。栄養塩の種類や与え方等によって土中の微生物をより活性化させることで、脱塩素による1, 2, 3, 7, 8-PeCDDの濃度低下や全体としての毒性低下の効果は高まると考えられる。

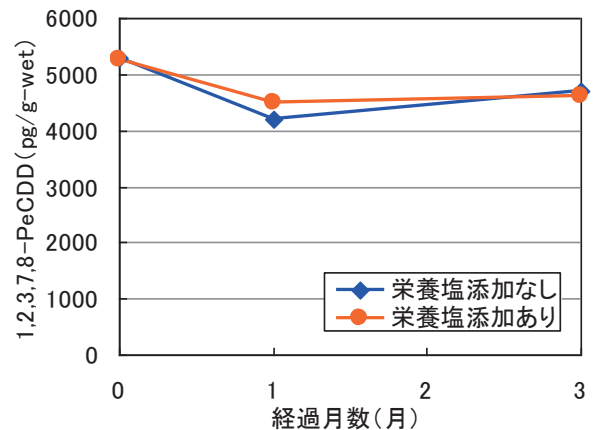


図-5.13 1, 2, 3, 7, 8-PeCDD濃度の経日変化

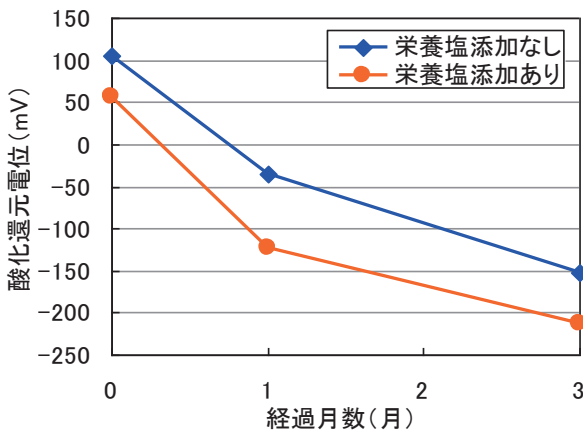


図-5.12 酸化還元電位(ORP)の経日変化

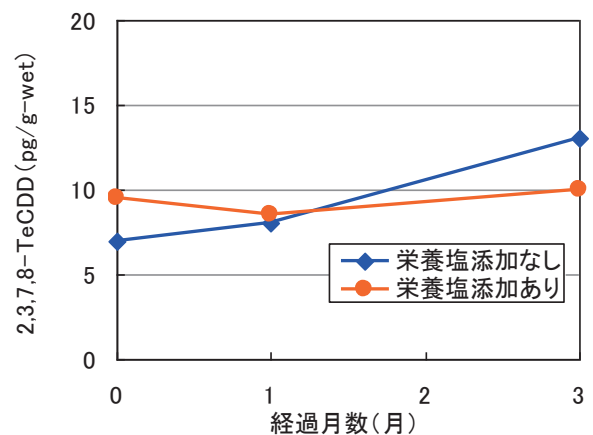


図-5.14 2, 3, 7, 8-TeCDD濃度の経日変化

5.6.2 バイオレメディエーション時の栄養塩供給方法に関する検討

(1) 定常的な地下水流がない場合

バイオレメディエーションのような微生物を用いた原位浄化技術においては、微生物を活性化させるための栄養塩が注入される。この際、栄養塩を目的の範囲に到達させることが重要であるが、その拡散状況については未解明な部分が多い。そこで、本研究では土槽実験により栄養塩の拡散状況を調べ、効率的な栄養塩の注入条件について検討した。

1) 実験方法

表-5.8に示すような物性を有する珪砂5号、茨城県美浦町で採取された山砂（以下、美浦砂と称する）を用い、水中への投入により、図-5.15に示すような地盤を作製した。この模型地盤の中央に設けた注入孔より、地盤表面との水頭差を1cmに保ちながら、栄養塩200mLを注入した。栄養塩注入後は乾燥対策をして21日間観測し、模型地盤内に設けた3箇所の採水孔より合計7回の採水と採水された水の水質分析（全有機炭素 TOC、pH、酸化還元電位 ORP の測定）を行った。この実験は、注入方法、土の種類、栄養塩の種類を変え、表-5.9に示すようなケースで行った。(2)～(4)に示す実験結果は、注入孔からの中心間距離で6cmの位置のものである。

今回注入した栄養塩は、EDC（エコサイクル製）の10w%水溶液（以下、栄養塩A）、アムテクリーンP（パナソニック環境エンジニアリング製）の液状品を濃度50w%で蒸留水に溶かしたもの（以下、栄養塩B）、アムテクリーンPのゲル状品（以下、栄養塩C）の3種類である。EDCは食品材料、アムテクリーンPは天然ヤシの実を主成分としたものである。栄養塩の到達はTOCの上昇、栄養塩の分解に伴い発生し、間隙水中へ溶出した水素イオンによるpHやORPの低下により把握した。

2) 実験結果（注入条件による違い）

ケース1（初期の栄養塩注入のみ）、ケース1'（ケース1終了後の模型地盤にケース1と同条件で栄養塩を再注入）、ケース2（初期の栄養塩注入の他、観測期間中、注入孔と模型地盤で1cmの水頭差を保つために適宜水を注入）の結果を図-5.16に示す。ケース1の1日経過後のTOCの値が突出した値となった。明確な理由は不明だが、模型地盤内に局所的にできた水みちや採水の影響等によると思われる。

ケース1とケース2の比較では、TOCの推移に顕著な差は見られなかったが、ケース2ではケース1に比べて観測期間中のpHおよびORPの変化が少ない結果となった。

今回は、いずれのケースも定常的な間隙水流を発生させておらず、栄養塩の注入時、採水時、ケース2の水の注入時以外では、間隙水の移動はほとんど発生していないと考えられる。そのため、ケース2では水の注入により注入孔内の栄養塩が薄められ、栄養塩注入による影響が緩やかに現れたと考えられる。

ケース1'では、栄養塩の再注入後2～6日程度で、栄養塩の成分によると考えられるTOCの上昇が見られた。また、ケース1およびケース2に比べてpHやORPが低く、還元的な環境となった。これらの状況は、ケース1により注入された栄養塩、加えて再注入された栄養塩も到達したことによると考えられる。

表-5.8 模型地盤材料の物性値

試験項目	単位	試料名	
		珪砂5号	美浦砂
土粒子の密度	g/cm ³	2.651	2.705
均等係数	—	1.802	19.938
50%粒径	mm	0.506	0.138
液性限界	%	N.P.	N.P.
塑性限界	%	N.P.	N.P.
懸濁液のpH	—	6.56	6.95
懸濁液のEC(電気伝導率)	mS/m	1.77	10.5
TOC(全有機炭素)	%	0.003	0.016
懸濁液のORP(酸化還元電位)	mV	236	220
透水係数*	m/s	3.9 × 10 ⁻⁴	6.9 × 10 ⁻⁶

※模型地盤内の流量と水頭差より、ダルシー則に従い算出

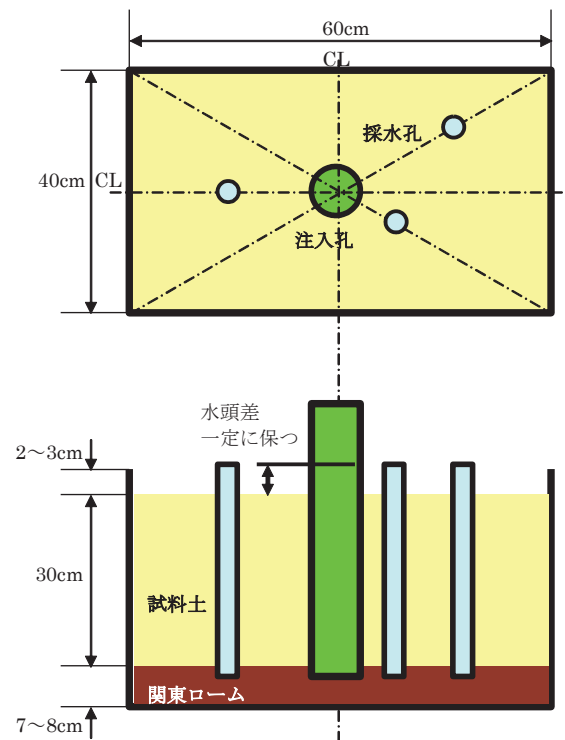
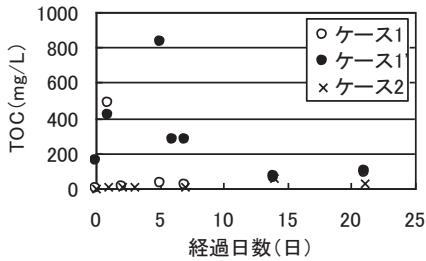


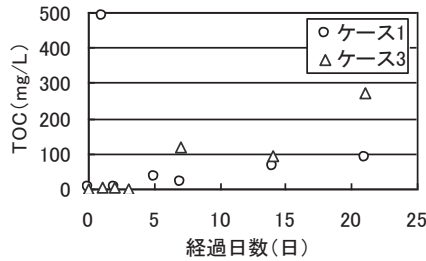
図-5.15 模型地盤

表-5.9 実験ケース

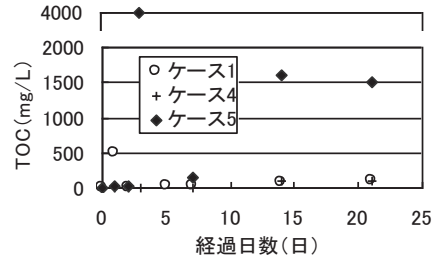
No.	試料土	栄養塩	栄養塩の性質				その他条件等
			EC(mS/cm)	pH	ORP(mV)	TOC(mg/L)	
1	珪砂5号	栄養塩A	7.5	7.5	49	38000	—
1'							ケース1終了後再注入
2							注入孔の水頭差を1cmに保つよう、注入孔に水を注入
3	美浦砂						—
4	珪砂5号	栄養塩B	0.005	5.5	213	160000	—
5		栄養塩C	値が安定せず測定不能			300000	—



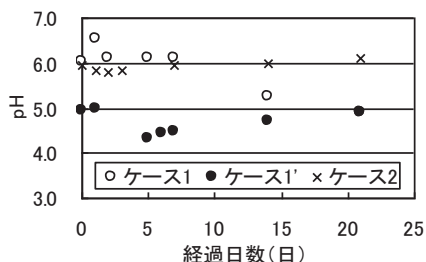
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



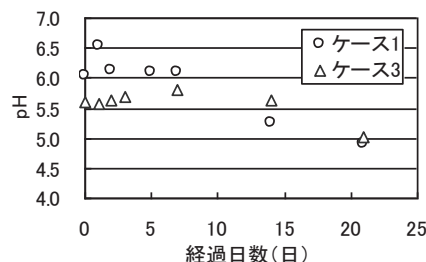
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



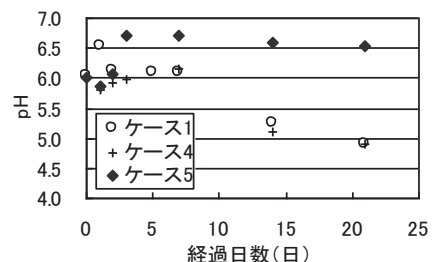
(a) 全有機炭素 (TOC) の推移



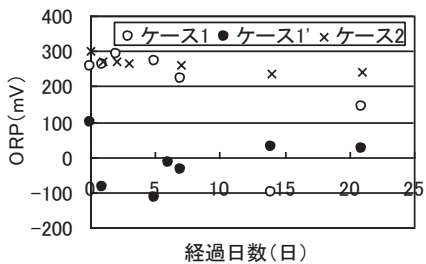
(b) pH の推移



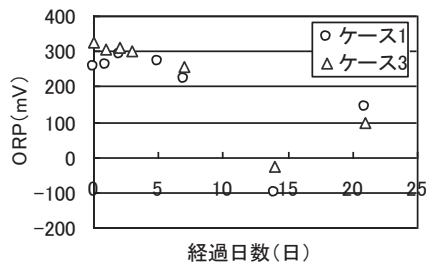
(b) pH の推移



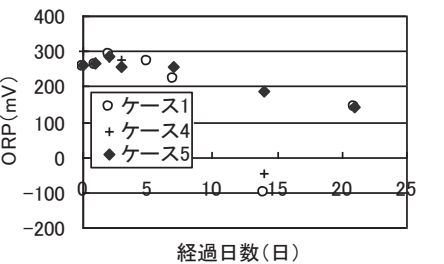
(b) pH の推移



(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移



(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移



(c) 酸化還元電位 (ORP) の推移

図-5.16 注入方法による違い

図-5.17 土の種類による違い

図-5.18 栄養塩による違い

3) 実験結果 (土の種類による違い)

ケース1 (工業用珪砂5号) およびケース3 (美浦砂) の比較では、両ケースのpH、TOC、ORPに大きな違いは見られなかった (図-5.17)。両ケース共、14日経過後に栄養塩の到達に伴うものと考えられるTOCの上昇、pH、ORPの低下が見られた。

栄養塩の拡散状況に影響を与える要因の1つとして、栄養塩の土壌への吸着が考えられるため、模型地盤材料に対してバッチ吸着試験²⁾を行い、着目した物質の土壌

への吸着の程度を示す指標となる遅延係数を求めた。EDCの水溶液と模型地盤材料の組合せの場合、いずれのケースも遅延係数は1となり、栄養塩の吸着はほとんどなかったと考えられた。

4) 実験結果 (栄養塩の種類による違い)

注入する栄養塩の種類による違いとして、ケース1 (栄養塩A)、ケース4 (栄養塩B) およびケース5 (栄養塩C) の結果を比較した (図-5.18)。TOCの値で、ケース1の1日経過後、ケース5の3日経過後に突出した値となった。

この明確な理由は不明だが、模型地盤内に局部的にできた水みちや採水の影響等によると考えられる。

水溶液の栄養塩を注入したケース1とケース4では、TOC、pH、ORPの推移に大きな違いは見られなかった。栄養塩の主成分やその濃度の違いはあったが、いずれもpHやORPの低下が生じており、栄養塩の到達に伴い還元的な環境になった状況が考えられる。ケース1およびケース4とゲル状品の栄養塩を注入したケース5を比較すると、ケース5の方が、TOCの変化は大きい、pHやORPの変化は小さくなった。

ケース5では、ゲル状品を希釈せずそのまま注入しているため、高濃度で含まれていた主成分による有機炭素が到達したことが考えられる。栄養塩Cは水の10,000倍以上の粘度を有し、徐放性（ゆっくり溶ける性質）があるため、到達に伴うpHやORPの変化が現れるまでに時間を要した状況が考えられる。

(2) 定常的な地下水流がある場合

(1)で間隙水の流動がほとんどない条件の下、飽和地盤に栄養塩を注入した際の拡散状況を調べたが、注入孔より離れた採水孔では栄養塩の到達を示すような水質変化が見られなかったなど、栄養塩の到達範囲は限られていたことが考えられる。そこで、地盤内で常時に水の注入・揚水を行って微弱水流を与えた条件や地盤内に水頭差による水流がある条件で栄養塩の拡散状況を把握する実験を実施した。

1) 実験方法

表-5.8に示す物性を有する珪砂5号、美浦砂を用い、水中への投入により、模型地盤を作製した。図-5.19は注入・揚水による微弱水流を想定した模型地盤で、注入孔寄りの土槽の壁際からの水の注入と揚水孔からの揚水を常時行った。この模型地盤は美浦砂を材料としたもののみ作製した。

図-5.20は水頭差による地下水流を想定した模型地盤である。水頭差は2cmとし、珪砂5号を材料としたものと、美浦砂を材料としたものの両方を作製した。

いずれの模型地盤へも栄養塩供給は、模型地盤に設けた注入孔を遮水した上で注入孔内の水（約350mL）を抜き取り、栄養塩（約350mL）で置換する方法で行った。栄養塩は、(1)の実験で用いた栄養塩Aと同じものである。栄養塩注入後、模型地盤内に設けた4箇所の採水孔および注入孔の計5箇所に各電極を挿入し、電気伝導率(EC)、pH、酸化還元電位 (ORP) を所定時間経過後に測定した。同時に全有機炭素 (TOC) 分析用検液を各孔より20mLずつ採水し分析に供した。計測深さ、採水深さは25cmで統

一した。

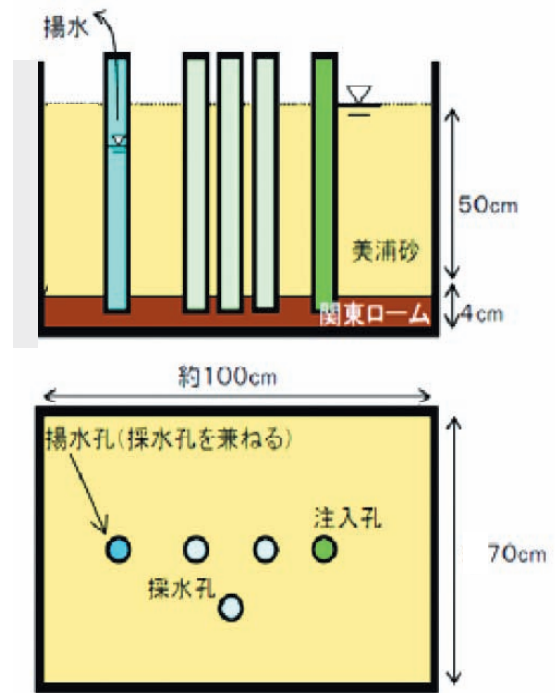


図-5.19 注入・揚水による微弱水流を想定した模型地盤

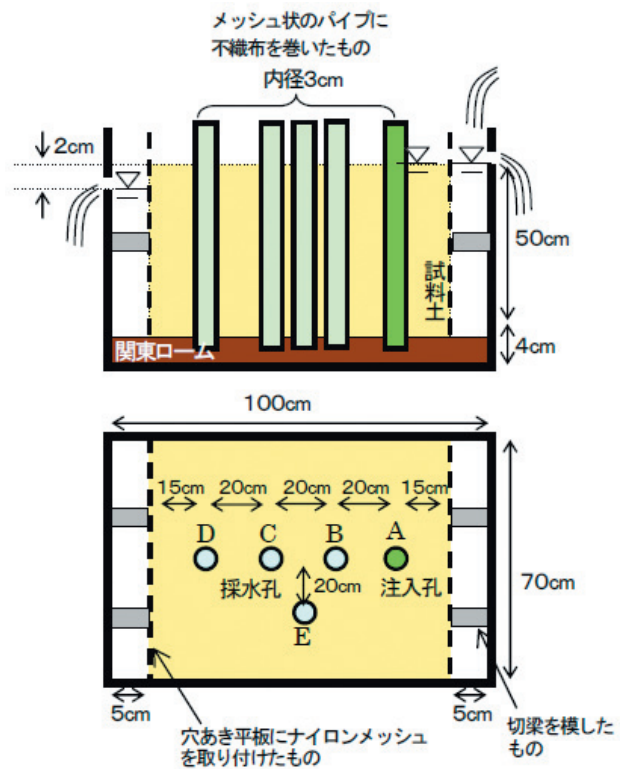


図-5.20 地下水流を想定した模型地盤

2) 実験結果

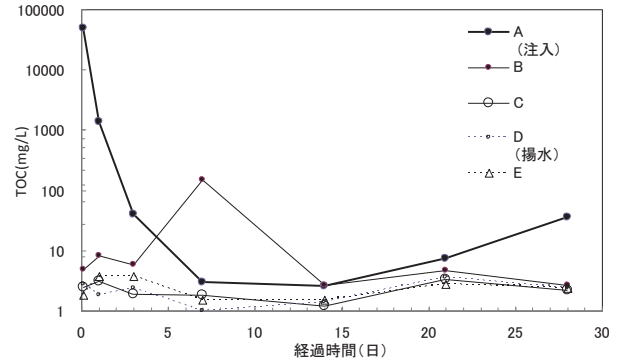
表-5.10 は 5 種の栄養塩濃度に対して実施した各測定項目の値を整理したものである。各測定項目は栄養塩濃度に対して相関が見られるが、TOC が一番良い相関があったため、ここでは TOC を栄養塩濃度の代表指標とした。

図-5.21 は模型地盤別に各孔における経過時間と TOC の関係を示したものである。図-5.21 (a) より、注入・揚水により微弱水流を与えた美浦砂の地盤では、注入孔で濃度が低下し、隣の採水孔 B で栄養塩が検出された。採水孔 C、D、E では濃度の変化が少なく、実験期間内では栄養塩は採水孔 B に残存したと考えられる。図-5.21 (b) より、水頭差により地下水流を与えた美浦砂の地盤では経過時間とともに注入孔の栄養塩濃度が低下していき、それに応じて注入孔に近い採水孔からピーク濃度が現れていたことがわかる。図-5.21 (c) より、水頭差により地下水流を与えた珪砂 5 号の模型地盤では、1 日後には注入孔に栄養塩は残っておらず、採水孔 B、C、D でも時間が経過しても栄養塩はほぼ検出されないという結果となった。しかし、水の流れる方向に対して法線方向にずれた位置に存在する採水孔 E で 3 日後に栄養塩が検出されている。注入孔との位置関係、栄養塩の流れの方向との関係から、栄養塩の伝達が遅れたことによるものと考えられる。

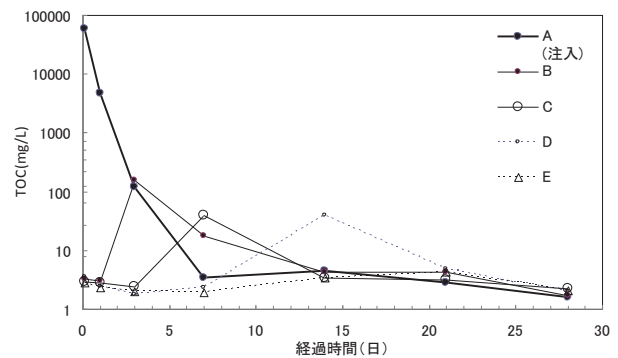
図-5.22 は注入孔からの栄養塩の広がりを視覚的に捉えるために、先の結果を基に濃度変化をコンター図で示すとともに、移流拡散解析ソフトウェアの 2DTRANSU を用いて栄養塩の拡散状況について解析した結果を示したものである。図-5.22 (a) より、注入・揚水による微弱水流のある美浦砂の模型地盤では、注入孔周辺で時間と共に相対的に栄養塩の濃度が高い領域が広がる傾向で、時間に伴う栄養塩の拡散が期待できると考えられる。図-5.22 (b)、図-5.22 (c) より、水頭差による地下水流がある地盤では、美浦砂、珪砂 5 号共に、栄養塩が薄まりながら水流方向に進んでいる。両試料の透水係数の違い（美浦砂： $6.9 \times 10^{-6} \text{m/s}$ 、珪砂 5 号： $3.9 \times 10^{-4} \text{m/s}$ ）によると考えられるが、栄養塩の流れる速度が明らかに異なる様相が確認できた。地下水流がある場合で透水係数も高い地盤では、栄養塩の早期流出、地下水での濃度低下を考慮した、高濃度や複数回での注入が有効と考えられた。

表-5.10 栄養塩濃度と各測定値

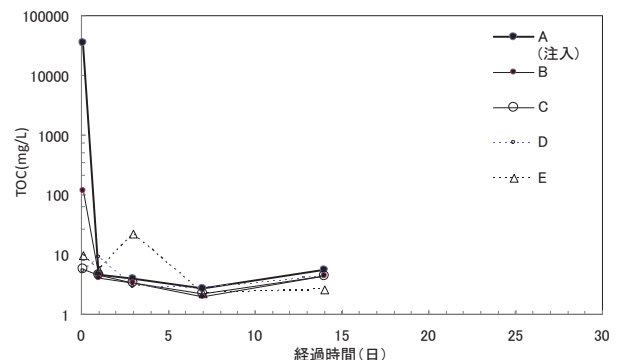
栄養塩濃度 (%)	TOC (mg/L)	EC (mS/m)	pH	ORP (mV)
10	37000	3980	7.26	137
1	3700	592	7.14	199
0.1	320	63.4	6.32	242
0.01	31	8.77	6.17	285
0.001	4	2.47	6.31	312



(a) 注入・揚水による微弱水流・美浦砂

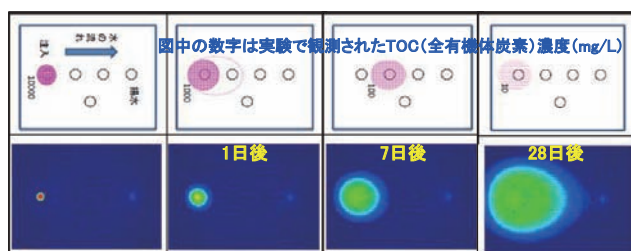


(b) 水頭差による地下水流・美浦砂

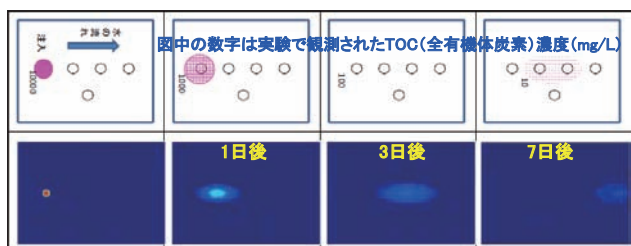


(c) 水頭差による地下水流・珪砂 5 号

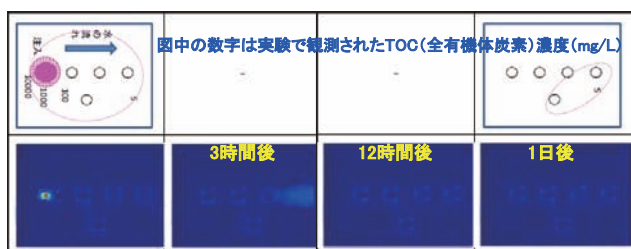
図-5.21 各採水孔における TOC の経時変化
(水頭差による水流がある条件)



(a) 注入・揚水による微弱水流・美浦砂



(b) 水頭差による地下水流・美浦砂



(c) 水頭差による地下水流・珪砂5号

図-5.22 模型地盤内での栄養塩拡散の様子

(a)、(b)、(c)各上段は実験結果、各下段は解析結果

(3) まとめ

バイオレメディエーション時に微生物を活性化させるための栄養塩を、対象とする範囲に到達させるために有効な方法について検討した。

地下水流の状況や土の透水係数に応じ、拡散を期待する方法、高濃度や複数回の注入が有効と考えられた。

5.7 まとめ

土壌・地下水汚染に対する社会の関心の高まりや平成22年4月の改正土壌汚染対策法の施行を踏まえ、本研究で取り組んだ内容と得られた成果は以下のとおりである。

これらの研究成果は、「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル(改訂版)」にも反映させており、今後一層の普及を図るとともに、現場で生じる課題に対するフォローアップを行っていく。

(1) 汚染土の原位置での処理について

公共工事において地盤汚染に遭遇する事例は増えているが、処分場の逼迫やコスト面から、原位置での処理(敷土・覆土による封じ込めやバイオレメディエーションのような原位置浄化等)が求められる。

ヒ素の土への吸着状況を調べた結果、山砂や関東ローム、黒土は吸着が良く、敷土や覆土の材料としての適用性が期待された。ヒ素については、自然由来と人工由来で吸着状況に大きな違いは見られなかった。

科学的自然減衰を用いたバイオレメディエーションのような手法について、ダイオキシン類汚染土の浄化への適用性を確認した。

バイオレメディエーション時に、土中の微生物を活性化させる栄養塩を効率よく対象範囲全体に到達させる方法を検討し、地下水流や土の透水係数に応じた方法を示した。

(2) 簡易分析法について

大量の建設発生土について、仮置き場の制約等から、短時間で汚染の可能性を把握する必要がある。公定法では検液作製に時間を要するため、短時間で汚染の可能性を判断可能な方法が求められる。

土研式簡易前処理法を開発し、公定法では検液作製に6時間を要していたところを、20分程度まで短縮させた。

土研式簡易前処理法で作製した検液中のヒ素やフッ素の濃度を検知管や簡易比色計で測定し、全ての工程を公定法で行った場合の溶出量と比較した。

その結果、簡易分析法の適用には、各種手法の適用範囲を考慮し、現場の土壌を用いて迅速判定法と公定法の相関を取るなど、十分な留意が必要と考えられた。

こうした注意喚起や、簡易分析法を適用する意義について「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル(改訂版)」にも示した。

(3) 影響評価手法の提案

有害物質との遭遇契機の増加、リスクコミュニケーションの重要性の高まりなどから、定量的な影響評価手法について検討した。

サイト概念モデルを用い、必要なパラメータを表計算シートから入力することで一次元の移流分散解析を行い、有害物質が周辺環境に与える影響を評価することのできる「1DTRANSU」を整備した。

「1DTRANSU」は土木研究所のホームページからも配布しており、現場で利用され始めている。

参考文献

- 1) 環境省水・大気局環境局：平成 21 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果、環境省 HP, 2011. 3.
- 2) 独立行政法人土木研究所：建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル[暫定版]、鹿島出版会、pp. 123-128、2004. 5
- 3) 独立行政法人土木研究所：簡易分析技術を用いた重金属類を含む土砂を判定する手法の開発に関する共同研究報告書、共同研究報告書第 375 号、2007. 3
- 4) 独立行政法人土木研究所：建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル[改訂版]、鹿島出版会、2012. 4
- 5) 社団法人土壌環境センター：土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説、2003. 9
- 6) 西垣誠, 菱谷智幸, 橋本学, 河野伊一郎：飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析手法に関する研究, 土木学会論文集, No. 511/III-30, pp. 135-144, 1995.
- 7) K. J. Cantrell, R. J. Serne, G. V. Last : Hanford Contaminant Distribution Coefficient Database and Users Guide, U. S. Department of Energy, pp. 68-70, 2003.
- 8) 化学物質安全性 (ハザード) 評価シート (フッ化水素), 財団法人化学物質評価研究機構, pp. 1-13, 2001.
- 9) 西尾高好：土壌中における重金属の挙動, 産業公害, Vol. 26, No. 4, pp. 289-295, 1990.

6. 自然的原因による重金属汚染の対策技術の開発

6.1 はじめに

トンネル工事等において自然的原因による重金属等を含む岩石や堆積物（以下、岩石等という）に遭遇すると、掘削ずりの処分に多大な費用が発生することがある。土壌汚染対策法では自然的原因の重金属等を対象としておらず、また自然由来の重金属等は酸化反応により溶出することがあるため、掘削ずりの処理の要否の判定および処理方法の選定は通常の土壌汚染の手法をそのまま適用できない。このため、自然的原因による重金属等を含む岩石等の対応を合理的に行える技術の開発が求められている。

そこで本研究では、自然的原因の重金属等への対応として、事前調査の段階から対策まで一連の段階で必要とされる事項について検討を実施した。

まず、事前調査の段階においては、重金属等の溶出可能性の高い地質体の調査手法に関して、堆積岩地域における重金属等の溶出に関する情報を収集し、考察した。

また、自然由来の重金属問題の中心的な課題である長期溶出特性の把握については、各種岩石についての様々な溶出試験結果に基づき、重金属等の長期溶出特性評価のための促進溶出試験方法を検討した。

対策工法に関しては、安価で大量の処理が可能な方法として、盛土処理法を検討した。実験用盛土の内部環境および浸出水のモニタリングを実施し、盛土の転圧条件や覆土条件の違いによる重金属等の溶出特性の違いを把握した。

また、研究成果の一部を、自然由来の重金属等の調査、評価、対策についてマニュアルをまとめた。

6.2 堆積岩地域における重金属の調査手法に関する検討

6.2.1 堆積岩・堆積物からの重金属の溶出事例

変質を伴わない堆積岩等からの重金属等の溶出事例について、文献等により情報を収集し、その地質体が形成された地質時代、地層名、堆積環境および溶出量基準を超過した元素を整理した（表-6.1）。

6.2.2 堆積岩地域における重金属の溶出の特徴

表-6.1 重金属の溶出事例

地質時代	地域	地層名	堆積環境・岩相	溶出量基準超過元素	文献		
完新世	関東平野	沖積層	海成	Cd,Pb,As	1)		
	大阪府	沖積層	海成、シルト	Pb,As,F,B	2)		
更新世・鮮新世	宮城県	仙台層群	海成、シルト岩・砂岩・凝灰岩？	Cd,Pb,As	3)		
			陸成、砂岩・シルト岩・凝灰岩？	Cd,Pb,As	1),3)		
	福島県	和泉層	陸成、砂岩～泥岩	Cd,Pb,As	4)		
	千葉県	上総層群・下総層群	海成、泥層～砂層	Pb,As	5),6)、本報告		
	愛知県	段丘堆積物	陸成	Pb	1)		
中新世	宮城県	大阪層群	海成、泥層	Cd,Pb,As	2)		
			秋保層群・志田層群	海成、砂岩？	Pb,As	3)	
		名取層群	陸成、凝灰岩？	Pb,As	3)		
			海成、シルト岩	Cd,Pb,As	3)		
		中生代・古生代	北海道	日高帯	砂岩・泥岩	As	7)、本報告
			三重県	秩父帯	泥質片岩	Cd,Se	本報告

岩石等からの重金属等の溶出メカニズムに関しては、これまでの多くの研究から、黄鉄鉱などの硫化鉱物の酸化に伴って、これらに含まれる重金属等が溶出することが明らかになっている。

大阪層群の海成粘土層中に黄鉄鉱が多く含まれ、淡水成の粘土層には少ない⁸⁾ことや、硫酸酸性土が海水の影響を受けた堆積物中に含まれる黄鉄鉱の酸化に起因する⁹⁾ことから、従来、重金属等の溶出に関しては、海成の地層について注意を払うべきと考えられてきた¹⁰⁾。

しかしながら前節で把握した事例から、堆積岩・堆積物について、海成層のみならず、陸成層についても重金属等の溶出があることが明らかになった。

また、重金属等の溶出が認められる地質体の年代に関しては、ほとんどすべての年代のものを含んでいることがわかった。さらに堆積物の粒径に関しても、砂質から泥質まで幅広く含んでいる。

陸成層から重金属等が溶出する原因については知見が充分ではないが、いくつかの可能性が考えられる。

1) 黄鉄鉱等の存在

黄鉄鉱等の硫化鉱物が多く含まれている場合、硫化鉱物中の不純物として含まれる重金属等が溶出する可能性があることが知られているが、陸成層中に黄鉄鉱等が存在すれば、重金属等の溶出の可能性があると考えられる。

陸成層中に黄鉄鉱が多量に含まれていることが明らかになった事例として、阿蘇カルデラ内の湖沼堆積物中に多量の黄鉄鉱が認められた例⁹⁾がある。この事例では、阿蘇火山から供給される硫黄が、湖沼底の還元的环境によって還元され、黄鉄鉱として堆積したと考えられる。

このように陸成層においても硫黄の供給がある還元環境の堆積物では、黄鉄鉱が生成するため、これを掘

削等の酸化環境に置くことで、酸性水の発生と、これに伴う重金属等の溶出が起こる可能性がある。

2) 上流地域からの重金属の供給と濃縮、再移動

重金属等を含む地質体（鉱山、変質帯）の分布域下流の河川底質を分析した土屋ほか¹³⁾は、分布域の直下流ではなく、さらに下流の地点で重金属等含有量が大きくなる例を示し、その原因として、岩体から溶存体またはコロイド粒子に取り込まれた形で排出された重金属等が、異なる成分の河川水の合流により、沈殿が起こった可能性を指摘している。つまり、陸水中において重金属等の濃縮プロセスが存在する可能性を示している。

一度濃縮を受けた重金属等が、再移動するプロセスも知られている。仙台地域の地下水の砒素汚染に関する研究¹⁴⁾によると、環境中の砒素を吸着した水酸化第二鉄が、還元環境あるいは塩基性環境に置かれることで砒素を脱着するという。そして仙台地域では地下水水質が塩基性のものほど、地下水中の砒素濃度が高く、砒素の溶出は塩基性地下水に起因すると考えられている。

また、福岡県南部地域の地下水中の砒素に関する研究¹²⁾では、砒素含有地下水の帯水層を形成している中原層、川副層は、酸化鉄を伴う赤褐色砂礫層（河成堆積物）であり、地層堆積時に河川水中の砒素を酸化鉄鉱物が選択的に吸着した可能性があるという。そして、酸化鉄鉱物が還元的な地下水によって還元され、砒素が脱着したと考えられている。

今後は陸成層からの重金属等の溶出について、地質体の特徴、溶出機構に基づく分類を進めていく必要がある。

6.2.3 堆積岩地域における重金属調査の留意点

前節に述べたことから、堆積岩地域における重金属調査の留意点について、次のような点が指摘できる。

- 1) 堆積岩・堆積物については、海成、陸成を問わず、重金属等を溶出させるものが存在する。重金属等を溶出させる堆積岩・堆積物の年代に関しては、すべての年代のものが含まれる。さらにその粒径についても様々なものからの溶出が確認されている。すなわち、堆積岩・堆積物については、陸成層においても重金属等の溶出の可能性があるものとして最低限の溶出試験を実施する必要がある。
- 2) 堆積岩・堆積物からの重金属等の溶出原因に関しては現状ではいくつかの可能性が考えられる。

- ①地質体に含まれる黄鉄鉱等の硫化鉱物の酸化
- ②上流の地質や水の成分に起因する堆積物中での重金属等の濃縮
- ③堆積物中に濃縮した重金属等の再移動

以上のことから、黄鉄鉱等の硫化鉱物を含む地層が存在する場合や、堆積物の供給源に鉱床、変質帯や温泉が分布する地域、あるいは工事の施工によって酸化環境にある地質体が再還元を受ける可能性がある場合などでは、注意深く調査を行う必要がある。

6.3 pH 緩衝液を用いた岩石の溶出試験法の検討

岩石等からの重金属等の溶出特性を把握するために、一般に、岩石を粒径 2mm 以下に粉碎し、土壤汚染対策法で定める溶出試験（環告 18 号試験）を準用して試験を行うことが多い。

岩石等からの重金属等の溶出には、温度、pH、酸化還元電位、溶液中の溶存種の濃度などが複雑に関わっているが、各種試験液を用いた溶出試験（液種以外は環告 18 号に準拠）を実施した結果から、試験開始前と終了後の試験液の pH は大きく変化し、重金属等の溶出量が pH に大きく依存していることがわかった¹⁴⁾。

そこで本研究では岩石等からの重金属等の溶出に関する pH 依存性を明らかにするため、過年度に実施した 3 種類の試験液のほかに、pH 緩衝液を用いた溶出試験を実施した。

6.3.1 各種試験液を用いた溶出試験

(1) 実験に用いた試料

実験に用いた試料を表-6.2 に示す。その内訳は鉱石が 5 種類、火山岩質の変質岩が 6 種類、および非変質の堆積岩および変成岩が 5 種類である。なお、試料 KS については還元状態の半固結堆積物であった。そこで採取後脱気封入を行い、開封後風乾させたもの(KS-1)と、開封後湿潤状態のままのもの(KS-2)を供試した。

(2) 試験方法

各種試験液（表-6.3）を用い、環告 18 号試験に準拠して溶出試験を行い、検液の各種成分の定量を行った。検液の作成方法は次のようである。

- 1) 粒径 2mm 以下の試料と試験液を重量体積比 10% の割合で混合し、その総量を 500ml 以上とした。
- 2) 混合液を常温常圧（おおよそ 20℃、1 気圧）で振とう機（振とう回数約 200 回/分、振とう幅 4～5cm）を用いて 6 時間連続振とうした。

3) 混合液を 10~30 分静置し、遠心分離 (約 3,000 回転/分、20 分) 後の上澄み液をメンブランフィルター (孔径 0.45µm) でろ過したものを検液とした。

表-6.2 実験に用いた試料

分類	略号	岩種	採取地
鉱石	TR	黒鉱	岩手県
	MG	スカルン	福島県
	GF2	ホルンフェルス	岐阜県
	SK2	石英質鉱脈	山梨県
	CH2	キースラーガー	愛媛県
変質岩	MT	火山礫凝灰岩	北海道
	SS	安山岩	北海道
	HK	火山礫凝灰岩	北海道
	YN	安山岩	福島県
	DM	火山礫凝灰岩	福島県
	SE	凝灰岩	静岡県
非変質岩	NK	泥岩	北海道
	SP	砂岩	北海道
	YB2	泥岩	北海道
	KS-1	砂質泥岩(風乾)	千葉県
	KS-2	砂質泥岩(湿潤)	千葉県
	TK	泥質片岩	三重県

表-6.3 各種試験液の成分

試験名称	試験液の成分
環告18号	pH6塩酸水溶液
H ₂ SO ₄	pH2硫酸水溶液
Ca(OH) ₂	pH12.4飽和水酸化Ca水溶液
pH3緩衝液	0.1Mクエン酸-0.1M硝酸
pH5緩衝液	0.1Mクエン酸-0.1Mクエン酸Na
pH7緩衝液	0.1M酢酸-0.1M酢酸アンモニウム
pH8.5緩衝液	0.1M炭酸Na-0.1M炭酸水素Na
pH10緩衝液	0.1M炭酸水素Na-0.1M水酸化Na

(3) 試験結果

1) 環告 18 号試験 (表-6.4)

重金属等 (表-6.4 のカドミウムからほう素まで) の溶出量を見ると、硫砒鉄鉱を含む鉱石である、MG および SK2 については特異に砒素の溶出量が多い。それ以外の元素については土壤環境基準の 10 倍以内であった。

pH について見ると、多くの試料では 7~10 程度であり、やや塩基性を示す。これは溶出初期に起きるアルカリイオンと水溶液中の水素イオンのイオン交換反応によるもの考えられる。

例外は MT および TK で、非常に低い値を示した。

半固結堆積物の KS についてみると、風乾試料の方が有害物質 (特に砒素、ふっ素) の溶出量が多い。この結果は、試料の保管状態によって溶出量が異なる試料が存在することを示している。

2) 緩衝能のない溶液を用いた溶出試験 (図-6.1)

緩衝能のない、pH の異なる 3 種類の溶液を用いた溶出試験 (H₂SO₄、環告 18 号、Ca(OH)₂ 試験) の結果を並べて見ると、いずれの元素もおおむね中性領域で溶出が小さくなる傾向がある。

カドミウムについては酸性領域での溶出が大きく、塩基性領域ではほとんど溶出しにくい。鉛については酸性領域、塩基性領域ともに溶出量が大きくなる。

砒素については、鉛と似た傾向を持つが、強塩基性領域では溶出が小さくなる。

3) 緩衝溶液を用いた溶出試験 (図-6.2)

いずれの元素も図-6.1 と同様の傾向が見られるが、図-6.1 に比べて酸性領域、塩基性領域ともに溶出量が著しく大きい結果となった。特に酸性領域においては

表-6.4 環告 18 号試験結果

試料名	pH		濃度													
	試験前	試験後	Cd	Pb	Cr ⁶⁺	As	T-Hg	Se	F	B	Cu	Zn	T-Fe	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	EC
	-	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m
TR	6.0	7.7	<0.001	0.14	<0.005	<0.005	<0.0005	0.006	<0.1	<0.1	<0.005	2.8	<0.01	100	230	53.3
MG	6.0	7.7	<0.001	0.005	<0.005	1.3	<0.0005	<0.005	3.8	<0.1	<0.005	0.025	0.02	16	33	13.5
GF2	6.0	9.4	<0.001	<0.005	<0.02	0.008	<0.0005				<0.01	<0.01		6.6	2.2	4.7
SK2	6.0	7.1	<0.001	0.012	<0.02	2.1	<0.0005				<0.01	0.02		30.3	63.2	17
CH2	6.0	8.0	0.002	<0.005	<0.005	<0.005	<0.0005	0.014	<0.1	<0.1	0.007	0.27	0.08	290	620	120
MT	6.0	2.7	0.002	0.015	<0.005	<0.001	<0.0005	0.049	0.3	<0.1	0.7	<0.1	158	444	2074	300
SS	6.0	9.0	<0.001	<0.005	<0.005	0.017	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	12.1	55	20.2
HK	6.0	9.3	<0.001	<0.005	<0.005	0.016	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2.2	<0.1	3	4.2
YN	6.0	9.8	<0.001	0.005	<0.005	0.005	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	0.02	118	335	65
DM	6.0	8.7	<0.001	0.002	<0.005	0.005	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	0.02	112	361	67
SE	6.0	7.7	<0.001	<0.005	<0.005	0.017	<0.0005	<0.005	0.1	<0.1	<0.01	<0.01	0.02	4.5	<6.3	5.7
NK	6.0	9.8	<0.001	0.003	<0.005	0.009	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	0.04	18.8	58	19
SP	6.0	10.1	<0.001	0.008	<0.005	0.084	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	1.5	1.7	1.5	9
YB2	6.0	9.6	<0.001	<0.005	<0.005	0.046	<0.0005	0.008	0.2	0.2	<0.003	<0.1	8.1	12.6	11	8.7
KS-1	6.0	6.9	<0.001	<0.005	<0.005	0.024	<0.0005	0.005	0.4	<0.1	0.01	<0.01	0.1	23	83	27
KS-2	6.0	6.5	<0.001	<0.005	<0.005	0.011	<0.0005	<0.005	0.1	<0.1	0.01	<0.01	0.21	11	39	22
TK	6.0	3.4	0.004	<0.005	<0.005	<0.005	<0.0005	<0.005	<0.1	<0.1	0.11	0.05	1.4	1.6	20	36

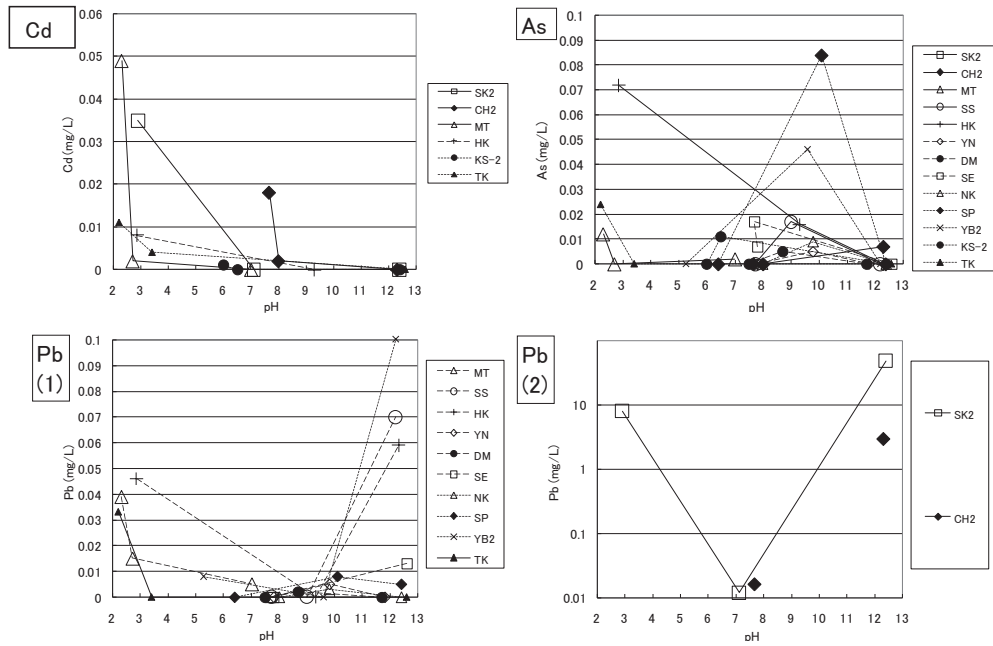


図-6.1 H₂SO₄、18号、Ca(OH)₂試験結果
(試験液の pH (横軸) は、試験終了時の値。)

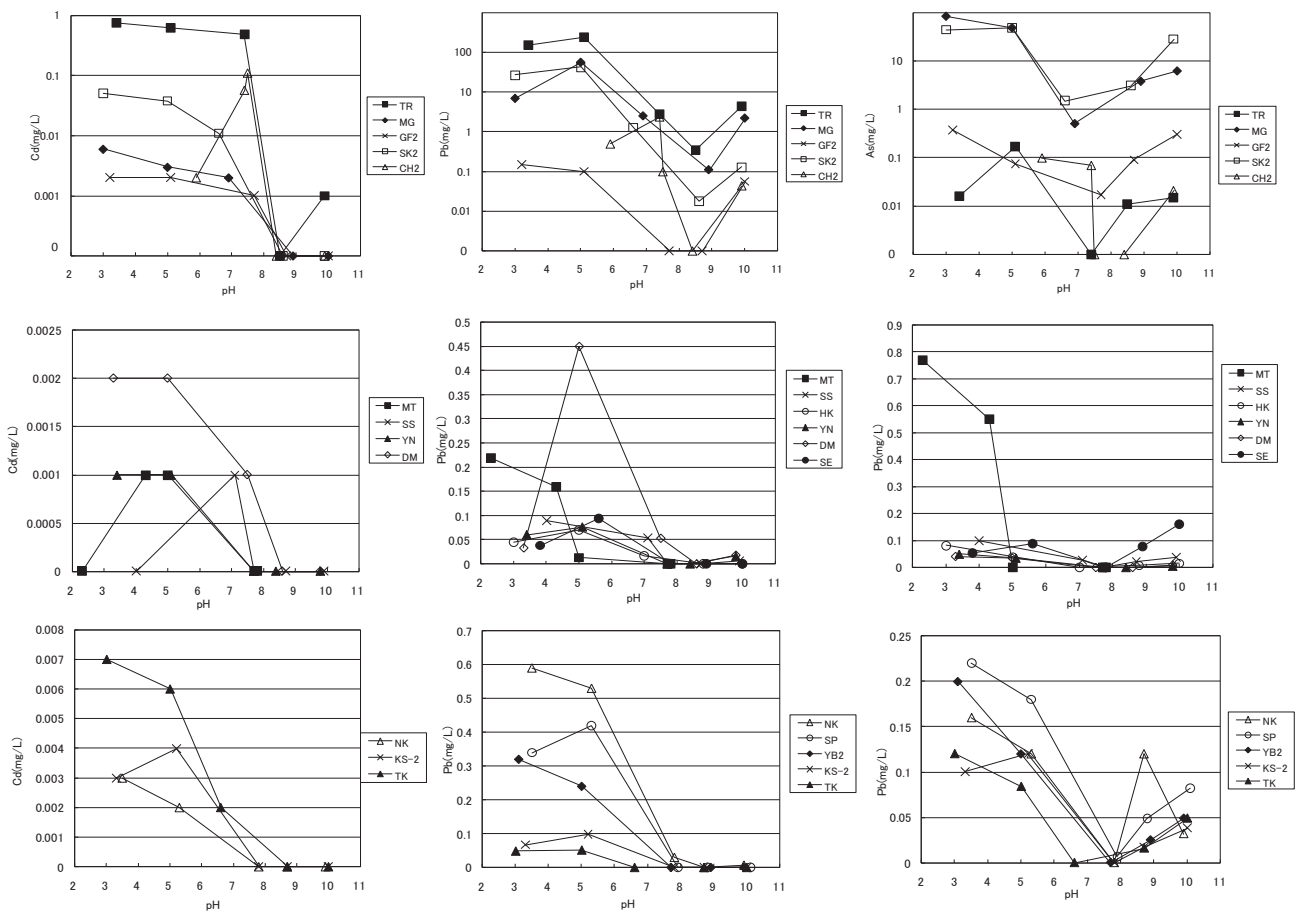


図-6.2 緩衝溶液を用いた溶出試験結果

(左列：Cd、中列：Pb、右列：As、上段：鉱石、中段：変質岩、下段：非変質岩。上段の溶出量は対数表示。
試験液の pH (横軸) は、試験終了時の値。)

pH5 緩衝液を用いたもの(図-6.2 の各試料における左から2番目のプロット)の溶出量が大きく、ものによっては pH3 緩衝液を用いたもの(図-6.2 の各試料における最も左のプロット)より大きな溶出量が見られる。

6.3.2 考察

緩衝液を用いた溶出試験で溶出量が大きくなった原因の一つに、緩衝能のない溶液を用いた場合、鉱物の溶解によって中和が起こり、時間とともに溶出が起こりにくくなっているものが、緩衝液によって酸性が維持されるために溶出が継続的に起こっている可能性がある。

しかしながら、塩基性領域では Ca(OH)₂ 溶液を用いた場合、試験終了時において多くの試料が高 pH を維持していたにもかかわらず、pH10 緩衝液の溶出量の方が大きいものも見られ、溶出量は単純に pH に依存しているわけではないようである。

酸性領域においては pH3 と pH5 でほぼ同じか、むしろ pH5 の緩衝液の方が大きな溶出量を示しているものがある。pH5 の緩衝液としてクエン酸-クエン酸 Na 緩衝液を用いたが、クエン酸は金属イオンと錯体を形成することが知られており¹⁵⁾、化学平衡論的に金属イオンが溶出しやすくなっている可能性がある。

また、溶融飛灰からの重金属等溶出実験の結果から、クエン酸が塩酸に比べて著しく重金属等を溶出する原因として、錯体形成よりもむしろ、クエン酸が触媒的に重金属の溶出を促進している可能性も指摘されている¹⁶⁾。

さらに、正長石、石英および水酸化アルミニウムの溶出実験からは、クエン酸とアルミニウムの間には何らかの強い相互作用があるために、クエン酸がシュウ酸や酢酸に比べて正長石をよりよく溶解させることが指摘されており¹⁷⁾、珪酸塩鉱物を多く含む試料を用いた本研究の試験結果においても、同様の解釈が成り立つ可能性がある。

以上のことから、重金属等の溶出量を評価する場合、緩衝液を用いると、緩衝能のない溶液を用いた場合に比べて著しく大きな溶出量を示す場合があることがわかった。緩衝液を使った溶出試験と緩衝能のない溶出試験は、pH によって単純に対比可能なものではなく、溶出反応の機構がかなり異なる可能性がある。

6.4 重金属等溶出試験法の検討

6.4.1 研究方法

岩石等からの重金属等の溶出特性を把握するために、一般に、短期溶出試験(岩石を粒径 2mm 以下に粉碎し、土壤汚染対策法で定める溶出試験(環告 18 号試験)を準用した試験)を行うことが多い。

岩石等からの重金属等の溶出には、温度、pH、酸化還元電位、溶液中の溶存種の濃度などが複雑に関わっている。従って短期溶出試験結果のみで岩石等からの重金属等の溶出特性を評価することは適切でない場合がある。

そこで本研究では、長期溶出試験(土研式雨水曝露試験、タンクリーチング試験)と、各種の促進溶出試験とを比較し、長期溶出特性の評価のための促進溶出試験を検討した。

6.4.2 試料および試験方法

同一試料を用いて各種の溶出試験を実施した。各試験の実施試料について表-6.5 に、主要な試験条件を表-6.6 に示す。

表-6.5 試料および試験項目一覧

試料名	岩種	試験	短期溶出	酸性溶出	強制酸化	タンクリーチング	雨水曝露
AN1	酸性変質安山岩溶岩		○	○	○	○	○
AN2	中性変質安山岩溶岩		○	○	○	○	○
TB1	酸性変質安山岩質凝灰角礫岩		○	○	○	○	○
TB2	酸性変質安山岩質凝灰角礫岩		○	○	○	○	○
WS	ワッケ質中粒砂岩		○	○	○	○	○
DR	粗粒玄武岩		○	○	○	○	-
MS	泥岩		○	○	○	○	-
WT	溶結凝灰岩		○	○	○	○	-
SL	粘板岩		○	○	○	○	○
HA	角閃石安山岩		○	-	○	○	-
LT2	火山礫凝灰岩		○	○	○	○	-
SK2	石英質鉱脈(磁鉄鉄鉱)含有		○	○	酸性化可能性*	○	○
CH2	キースラーガー		○	○	酸性化可能性*	○	-
GF3	泥岩(風化部)(黒色片岩)		○	○	酸性化可能性*	○	-
YN	安山岩		○	○	酸性化可能性*	○	○
DM	火山礫凝灰岩		○	○	酸性化可能性*	○	○
SE	凝灰岩		○	○	酸性化可能性*	-	○
TK	泥質片岩		○	○	酸性化可能性*	-	○
KS	砂質泥岩		○	○	酸性化可能性*	-	○
MB1	泥岩	○(Cd除く)	-	-	-	-	○
MB2	泥質細粒砂岩	○(Cd除く)	-	-	-	-	○
MB3	泥岩	○(Cd除く)	-	-	-	-	○
MB4	凝灰岩	○(Cd除く)	-	-	-	-	○
MB5	泥質砂岩	○(Cd除く)	-	-	-	-	○

*酸性化可能性試験を実施

表-6.6 溶出試験等の条件

試験区分	試験名称	溶出条件	試料の最大粒径
促進溶出	短期溶出試験	固液比 1:10, 6時間振とう HCl 水溶液(pH5.8-6.3)	<2mm
	酸性溶出試験	固液比 1:10, 6時間振とう H ₂ SO ₄ 水溶液(pH2)	<2mm
	強制酸化試験	固液比 1:10, 30% H ₂ O ₂ 溶液 反応が収束するまで静置	<2mm
長期溶出	タンクリーチング試験	固液比 1:10, 室内で静置 蒸留水(約 200 日間継続)	<40mm
	土研式雨水曝露試験	野外で試料を通過した雨水 を 28 日間貯留(308 日間継続)	40~10mm
pH	酸性化可能性試験	固液比 1:10, 30% H ₂ O ₂ 溶液	<2mm

試験には国内各地で採取した岩石 24 試料を用いた。これらの原岩をハンマーで粗粉碎し、ジョークラッシャーおよびステンレス製の鉄鉢で試験に適する粒径となるよう粉碎した。

各種溶出試験においては、検液のカドミウム、鉛、ひ素濃度および pH を測定した。

①促進溶出試験

長期溶出試験との比較を行う目的で、3種類の試験を実施した。

1) 短期溶出試験

試料調製方法を除き、土壌汚染対策法で定める溶出試験（環告 18 号試験）に準拠した試験である。

2) 酸性溶出試験

試料が酸性化した場合の溶出を想定した試験である。試料調製方法および、pH を 2 に調整した硫酸水溶液を溶媒に用いるほかは、環告 18 号試験に準じた。

3) 強制酸化試験²⁾

硫化鉱物が酸化することによる、重金属等の溶出を想定した試験である。30%過酸化水素水を用いて硫化鉱物を強制的に酸化させ、検液の重金属等の濃度を測定するものである。

②長期溶出試験

実現象に近い状況を再現する試験方法として、大粒径の試料を用いた長期溶出試験を2種類実施した。

1) タンクリーチング試験

滞留時間の長い土中水中での溶出を想定した試験である。「セメントおよびセメント系固化材を使用した改良土を対象とした六価クロム溶出試験（案）」に準拠した方法で、一定期間経過ごとに採水分析する。

2) 土研式雨水曝露試験¹⁾

土研式雨水曝露試験は、試料をワグネルポットに詰めて屋外にて曝露し、試料を通過した雨水を採水瓶に貯留し、28日毎に採水分析する（図-6.3）。

③酸性化可能性試験

酸性硫酸塩土の判定に用いられる試験方法であり、「過酸化水素水を用いる pH 試験」²⁾に準拠する。本試験の結果、検液の pH が 3.5 以下を「長期的に酸性化する試料」（酸性硫酸塩土）と判定する。なお本報告では、強制酸化試験の検液の pH 測定結果も本試験の結果とみなして整理した。

6.4.3 試験結果と考察

1) 促進溶出試験と長期溶出試験の結果の相互比較

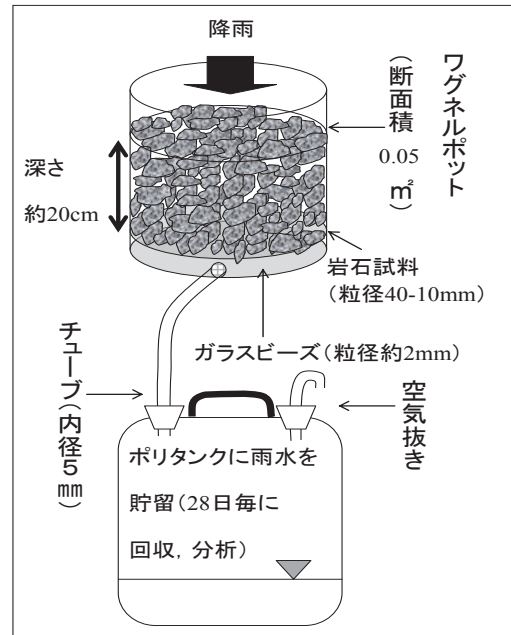


図-6.3 土研式雨水曝露試験の概要

岩石からの重金属等の長期溶出特性を把握する試験として土研式雨水曝露試験とタンクリーチング試験を取り上げ、これらと促進溶出試験結果の比較により、長期溶出を適正に把握する方法を検討した。

図-6.4~6.7 に各種溶出試験結果の比較例を示す。図中の直線より上位にプロットされるものは長期溶出試験結果より促進溶出試験結果の方が大きな値を持つものであり、促進溶出試験が長期溶出試験で示される溶出特性を安全側に評価していると考えられる。

カドミウムについては強制酸化試験が、タンクリーチング試験で示される長期溶出特性をおおむね安全側に評価できる（図-6.4）。

鉛については酸性溶出試験が、タンクリーチング試験で示される長期溶出特性を安全側に評価できる。ただし一部の試料については過大に安全側に評価してしまう（図-6.5）。

ひ素については短期溶出試験が、長期溶出特性を概ね安全側に評価するものの、一部の試料について危険側に評価してしまう（図-6.6、図-6.7）。短期溶出試験で危険側に評価してしまう試料（AN1, AN2, TB1, TB2, LT2, GF3, TK）はすべて、短期溶出試験および長期溶出試験の検液の pH が 5.8 を下回るものであった。このことから、短期溶出試験と検液の pH を組み合わせることで、ひ素の長期溶出特性の評価ができる可能性がある。

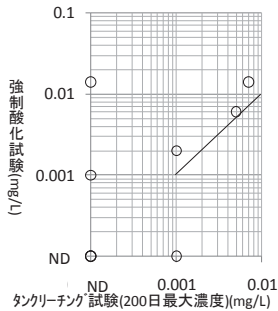


図-6.4 強制酸化試験とタンクリーチング試験の結果 (カドミウム)

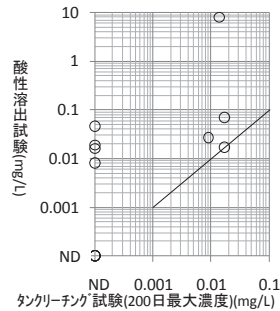


図-6.5 酸性溶出試験とタンクリーチング試験の結果 (鉛)

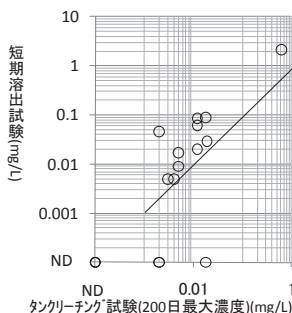


図-6.6 短期溶出試験とタンクリーチング試験の結果 (ひ素)

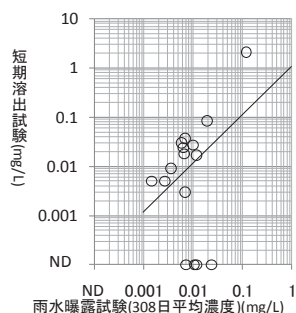


図-6.7 短期溶出試験と土研式雨水曝露試験の結果 (ひ素)

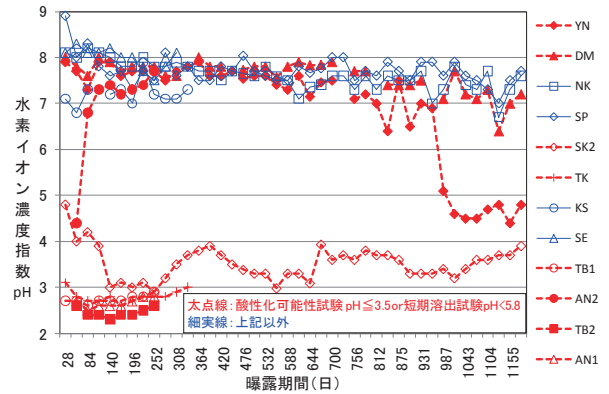


図-6.8 土研式雨水曝露試験の検液のpH変化

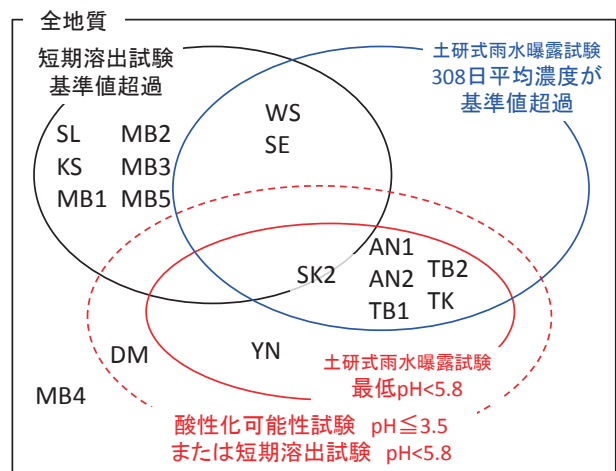


図-6.9 長期溶出試験と各種促進溶出試験結果の関係(1) 土研式雨水曝露試験

その他の組み合わせについては、促進溶出試験はすべて長期溶出を危険側に評価してしまう。以上より、単一の促進溶出試験により長期溶出を評価することは困難であることが分かった。そのため、長期溶出特性の評価は、岩石・鉱物学的特性や複数の試験結果などから総合的に評価する必要がある。

2) 長期的な酸性化に関する評価

図-6.8に土研式雨水曝露試験の検液のpH変化を示す。長期溶出試験の検液のpHが5.8(水質汚濁防止法に定める一般排水基準の最低値)を下回るものを酸性化と定義すると、それらはすべて、酸性化可能性試験の結果が3.5以下もしくは、短期溶出試験の検液のpHが5.8以下である。

以上のことから、酸性化可能性試験の検液のpHが3.5以下もしくは、短期溶出試験の検液のpHが5.8以下のものを、地質試料の長期的な酸性化の可能性のあるものとして評価できる。

3) 各種試験を組み合わせた長期溶出特性評価方法

短期溶出試験および長期溶出試験の結果、いずれか

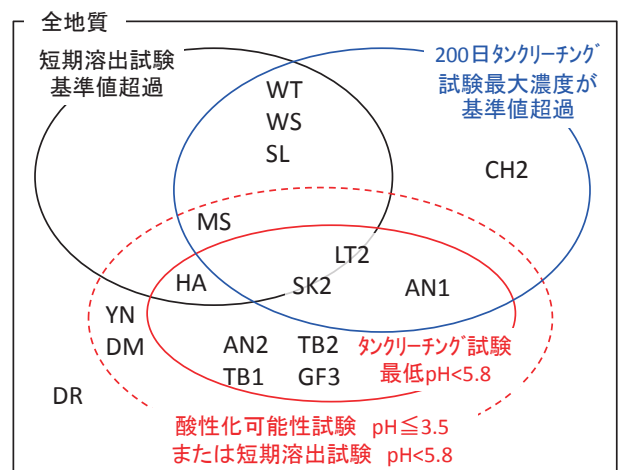


図-6.10 長期溶出試験と各種促進溶出試験結果の関係(2) タンクリーチング試験

の元素で土壤溶出量基準を超過したか、酸性化可能性試験の結果pH≤3.5か、短期溶出試験および長期溶出試験の検液がpH<5.8かどうかにより各試料を整理し、ベン図に表した(図-6.9, 6.10)。

表-6.7 実験に用いた掘削ずりの溶出試験結果

項目・単位	pH	EC	Cd	Pb	As	Se	F	B	Fe	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻
試料	-	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
表層	7.0	29.2	<0.005	<0.005	0.009	<0.005	0.82	<0.1	<0.005	58	151
深度 80cm	7.0	26.3	<0.005	<0.005	0.043	<0.005	<0.08	<0.1	<0.005	32	1.5

その結果、短期溶出試験の重金属等の濃度、検液の pH、および酸性化可能性試験によって、長期溶出特性を概ね評価することができることが分かった。ただし、図-6.7において短期溶出試験が基準値超過するものの、土研式雨水曝露試験で基準値を満足する試料が6試料も存在する。これらはすべて泥質岩であり、泥質岩に関する評価方法は別途検討の余地がある。

6.5 対策方法に関する検討

建設工事で発生する掘削ずりに含まれる自然由来重金属等について、人の健康への影響がないようにするための対策を行う場合がある。重金属等が溶出する可能性のある掘削ずりを盛土構造物に利用する場合、遮水シートを用いた遮水工法、吸着層工法、不溶化工法などの化学的処理工法を行うことが多いが、盛土の安定性、資材の耐久性、工法の性能評価方法、費用など様々な課題がある。

本研究では、通常の盛土施工による自然由来重金属等の溶出抑制効果を把握する目的で、4種類の異なる仕様の試験盛土を築造して浸出水等の観測を行い、重金属等の溶出特性の相互比較を行った結果を述べる。

6.5.1 実験の概要

(1) 実験に用いた掘削ずり

第四紀中期、上総層群笠森層の海成泥岩を用いた。この泥岩は、地山掘削後、屋外に数ヶ月間仮置きされていたものを再掘削して試験盛土に利用したものであり、土砂化している部分が多い状態であった。仮置き場の表層および深度 80cm で採取した掘削ずりを粉砕し、粒径を 2mm 以下に調製した試料を用いた溶出試験（環境省告示第 18 号、平成 15 年 2 月 4 日に準拠）の結果を表-6.7 に示す。ひ素(As)、ふっ素(F)の溶出量が比較的高い。

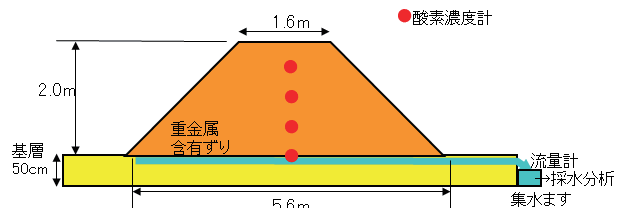
(2) 試験盛土の仕様

締固めの有無、覆土の有無による盛土内環境および浸出水の水量、水質の違いを把握するため、表-6.8 に示す 4 種類の仕様の盛土を築造した。締固めは、

表-6.8 試験盛土の仕様

名称	高さ×幅×奥行	覆土	締固め
No.1	2.0×5.6×5.6m	なし	なし
No.2	2.0×5.6×5.6m	なし	あり
No.3	2.5×7.0×7.0m	砂質土 50cm 厚	あり
No.4	2.5×7.0×7.0m	ローム 50cm 厚	あり

覆土なし(No.1, No.2)



覆土あり(No.3, No.4)

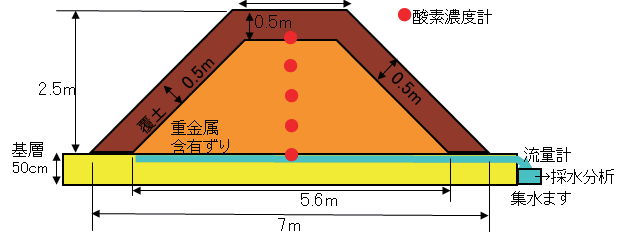


図-6.11 試験盛土の構造図

30cm 厚ごとにタンパで行った。

また、各盛土の底面にはドレーン材（前田工織製、エンドレンマットリブ型）、さらにその下に遮水用のシートを敷き、1箇所集水した。盛土の構造図を図-6.11 に示す。

なお、盛土は築造当初（平成 21 年 4 月）は無植生としたが、平成 21 年 6 月にはのり面の崩壊防止を目的に芝貼りを行った。1年目は植生の伐採は行わなかった。また、2年目は夏場に 1 回伐採を行った。

6.5.2 観測項目とその方法

各盛土には深度 50cm ごとに、酸素濃度計（日本環境計測製 MIJ-03）を埋設し、盛土内環境をモニタリングした。また、各盛土の浸出水量を、転倒ます形雨量計を改造した流量計で計測した。さらに、降雨と各盛土からの浸出水量との関係を把握する目的で、転倒ます形雨量計にて雨量の観測を行った。なお、観測は 10 分間隔で行った。

ほぼ 1 ヶ月間雨が降らなかった直後の浸出水を採水

した（平成21年10月8～9日、平成22年9月6～8日）。採水は自動採水器により1時間おきに行い、ひ素(As)、ふっ素(F)、水素イオン濃度指数(pH)、電気伝導率(EC)を測定した。

6.5.3 実験結果および考察

(1) 降雨と盛土浸出水量との関係

盛土からの浸出水量のモニタリング（図-6.12）は盛土築造より5ヶ月後の平成21年12月より開始した。観測開始より平成22年9月までの期間（12ヶ月）について、各盛土の流出率を表-6.9に示す。その結果、覆土をしなかったNo.1が15.6%以上（大雨時に欠測があったため）、No.2が28.6%、覆土をしたNo.3が1.7%、No.4が7.6%と、覆土が浸透量を大幅に減少させる効果があることを確認した。また、植生繁茂期（4～10月）と無植生期（11月～3月）の流出率を比較すると、どの盛土も植生繁茂期に流出率が低下した。特に覆土なしの場合にその差が大きい。

また、降雨と流出との関係をみると、締固めなし（No.1）、締固めあり（No.2）、締固め+砂質土覆土（No.3）、締固め+ローム覆土（No.4）の順で降雨に対する反応が悪くなり、浸出水のピーク流量、総量とも小さくなった。

(2) 酸素濃度の変化

酸素濃度のモニタリングは盛土築造より半年後の平成21年10月より開始した。盛土中の酸素濃度の観測例（各盛土の最下層の測定結果）を図-6.13に示す。盛土構造の違いや深度によらずよく似た傾向を示した。酸素濃度の変動範囲は21～15%がほとんどであり、酸化的な環境が維持されているものと考えられる。

(3) 盛土構造と重金属等溶出量との関係

盛土浸出水の化学分析結果（表-6.10）は、覆土したもの（No.3,4）が覆土しないもの（No.1,2）に比べてpH,ECの値や,As,Fの濃度がいずれもやや小さい。その原因については現在のところ不明であるが、覆土が何らかの溶出抑制対策となっている可能性があると考えられる。

6.5.4 まとめ

4種の盛土の観測結果を比較した結果、以下のことが明らかになった。

- 1) 盛土の浸出水量は覆土の有無、植生の有無に大きく左右される。
- 2) 盛土内の酸素濃度はいずれも21～15%を示し、盛土構造による違いは小さかった。

3) 浸出水中の重金属等濃度は、覆土をしない場合に比べて覆土をした場合が低く、覆土が重金属等の溶出対策の効果を持つ可能性が示唆された。ただし、そのメカニズムは現在のところ不明であり、今後の検討が必要である。

4) 1), 3) から、締固めと覆土によって、盛土から環境への重金属等の負荷量を低減できる可能性がある。

6.6 「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」¹⁸⁾の作成

これまでの研究成果の一部を、土木研究所が主要な構成メンバーとして執筆・とりまとめを行った、「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」¹⁸⁾に反映させた。以下にその骨子を示す。

1) 調査の基本的考え方

地質体に含まれる自然由来の重金属等は、地質体の成因に起因して偏在する。特に特定の元素が高濃度で含まれる地質体は、鉱山の採掘対象となっている。

公共工事における自然由来の重金属等を含む建設発生土の調査に当たっては、対象となる区域が広大であり、土壤汚染対策法の調査方法を適用しようとした場合、非常に効率が悪い。

自然由来の重金属等の存在の特徴を踏まえ、事業の初期段階において概査を行い、事業の進捗に合わせて問題となる地質および対象元素を絞り込んで精査を実施することとした。調査範囲や対象元素の絞り込みの原理は、類似の地質は類似の重金属等含有・溶出特性を持つという考え方に依っている。

事業段階毎に行うべき主な調査内容を下記に示す。

- ① 施工前の初期段階（概査）
 - ・資料等調査、地質調査、試料分析および水文調査（バックグラウンドの把握）による、重金属等が自然由来であることの確認
 - ・資料等調査、地質調査および試料分析による、地質分布と重金属等の濃度の把握、問題となる地質の絞り込み
 - ・要対策量の概略推定など、設計・施工計画のための基礎的な情報取得と計画への反映
- ② 施工前の後期段階（精査）
 - ・問題となる地質を中心とした地質調査、試料分析による、問題となる元素に関する地質分布や重金属等の濃度の把握

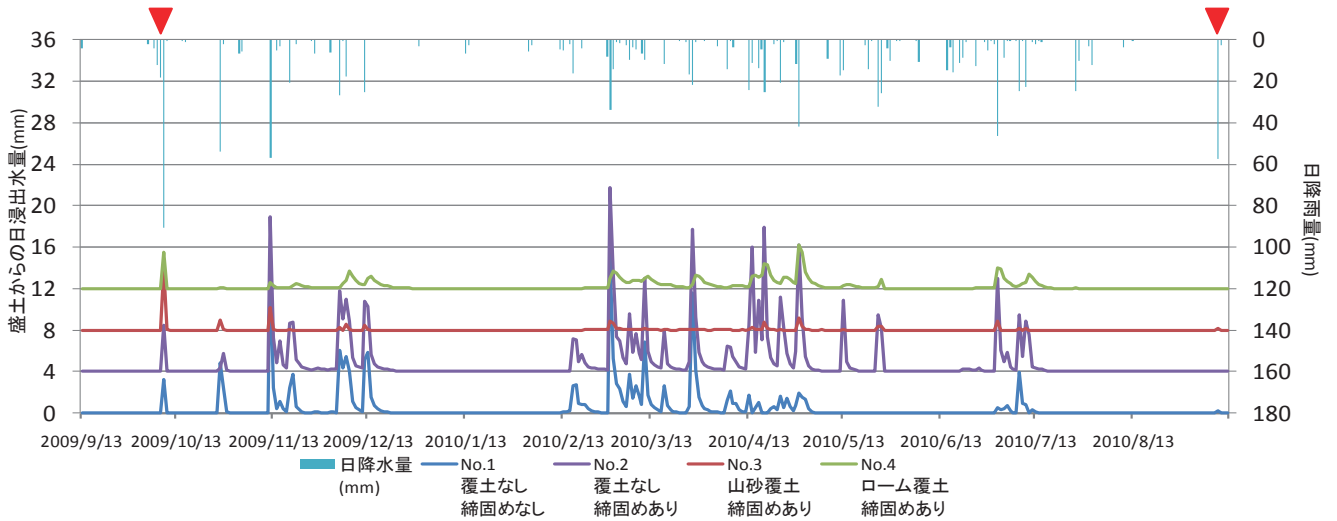


図-6.12 盛土からの浸出水量と降雨量との関係

▼は盛土浸出水の化学分析実施日

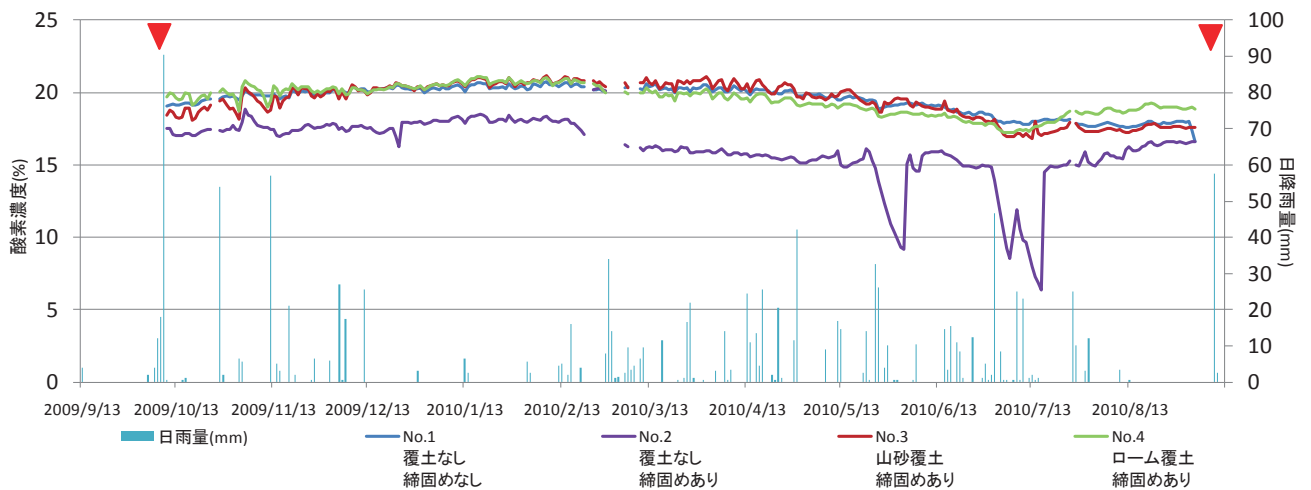


図-6.13 盛土内の酸素濃度と降雨量との関係

No. 1, 2 は深度 2.0m, No. 3, 4 は深度 2.5m のデータ。▼は盛土浸出水の化学分析実施日

表-6.9 盛土からの季節別流出率

	流出率				降水量
	No.1 覆土なし 締固めなし	No.2 覆土なし 締固めあり	No.3 山砂覆土 締固めあり	No.4 ローム覆土 締固めあり	
通年(2009.9-2010.9)	15.6%以上	28.6%	1.7%	7.6%	1189.0mm
植生繁茂期(4-10月)	5.1%	18.9%	1.6%	6.4%	806.5mm
無植生期(11-3月)	37.9%	49.1%	2.0%	10.1%	382.5mm

表-6.10 盛土からの浸出水の化学分析

	No.1 覆土なし、締固めなし		No.2 覆土なし、締固めあり		No.3 山砂覆土、締固めあり		No.4 ローム覆土、締固めあり	
	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18
採水日	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18	H21.10.8-9	H22.9.16-18
試料数	19	18	30	14	25	16	28	15
pH	7.6-7.8	7.0-8.3	7.4-8.0	7.2-8.2	6.3-7.5	6.5-7.6	7.3-7.7	6.5-7.8
EC(mS/m)	250-320	27-230	130-300	120-240	16-110	44-130	200-260	14-270
As(mg/L)(最大値)	0.008	0.006	0.011	0.006	<0.005	0.002	<0.005	0.004
F(mg/L)(最大値)	1.9	2	1.9	1.9	0.85	1.1	1.5	1.9

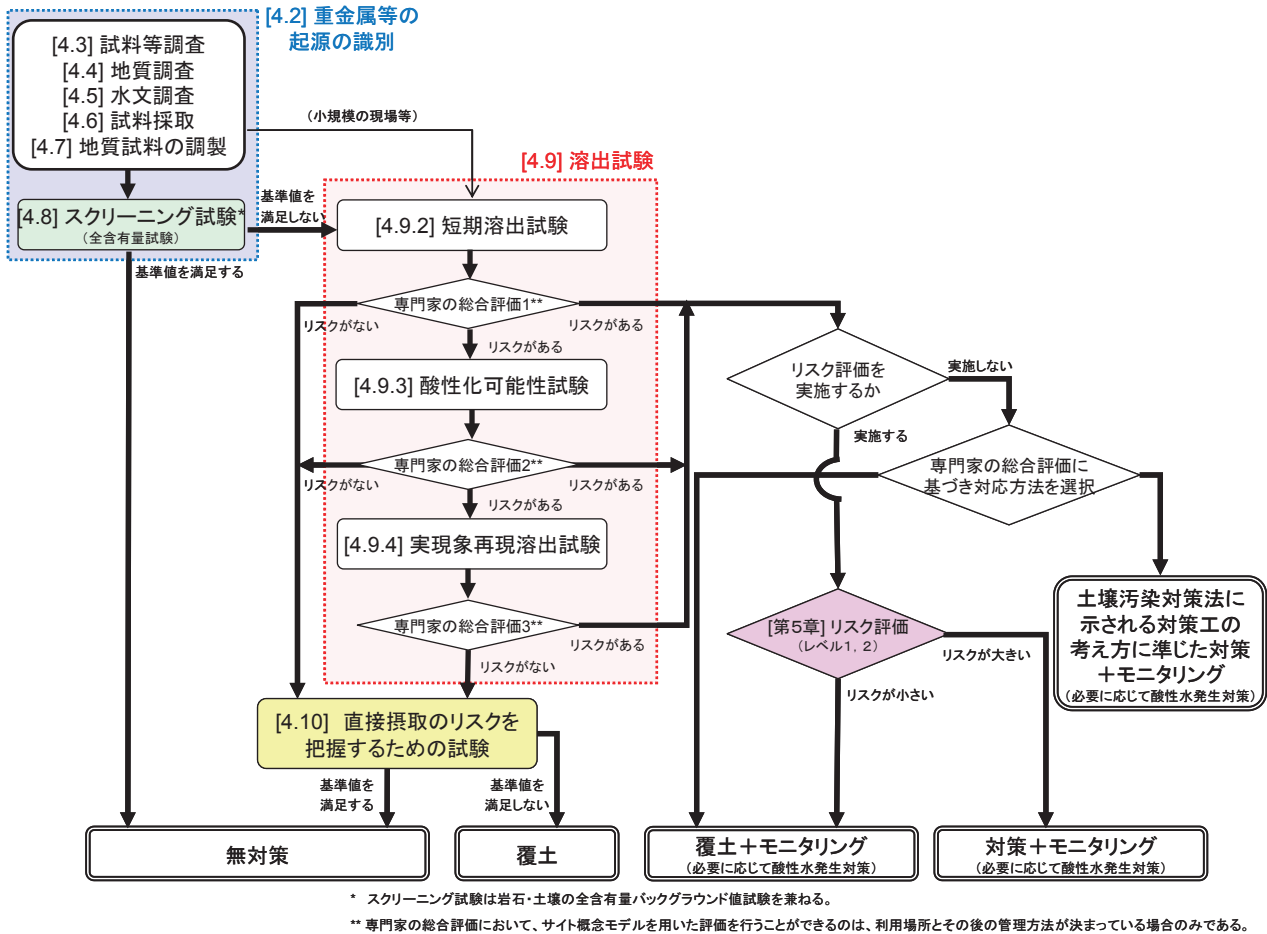


図-6.14 マニュアル（暫定版）の試験・評価フロー¹⁸⁾

- ・ 水文調査による、バックグラウンドの把握の継続 (=モニタリング)
 - ・ 要対策土量の詳細推定など、設計・施工計画のための基礎的な情報取得と計画への反映
 - ・ 必要に応じて施工中の迅速判定手法の検討
- ③ 施工中の段階
- ・ 建設発生土の現場判定（必要に応じて迅速判定の実施）
 - ・ 工事影響および施工した施設のモニタリング

2) 試験方法

I 土の直接摂取による曝露リスク評価のための試験

直接摂取のリスクを把握するための試験（岩石の粉碎試料を用い、試料調製方法以外の手順を環境省告示第19号（平成15年3月6日）に従って行う溶出試験）による。

ただし、後述のスクリーニング試験（全含有量試験）の結果は、原理的に本試験の結果を上回る値を示すので、全含有量試験の結果をもって本試験の結

果に代えることが可能であるとした。

II 地下水飲用による曝露リスク評価のための試験

建設発生土の対策の要否を判定するためには、現場で建設発生土がさらされる環境条件をできるだけ忠実に模した試験（実現象再現溶出試験）を実施し、保全対象での地下水濃度を適切に推定することが理想である。

実現象再現溶出試験は定まった方法はなく、実施に当たっては、現場毎に、現場条件を反映した適切な実験条件の設定や実験方法の検討を行う必要がある。ただし、これらの検討や試験の実施に時間や費用がかかることから、すべての場合において実現象再現溶出試験を実施することは現実的でない。その場合には、次の試験を実施することとした。

- ① スクリーニング試験（全含有量試験；環水管127号試験、蛍光X線分析法もしくは湿式分析法）
- ② 短期溶出試験
- ③ 酸性化可能性試験

3) 評価

調査および試験の結果を踏まえ、自然由来の重金属等を含む建設発生土の評価を次のように行うこととした。試験・評価フローを図-6.14 に示す。

I 土の直接摂取によるリスクの評価

土壌汚染対策法の評価方法に準じ、直接摂取のリスクを把握するための試験の結果が土壌含有量基準の基準値以下であるものを、問題がないものとして扱う。

II 地下水飲用によるリスクの評価

地下水飲用によるリスクの評価に当たっては、発生源評価、およびそれを踏まえたサイト概念モデルを用いた評価を行う。

発生源評価の方法として次の①～④の試験の結果を基準値と比較することによることを基本とする。

ただし、対象地域と同じ地質または類似地質に関するより詳細な溶出試験の結果（たとえば、実現象再現溶出試験の結果、溶出量の経時変化など）、当該重金属等の全含有量、地質試料の鉱物組成、試験結果のばらつきや基準値の超過の程度等を考慮し、地下水飲用によるリスクを定性的に評価（専門家の総合評価）する。その上で必要に応じて試験の種類を追加し、再度評価を行う。

① スクリーニング試験

- ・溶出源評価としては、全含有量が岩石の平均的な含有量以下のものを、問題がないものとして扱う。

② 短期溶出試験

- ・溶出源評価としては、試験結果が土壌溶出量基準の基準値以下であるものを、問題がないものとして扱う。

③ 酸性化可能性試験

- ・試験結果が $\text{pH}>3.5$ であるものについては、長期的な酸性化の可能性がないものとして扱う。
- ・溶出源評価としては、長期的に酸性化しないものを、長期的な重金属等の溶出に関する問題がないものとして扱う。

④ 実現象再現溶出試験

- ・溶出源評価としては、試験結果が土壌溶出量基準の基準値以下であるものを、問題がないものとして扱う。

6.7 まとめ

1) 重金属等の溶出可能性の高い地質体の調査手法に

関して、堆積岩地域における重金属等の溶出に関して情報を収集した結果、様々な年代の海成層のみならず陸成層においても溶出事例が見られ、堆積岩・堆積物からの重金属等の溶出については、現時点においては幅広く注意を払う必要があることがわかった。

- 2) 各種岩石についての様々な溶出試験結果に基づき、重金属等の長期溶出特性評価のための促進溶出試験方法を検討した。その結果、短期溶出試験と酸性化可能性試験の組み合わせにより、泥質岩を除いて概ね重金属等の長期溶出特性が評価できることが判った。
- 3) 実験用盛土の内部環境および浸出水のモニタリングを実施し、盛土の締固めの有無や覆土条件の違いによる重金属等の溶出特性の違いを把握した。その結果、締固め、覆土と植被によって、盛土から環境への重金属等の負荷量を低減できる可能性がある。
- 4) 研究成果の一部を、国土交通省が公表した「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」¹⁸⁾に反映させた。

参考文献

- 1) 丸茂克美、氏家亨、江橋俊臣：日本各地の土壌中の重金属含有量と鉛同位体組成、資源地質、第53巻、第2号、pp.125-146、2003年
- 2) 国土交通省都市・地域整備局大都市圏整備課大深度地下利用企画室：平成18年度大深度地下利用における地層の化学反応に関する検討調査報告書、2007年3月
- 3) 丸茂克美、根本尚大、氏家亨、江橋俊臣、小野木有佳、山田亮一、吉田武義：土壌・地質汚染評価基本図～5万分の1仙台地域～、数値地質図E-2、産業技術総合研究所地質調査総合センター、CD-ROM、2006年
- 4) 阿賀川河川事務所、郡山国道事務所：第1回阿賀川掘削土対策検討委員会 配付資料-2、阿賀川掘削土対策検討委員会、2006年8月
- 5) 鈴木喜計、かずさ砒素研究会：自然地質からの砒素の溶出—房総丘陵における上総層群・下総層群を例として—、砒素をめぐる環境問題 自然地質・人工地質の有害性と無害性、東海大学出版会、pp.47-62、1998年2月
- 6) 丸茂克美、竹内美緒、江橋俊臣、楡井久：土壌・地質汚染評価基本図～5万分の1姉崎～、数値地質図E-1、産業技術総合研究所地質調査総合センター、CD-ROM、2003年
- 7) 藤井研介、石田道彦、掛田浩司、山田信行：自然的原因

- による有害物質を含むトンネル掘削ブリの土捨場管理について、ジオシンセティックス技術情報、第21巻、第3号、pp.12-17、2005年11月
- 8) 市原優子：大阪層群の泥質堆積物中の有機物と硫黄、大阪層群、pp.273-282、1993年6月
- 9) 久馬一剛、村上英行、加村崇雄、川崎弘：酸性硫酸塩土壌をめぐる、アーバンクボタ、第25号、pp.42-56、1986年3月
- 10) 独立行政法人土木研究所、応用地質(株)、大成建設(株)、三信建設工業、住鉱コンサルタント(株)、日本工営(株)：岩石に由来する環境汚染に関する共同研究報告書 建設工事における自然由来の重金属汚染対応マニュアル(暫定版)、共同研究報告書第358号、独立行政法人土木研究所、91p.、2007年3月
- 11) 金子恵美子：仙台市における地下水中のヒ素濃度、地球化学、第13巻、pp.1-6、1979年
- 12) 島田允堯：砒素含有地下水の地質環境—福岡県南地域を例にして—、砒素をめぐる環境問題 自然地質・人工地質の有害性と無害性、東海大学出版会、pp.95-116、1998年2月
- 13) 土屋範芳、狩野真吾、小川泰正、山田亮一：地圏における重金属類の分布と岩石からの移行プロセスにおける化学形態に関する基礎的な研究、地学雑誌、第116巻、第6号、pp.864-876、2007年
- 14) 品川俊介、田本修一、佐々木靖人、伊東佳彦、岩石由来の環境汚染対策研究グループ：重金属含有岩石の各種溶出試験の相互比較、平成19年度研究発表会講演論文集、日本応用地質学会、pp.241-242、2007年10月
- 15) 久保亮五、長倉三郎、井口洋夫、江沢洋(編)：岩波理化学事典 第4版、岩波書店、pp.335-336、1987年10月
- 16) 齋藤千愛、岡田浩樹、Monica Joy Titus、吉岡敏明、溝口忠昭：有機酸を用いた都市ごみガス化溶融飛灰からの重金属浸出、廃棄物学会論文誌、第18巻、第3号、pp.157-166、2007年
- 17) Blake, R.E. and Walter, L.M.: Effects of organic acids on the dissolution of orthoclase at 80°C and pH 6、Chemical Geology、第132巻、pp.91-102、1996年
- 18) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会：建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)、国土交通省ホームページ、90p.、2010年3月

7. 北海道に特徴的な自然由来重金属汚染の対策技術の開発

7.1 はじめに

平成 22 年 4 月に土壤汚染対策法の一部を改正する法律が施行された。従来法では対象外とされていた「自然的原因により有害物質が含まれる土壌」について、改正法では対象になるとされている。建設工事において遭遇する重金属は、平成 22 年 3 月に公開された「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)」¹⁾に準拠して評価・対策が実施されてきた。平成 22 年 4 月からの改正法の施行とともに自然的原因による重金属汚染の合理的な評価・対策法の開発がますます求められている。

本研究では、北海道に特徴的な自然由来重金属汚染について、汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案、汚染リスクの簡易判定手法の開発、及び、対策・処理方法の提案の 3 つの項目の研究を実施した。

7.2 汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案

汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案では、北海道内における汚染リスクの分布状況を詳細に把握し建設工事实施の際の基礎資料とするため、北海道における重金属 GIS マップの作成を行った。

7.2.1 北海道における重金属 GIS マップの作成

(1) マップの作成方法

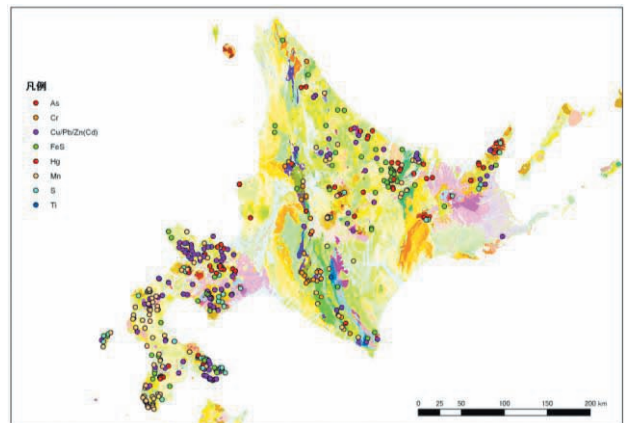
マップは、つくば中央研究所が平成 16 年度に構築したデータベースを基礎に既存資料^{2), 3), 4), 5)}のデータを加え、GIS ソフトウェア上で(独)産業技術総合研究所発刊の 1/20 万のシームレス地質図(許諾番号: 第 63500-A-20060601-001 号)と重ね合わせて、とりまとめた。

(2) マップの概要と重金属含有地質

北海道における重金属 GIS マップを図-7.1 に示す。つくば中央研究所が作成したデータベースの 149 箇所に 518 箇所を追加し、合計 667 箇所となっている。

鉱床と母岩の地質との対応を見るため母岩の地質と鉱床タイプと対比した。地質区分名と記号を表-7.1 に示す。区分方法は、(独)産業技術総合研究所提案の全国统一凡例⁶⁾を用いた。鉱床区分毎に該当した地質区分の割合の例を図-7.2 に示す。北海道で特に問題と

なっているヒ素は、新第三紀及び第四紀の火山岩類で 76%を占めていた。



許諾番号: 第 63500 - A - 20060601 - 001 号

図-7.1 北海道における重金属 GIS マップ

表-7.1 地質区分と記号

記号	大区名
Qs	第四紀堆積岩類
Ns	新第三紀堆積岩類
Ps	古第三紀堆積岩類
Ms	中生代以前の堆積岩類
Qv	第四紀火山岩類
Nv	新第三紀火山岩類
Pv	古第三紀火山岩類
Mv	中生代以前の火山岩類
as	付加体堆積岩類
am	付加体苦鉄質
pl	深成岩類
me	変成岩類

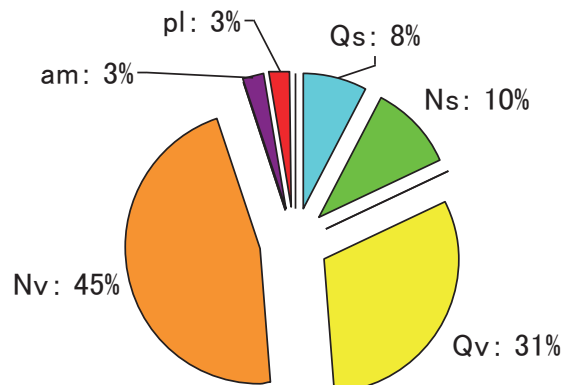


図-7.2 鉱床区分(ヒ素)

7.3 汚染リスクの簡易判定手法の開発

汚染リスクの簡易判定手法の開発では、試料の最大粒径や粒径分布等が重金属の溶出量に与える影響を検討するため最大粒径を変えた溶出試験、酸性化する試

料の溶出試験を行い、長期汚染リスクを考慮した重金属溶出量評価フローの検討を行った。また、ボーリングコア観察における目視判定による汚染リスクの簡易判定手法の検討、及び盛土内環境を再現する還元環境溶出試験の検討を行った。

7.3.1 粒径分布に応じた重金属溶出量評価法の検討

(1) 検討方法

1) 試料

分析試料の最大粒径や粒径分布等が重金属の溶出量に与える影響を確認するため、同一試料を対象に粒度試験、および最大粒径を変えた溶出試験を実施した。また、鉱物組成や重金属含有量との関係を検討するため偏光顕微鏡観察および含有量試験を実施した。試験に供したのは、北海道内におけるトンネル及び切土現場で発生した新鮮な岩石 10 試料である。試料の概要を表-7.2 に示す。7 試料が火山岩・火砕岩類で、3 試料は堆積岩類である。粒径調整には 2mm、10mm、37.5mm ふるいを用い、各ふるい通過分を試験に供した。含有量試験は日本工業規格に準じて T-S、昭和 46 年環境庁告示第 59 号の底質調査方法に準じて As、Pb、Se、Cd、T-Hg、T-Cr 及び Fe の分析を行った。

表-7.2 粒径分布に応じた重金属溶出量評価に用いた試料

記号	岩種	備考
LT1	火山礫凝灰岩①	灰白色の基質に径 1cm 以下の変質した角礫が散在。岩片の多くは灰白色だが一部褐色、黒色を呈する。
LT2	火山礫凝灰岩②	暗灰色に強変質しており、灰白色の微細鉱物（明礬石等）と微細な黄鉄鉱を多量に生ずる。
LT3	火山礫凝灰岩③	帯緑灰色、灰白色、褐色などに変質した大小の火山岩片を含む。基質は褐色。
AT	酸性凝灰岩	帯緑灰色の片状細粒緻密岩
HA	角閃石安山岩	変質した斑状の安山岩。斜長石や輝石の粗粒斑晶を多数含むが、暗灰色～黄褐色に変質している。
WT	熔結凝灰岩	径 8cm 以下の変質した火山岩角礫を多数含む。基質は暗灰色を呈し、微細な黄鉄鉱を多数含む。
DR	粗粒玄武岩	帯緑灰色に変質。発泡痕が散在するが、緑泥石が充填
MS	泥岩	黒色緻密で弱い層理が認められる。
SL	粘板岩	黒色泥質で片理が発達。微小褶曲顕著。
WS	中粒砂岩	暗灰色ワッケ質で、変形作用を受けている。灰白色の鉱物脈がネットワーク状に発達。

2) 分析方法

溶出環境による岩石からの重金属溶出特性を把握

するため、表-7.3 に示す各条件の溶出試験を行った。46 号試験は、試料粒径以外について平成 3 年環境庁告示第 46 号の付表に準じた。長期溶出試験は、平成 13 年 4 月 23 日付け国官技第 18 号通達による「セメント及びセメント系固化材を使用した改良土の六価クロム溶出試験実施要領（案）」に準じた。異なる項目について以下に述べる。固液比 1:10 の割合で純水 10 リットルに試料を水中に没するように水浸させ、密封後、20℃恒温槽にて静置した。採水の際には軽く攪拌して 200ml 採水し、0.45 μm メンブランフィルターで濾過し検液とした。採水は 1、7、28、56、100 及び 200 日経過時の 6 回実施した。検液の分析は日本工業規格に準じて溶出液の pH 及び電気伝導度(EC)を測定し、溶出液中の As、Pb、Se、Cd、T-Hg、Cr⁶⁺、SO₄²⁻、SiO₂ 及び Fe を分析した。

表-7.3 粒径分布に関する溶出試験の概要

試験方法	溶出条件	試料の最大粒径	試料
46 号試験	固液比 1:10 6 時間振とう	2,9.5,37.5 mm	LT1,LT2,LT3,AT,HA,WT,DR,MS,SL,WS
長期溶出試験	固液比 1:10 室内で最大 200 日静置	2,37.5mm	LT2,HA,WT,DR,MS,SL,WS

(2) 検討結果

1) 最大粒径と溶出量

46 号試験において、粒径別のデータが得られた有害物質のうちヒ素(以下、As という)について、最大粒径と溶出量の関係を図-7.3 に示す。概ね粒径が大きくなるほど溶出量が減少している傾向が読み取れる。

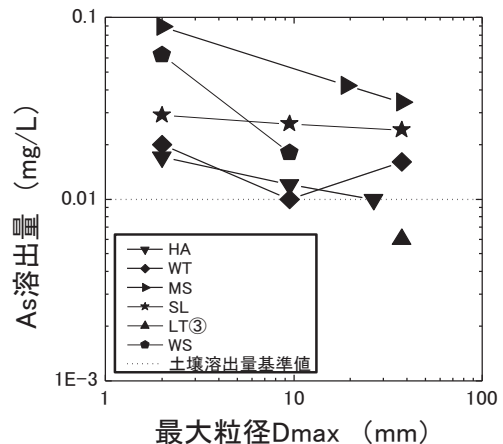


図-7.3 最大粒径と溶出量の関係 (As)

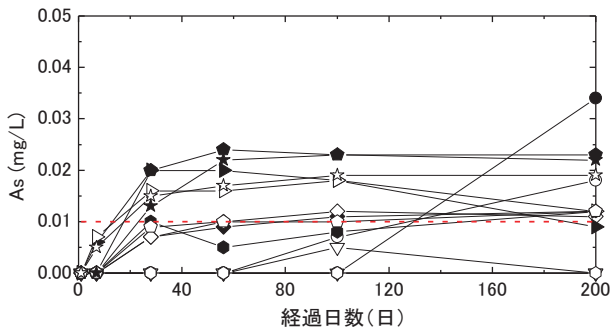
2) 長期溶出特性

As の溶出量及び pH の経時変化を図-7.4 に示す。

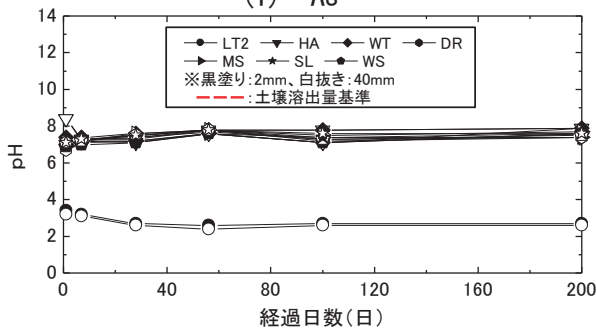
ここで As の溶出量について不検出の場合は、便宜上 0mg/L とした。有害物質の長期溶出特性は As では以下の溶出傾向が認められた。

- ① 漸増し、ほぼ一定値となる (WT, SL)
- ② 当初、増加しその後漸減する (MS, WS)
- ③ 当初、ほとんど溶出しないが、一定期間後溶出量が増加する (LT2, DR)
- ④ 一度溶出したが、概ね溶出しない (HA)

堆積岩類 (SL, MS, WS) では経過日数 60~80 日で概ね平衡に達し、最大溶出量となっており、長期溶出試験を行う場合の参考となると思われる。また、試験期間中ほとんどの試料で pH6.7~7.9 の中性~弱アルカリ性を示し、LT2 のみ pH2.4~3.4 と酸性を示した。



(1) As



(2) pH

図-7.4 As 溶出量および pH の経時変化

3) 粒径分布に応じた重金属溶出量評価法

46号試験と長期溶出試験の As 溶出量を図-7.5に示す。ここで、長期溶出試験における As 溶出量は、200 日間で検出された溶出量の最大値をプロットしている。また、46号試験において、最大粒径 2mm のものを公定法、最大粒径 37.5mm のものを四捨五入して 40mm 溶出試験法と呼称する。

これらの試験のうち、実際の施工現場をより近似しているのは長期溶出試験であり、公定法および 40mm 溶出試験法はそれを短時間あるいは試験室内で評価するための簡易法と位置づけられる。すなわち

公定法あるいは 40mm 溶出試験法は、長期溶出試験値より試料を高濃度 (安全側) で評価 (図-7.5 中では 1:1 の線の右下側) することが望ましい。また、1:1 の線から右下に離れるほど安全側過ぎる (=不経済すぎる) 評価を行うことになるため、極力 1:1 の線の右下近傍で評価されるのが望ましい。

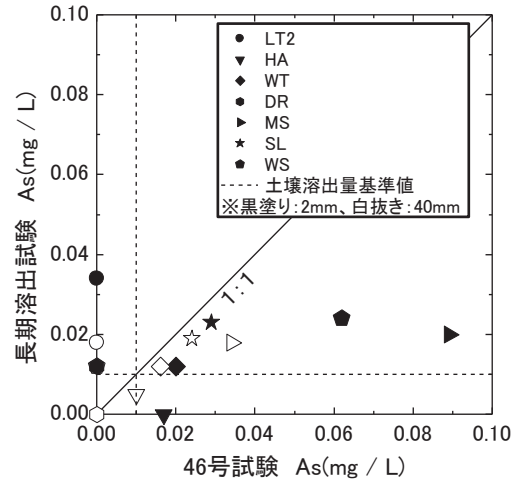


図-7.5 46号試験の As 溶出量と長期溶出試験の As 溶出量の関係

このような観点で両試験を比較すると、公定法 (図中黒塗り) は LT2 および DR を除き、40mm 溶出試験法 (図中白抜き) では LT2 を除き、長期溶出試験値に比べ溶出量は大きく出ており (1:1 線の右下側)、長期溶出結果を安全側に評価している。また、40mm 溶出試験法のほうが公定法の方より 1:1 の線から相対的に近く、経済的である。以上のことから 40mm 溶出試験法はかなり実用性が高いと考えられる。ただし、前述のとおり 40mm 溶出試験法でも、LT2 を安全側に評価できていない。同試料は図-7.4 に見るとおり、pH が 2.4~3.4 とかなり酸性側に変化しており、同試料のように pH が酸性側に移行する試料については別途評価法を検討する必要がある。

以上の結果を受け、岩石ズリ中の重金属をより合理的に評価する方法として、40mm 溶出試験法 (素案) を提案した。試験法の概要を表-7.4 に示す。表中には比較のため、公定法の概要も併記した。この試験方法は溶出容器、試料粒径及び試料重量以外は公定法に準じており、かつ室内で比較的容易に試験が実施できる。なお、実際の岩石ズリの大きさからは最大粒径をさらに大きくすることも考えられるが、経済的かつ実用的な室内試験という観点からは実施が困難となる。

表-7.4 40mm 溶出試験法素案の概要

試験法	環境省告示第46号試験(公定法)	40mm溶出試験(素案)
試験の種類	パッチ	
溶出容器	1Lポリエチレン容器	5Lポリエチレン容器
試料粒径	< 2mm	< 37.5mm
試料重量	50g	500g
溶媒	塩酸によりpH5.8-6.3に調整された純水	
固液比	10:1	
溶出操作	水平振動(200回/分, 振幅:4-5cm)	
溶出時間	6時間	
濾過法	3,000回転/分による20分間の遠心分離後, 0.45μm メンブランフィルターによる濾過	

7.3.2 酸性化する試料の重金属溶出量評価法の検討

(1) 検討方法

1) 試料

溶出試験において溶出水の pH が酸性になる試料を選定する目的で、予備試験を行った。試料の選定条件としては、地盤工学会基準 JGS 0211-2000「土懸濁液の pH 試験方法」に示される溶媒に蒸留水を用いた pH 試験で酸性を示し、かつ同試験方法に参考で示されている 30%過酸化水素水による pH 試験で概ね pH が 3 以下を示すもの、また試料が均質で酸性の変質及び珪化変質を被ったものとした。予備試験の条件に該当し、試験に供した試料の概要を表-7.5 に、含有量試験結果を表-7.6 に示す。試験に供した試料は、北海道内に分布する火山岩及び火砕岩でいずれも露頭より採取した 4 試料である。試料の粒径調整は、2mm、37.5mm ふるいを用い、各ふるい通過分を試験に供した。

表-7.5 酸性化する試料の概要

記号	変質、岩種等	備考	pH (H ₂ O)	pH (H ₂ O ₂)
AN1	酸性変質(白色粘土化)、安山岩溶岩	露岩部の岩相は均質、硫化鉄物含む。比較的硬質。	2.9	2
AN2	中性変質(青灰色粘土化)、安山岩溶岩	露岩部の岩相は均質、硫化鉄物含む。軟質でスメクタイトを含むものと考えられる。	4.1	2.6
TB1	酸性変質(白色粘土化)、安山岩質凝灰角礫岩	露岩部の岩相は均質、硫化鉄物含む。比較的硬質。	2.8	2
TB2	酸性変質(白色粘土化)安山岩質凝灰角礫岩	露岩部の岩相は比較的均質、硫化鉄物含む。	4.2	2

表-7.6 酸性化する試料の重金属等の含有量

項目	単位	基準値	AN1	AN2	TB1	TB2
カドミウム	mg/kg	150	0.14	0.38	0.07	0.25
鉛	mg/kg	150	28.9	11.0	6.8	11.0
ヒ素	mg/kg	150	13.1	60.1	8.4	7.3
鉄	%		3.45	13.0	3.25	3.09
総水銀	mg/kg	15	0.02	3.18	0.10	0.14
総クロム	mg/kg	250	35.2	16.1	53.9	38.3
セレン	mg/kg	150	0.8	<0.1	3.1	0.3
総硫黄	%	0.4 ^{※2}	2.06	0.352	2.52	0.826
カルシウム ^{※1}	%		0.08	0.26	0.05	0.12
含水率	%		2.8	4.5	8.1	9.3
強熱減量	%		1.7	9.0	2.6	2.4

※1: カルシウムはCaOとして

※2: 酸性水発生を目安として

2) 分析方法

表-7.7 に示す各条件の溶出試験を行った。表中の 46 号試験及び長期溶出試験方法は、7.3.1 (1) 2) で述べた方法と同様である。

希硫酸溶出試験は、試料粒径及び溶媒以外について、平成 3 年環境庁告示第 46 号の付表に準じた。強制酸化試験の試験方法は、試料粒径以外について (社) 地盤工学会の「土質試験の方法と解説、第一回改訂版」に準じて溶出操作を行い、反応後の上澄み液を採水し、0.45 μm メンブランフィルターで濾過し検液とした。検液の分析は、日本工業規格に準じて溶出液の pH 及び電気伝導度(EC)を測定し、溶出液中の As、Pb、Se、Cd、T-Hg、Cr⁶⁺、SO₄²⁻、Na、K、Mg、Cl、Ca、Fe 及びアルカリ度を分析した。

表-7.7 酸性化する試料に関する溶出試験の概要

試験名称	溶出条件	試料の最大粒径	適用試料
46号試験	固液比 1:10, 6時間振とう	2, 37.5mm	LT2, AN1, AN2, TB1, TB2
希硫酸溶出試験	固液比 1:10, 6時間振とう, 溶媒: pH2 H ₂ SO ₄ 溶液	2, 37.5mm	LT2, AN1, AN2, TB1, TB2
強制酸化試験	固液比 1:10, 溶媒: 30% H ₂ O ₂ 溶液	2, 37.5mm	LT2, AN1, AN2, TB1, TB2
長期溶出試験	固液比 1:10, 室内で最大200日間静置	2, 37.5mm	LT2, AN1, AN2, TB1, TB2

(2) 検討結果

1) 溶出試験結果

各溶出試験の結果を図-7.6 に示す。なお、同図中には、LT2 の結果も示す。

pH は、いずれの試料においても酸性を示す。長期溶出試験では AN2 以外、日数が経過するほど pH も

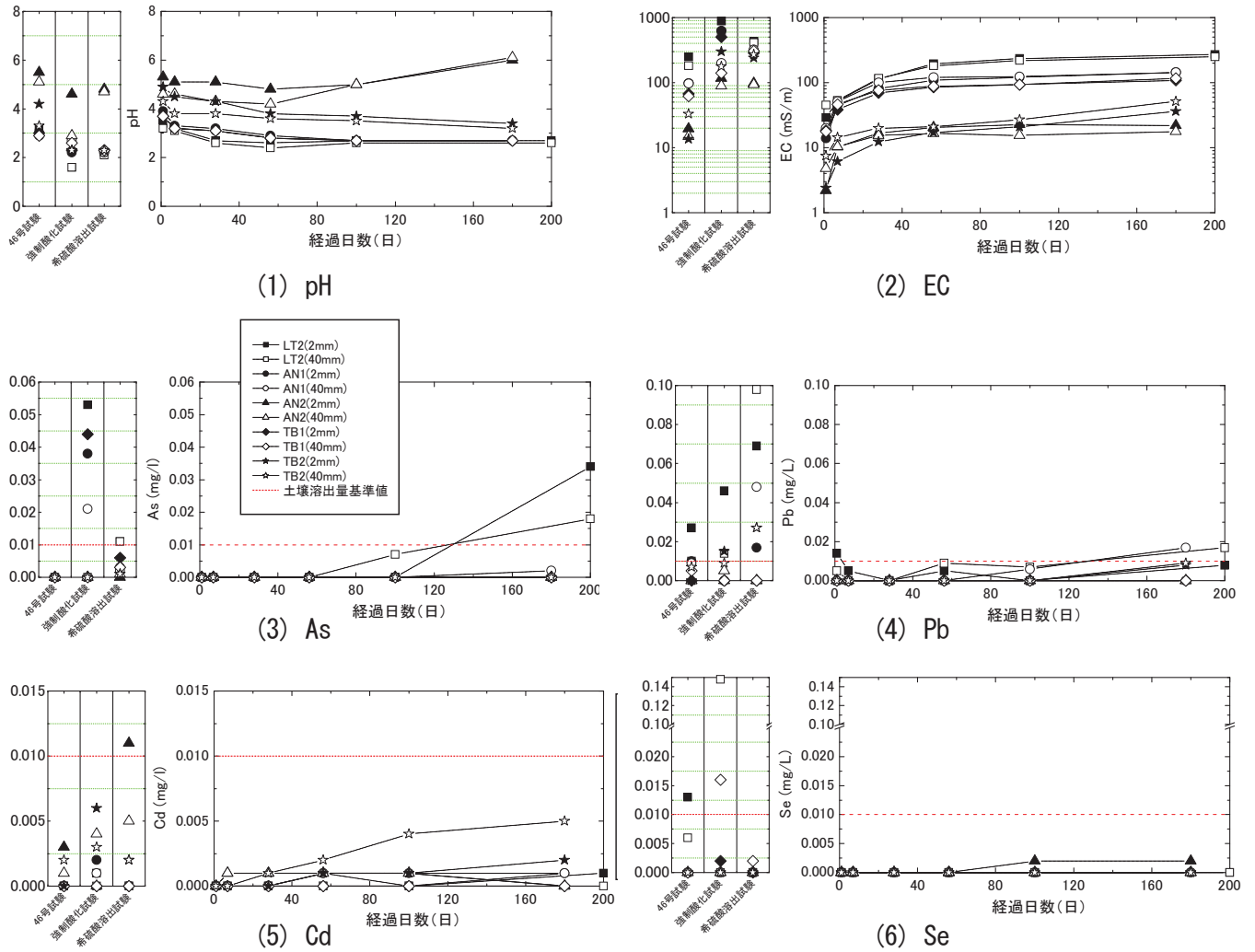


図-7.6 各溶出条件における溶出試験結果

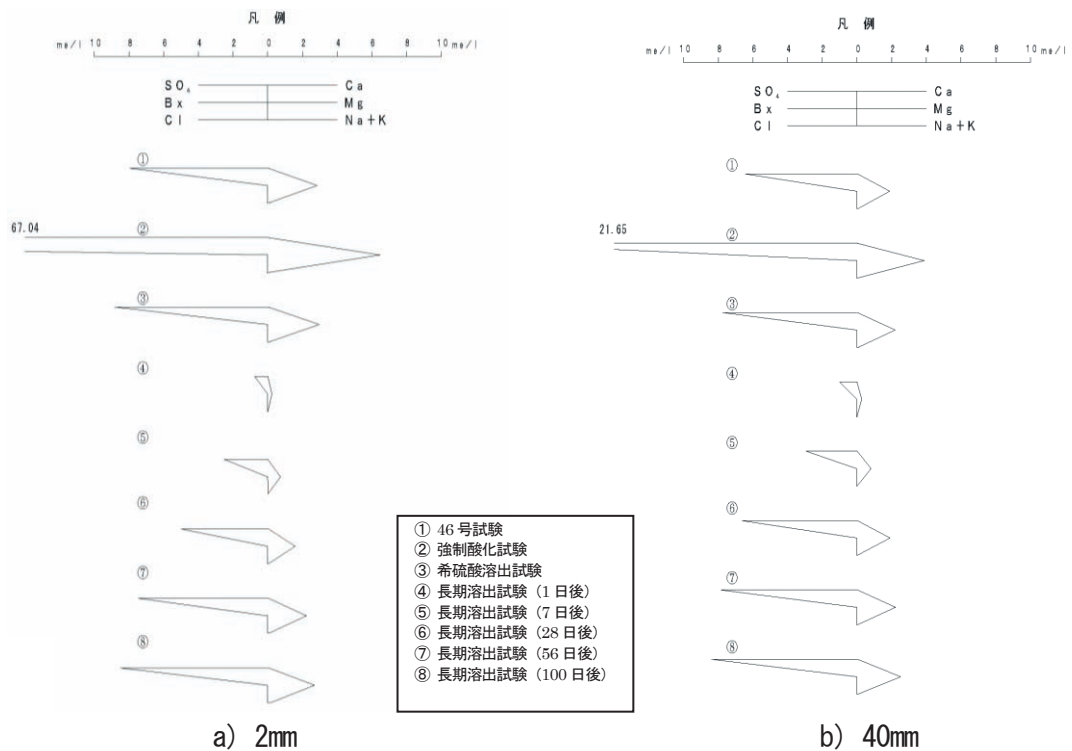


図-7.7 AN1のヘキサダイアグラム

低下し、概ね 46 号試験 > 長期溶出試験最低値 > 希硫酸溶出試験の傾向があり、長期溶出試験の pH は希硫酸の pH に近似する可能性がある。

EC は、いずれの試料においても増加傾向を示す。長期溶出試験における 180 日以降の値は、強制酸化試験及び希硫酸溶出試験の値には達していない。

前述のとおり LT2 において、公定法及び 40mm 溶出試験法で検出されなかった As は、長期溶出試験では基準値を超過して検出された。また、強制酸化試験及び希硫酸溶出試験においても、基準値を超過して As が検出された。Pb では、公定法及び 40mm 溶出試験法で基準値以下であった AN1 において、長期溶出試験では 180 日で基準値を超過し、希硫酸溶出試験でも基準値を超過して検出された。その他の重金属類では、公定法及び 40mm 溶出試験法において不検出または基準値以下のもので、長期溶出試験で基準値を超過するものはなかった。

2) 粒径分布の評価

図-7.6 より重金属類が検出された試料について、2mm 粒径及び 40mm 粒径を比較すると、TB2 のように Pb や Cd で各試験値が 2mm 粒径よりも 40mm 粒径が高濃度になる例もある。このことから、溶出水が酸性を示す岩石のうち、本試験に用いた酸性の熱水変質や珪化変質を被った火山岩や火砕岩では、岩石に含まれる変質鉱物等の影響が大きく、粒径による溶出濃度の差は無い可能性が考えられる。

3) 溶媒の評価

長期溶出試験において基準値を超過した Pb が検出された AN1 のヘキサダイアグラムを図-7.7 に示す。この図より、56 日、100 日後の長期溶出試験の溶出水の陽イオン・陰イオン濃度は、46 号試験および希硫酸溶出試験と調和的であり、強制酸化試験とは異なる。したがって強制酸化試験による溶出は、長期溶出試験の傾向と異なる可能性が高いものと考えられる。

以上のことから、酸性化する試料の重金属溶出量評価には、希硫酸溶出試験による方法が望ましいものと考ええる。

7.3.3 長期汚染リスクを考慮した重金属溶出量評価フロー（素案）の検討

(1) 評価フローの概要

溶出水が酸性化する試料の重金属溶出量評価法の検討結果を踏まえ長期汚染リスクを考慮した重金属汚染評価フロー（素案）を構築した。フローを図-7.8 に示す。試料の選定基準としては、pH 試験及び総硫黄

含有量試験を実施し、長期汚染リスク試料の判定を行う。総硫黄含有量試験については、近年、携帯型の蛍光 X 線分析装置など現場で迅速に定量できる手法が開発されていることから、試料の判定は短時間でできる環境にある。フロー図において、長期汚染リスク試料に該当する場合、溶出水の酸性化に伴い、複合して重金属類が溶出する場合や短期リスクも考慮しなければならないため、希硫酸溶出試験の他に 46 号試験を併せて実施することとした。

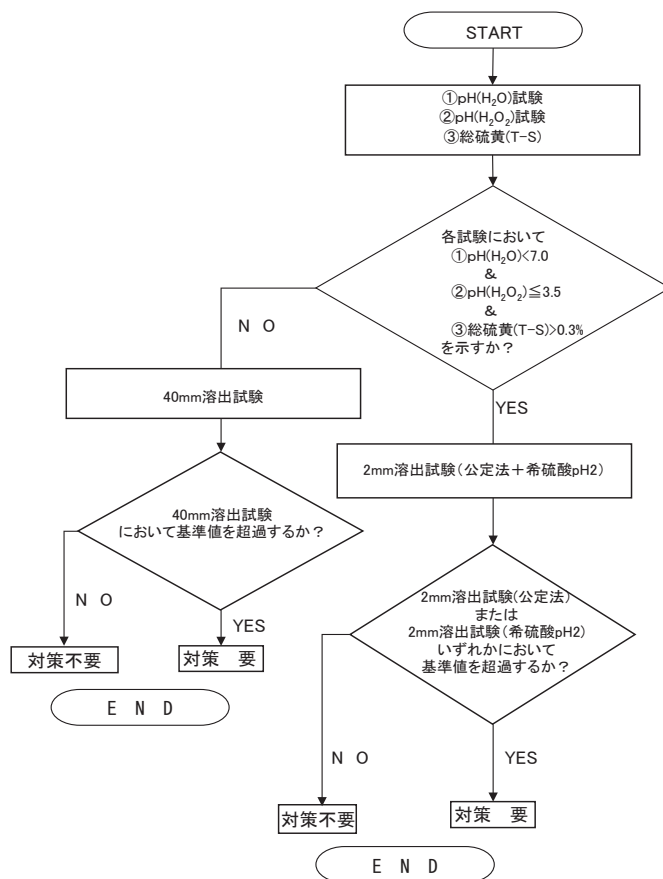


図-7.8 長期リスクを考慮した重金属溶出量評価フロー（素案）

(2) 評価フローの課題

長期溶出試験値が実際の現場での岩石ズリからの溶出とどの程度対応しているかについて検討を要する。今後、実現場での岩石ズリの pH や溶出特性を検討していく必要がある。

7.3.4 目視判定による汚染リスクの簡易判定手法の検討

(1) 検討方法

本検討では、北海道日本海沿岸における 2 つのトンネル地山（以下、A 地区、B 地区）を対象として、目

視判定による汚染リスクの簡易判定手法の検討を実施した。いずれの地区においても熱水変質を受けた新第三紀の火山岩類 (An : 安山岩、Da : 石英安山岩、Hy : ハイアロクラスタイト、Lp : 火山礫凝灰岩、Tb : 凝灰角礫岩) が分布している。

試料分析では、トンネル地質調査時のボーリングコアの観察を行い、熱水変質の状況を区分した。また、その区分に応じた試料について、重金属類 (ここではヒ素) の含有量試験 (環告 19 号) と溶出試験 (環告 18 号) を行った。あわせて全岩化学分析として ICP 質量分析 (Inductively coupled plasma - Mass Spectrometry : 以下 ICP-MS) により含有量を測定するとともに、計測が簡易で迅速 (1 試料当たりの計測時間が約 2 分) な携帯型蛍光 X 線分析装置 (米国 Innov-X System 社製 : 以下、P-XRF (Portable X-Ray Fluorescence analysis)) を使用して重金属類の含有量を測定した。

以上の結果をもとに相互の関係を整理するとともに、コア観察 (肉眼判定) で変質状況を区分して P-XRF を用いて評価する方法が、ヒ素の含有または溶出の傾向を概略的に判断できる方法として活用が可能かどうか検討した。

(2) 検討結果

1) コア観察による変質状況の区分

本調査では、地質調査ボーリングのコア観察を行い、肉眼判定により変質状況を 5 つに区分した (NM : 非変質火山岩、P : 変朽安山岩化 (緑色変質)、C : 粘土化、SC : 珪化 + 粘土化、S : 珪化)。その一覧を表-7.8 に示す。なお、熱水変質の状況が重複する場合、例えば「変朽安山岩化 + 粘土化」であれば「PC」というような記号を付して整理した。

表-7.8 コア観察による変質区分

略号	記載事項
NM (Non-Metavolcanic rock) 非変質火山岩	変質が認められない(または変質が少ない)岩石類。
P (Propylitization) 変朽安山岩化(緑色変質)	全体もしくは一部が緑灰色～淡緑色を示す岩石類。
C (Clay or Argillization) 粘土化	灰白色～淡(緑)灰色を示し、岩石が軟質化しており指圧で容易につぶすことができる岩石類。ここで示す「粘土化」とは、「岩石の形態・組織を保ったまま、造岩鉱物の多くが粘土鉱物に置き換わった状態」を意味している。
SC (Silicification and Clay) 珪化 + 粘土化	灰白色～淡灰色を示し、全体に脆いが岩片は指圧で容易につぶせない岩石類。また、珪化と粘土化の中間的な様相を示し、ハンマーによる打撃では鈍い音を発する。
S (Silicification) 珪化	灰白色を示し、原岩の組織がほとんど残存しない岩石類。また、ハンマーの打撃では金属音を発する。

2) 簡易的な測定によるヒ素の含有量

表-7.9 に変質状況の区分と試験結果を示す。試験数は A 地区 17 件、B 地区 7 件である。A 地区の原岩は、Hy、Lp および Tb であり、B 地区では A 地区の原岩に An と Da が加わる。

図-7.9、7.10 に P-XRF で測定した A、B 両地区の試料の含有量を変質状況別、岩種別に示す。変質状況別には C、SC、S (粘土化～珪化) に区分される試料でヒ素の含有量が高い傾向がみられる。

岩種別には、Tb で他の岩種よりもヒ素の含有量がやや高く測定されている。また An にみられる鉱脈部では、さらに高い値として測定されており、鉱脈を含む掘削ズリは、より適切な処分が必要といえる。

以上のことから火山岩では、鉱脈部や珪化部は、ヒ素の含有量がより高く検出されるといえる。また P-XRF では重金属類の濃集の違い (例えば、An と An (鉱脈) の違い) を捕らえていることも確認した。

表-7.9 変質状況の区分と試験結果

地区	番号	原岩	変質状況 の区分	含有量 (環告19)	溶出量 (環告18)	ICP-MS
				mg/kg	mg/L	ppm
A	1	Hy	C	11	<0.005	32.1
	2	Hy	C	27	<0.005	15.5
	3	Hy	C	13	0.007	16.6
	4	Tb	C	8	0.007	16.8
	5	Tb	S	1	<0.005	9.3
	6	Tb	S	3	0.031	12.6
	7	Hy	C	4	<0.005	5.8
	8	Lp	C	-	<0.005	6.6
	9	Tb	C	-	<0.005	4.8
	10	Lp	SC	-	0.001	21.1
	11	Lp	SC	-	<0.005	4.3
	12	Hy	C	-	0.003	1.5
	13	Hy	C	-	<0.005	34.3
	14	Hy	C	-	<0.005	32.2
	15	Hy	SC	-	<0.005	40.3
	16	Hy	C	-	<0.005	3.7
	17	Hy	C	-	<0.005	10.9
B	18	An	PS	3	<0.005	92.5
	19	Hy	S	6	<0.005	34.4
	20	Lp	PSC	<1	<0.005	0.8
	21	Da	NM	<1	<0.005	0.8
	22	Tb	SC	1	<0.005	3.2
	23	Tb	SC	2	<0.005	>250
	24	Tb	SC	17	0.008	>250

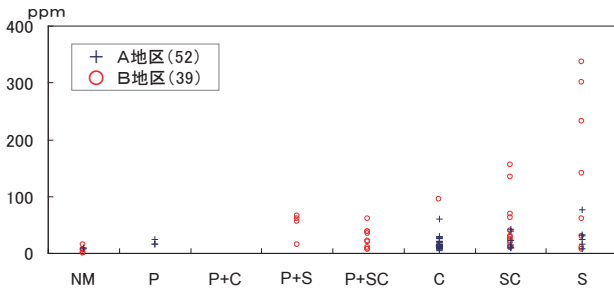


図-7.9 変質状況の区分とヒ素含有量 (P-XRF)

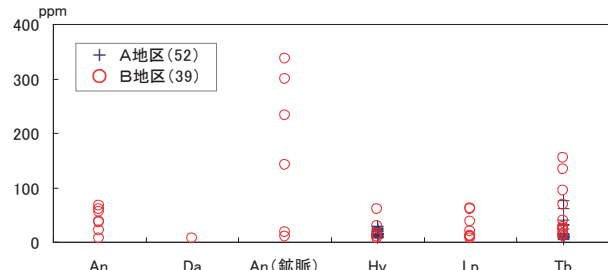


図-7.10 岩種別のヒ素含有量 (P-XRF)

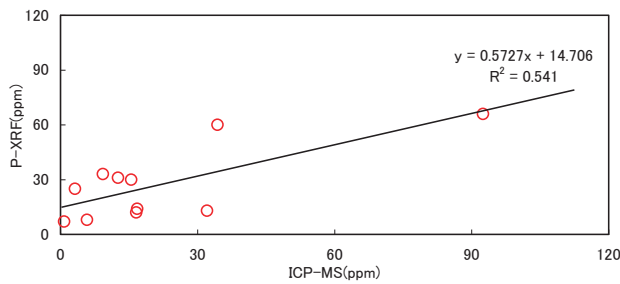


図-7.11 同一試料に対するヒ素含有量の関係

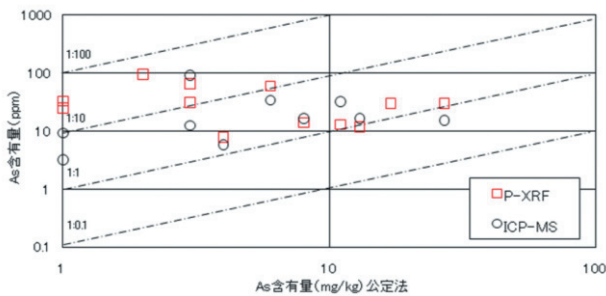


図-7.12 P-XRF、ICP-MS、公定法によるヒ素含有量の比較

図-7.11 に同一試料について ICP-MS と P-XRF で測定した結果を示す。両者の相関係数は 0.74 ($R^2=0.54$) と比較的高い値を示す。

図-7.12 に公定法の含有量試験結果と P-XRF、ICP-MS による含有量との関係を示す。公定法の含有量が 10mg/kg 以上の場合、各測定値は比較的良く対応している。一方、公定法の含有量が 10mg/kg 未満の場合、各測定値は高い値（評価として安全側）で検出される傾向にあり、実際の測定値を評価する範囲では問題ないといえる。

以上のことから P-XRF を使用することで、ヒ素については比較的精度の良いデータを簡易かつ迅速に多数測定できるといえる。ただし、本検討に用いた P-XRF では、測定データを解析的に処理して含有量を算出しているため、検量線法やより高出力な XRF を用いることでより精度の高いデータを得ることができ

7.3.5 還元環境溶出試験の検討

(1) 検討方法

本検討では、岩石ずりからの合理的な重金属類溶出源評価法の構築を目的に、北海道内のトンネル建設現場や既存道路沿い露頭で採取された試料を用いて公定法、脱酸素水・還元剤を用いた溶出試験を行い、嫌気性環境下における重金属類の溶出特性、特にヒ素について検討した。

1) 試料

試料は、北海道内の岩石試料 10 試料である。各試料を風乾後、ジョークラッシャーを用いて粉碎し、2mm ふるいを通過したものを溶出試験に供した。底質調査法によるヒ素等の含有量試験結果を表-7.10 に示す。

2) 溶出試験

溶出試験は、酸化と還元的环境下で行った。酸化环境下で行った溶出試験は、溶媒に純水を用いて環境省庁告示第 18 号の付表で示される方法を準用した。還

表-7.10 含有量試験結果

項目	試料名	溶結凝灰岩 (WT)	火山礫凝灰岩2 (LT2)	角閃石安山岩 (HA)	ワッケ質中粒砂岩 (WS)	凝灰角礫岩 (TB)	安山岩溶岩 (AN1)	安山岩溶岩 (AN2)	泥岩1 (MS1)	泥岩2 (MS2)	粘板岩 (SL)
		mg/kg									
ヒ素	mg/kg	3	55.7	8.5	11.9	10.5	12.8	31.5	16.9	9.2	19.8
鉄	%	1.22	3.33	3.82	1.68	3.93	5	15.9	3.62	3.6	3.86
カルシウム	%	0.353	2.62	3.32	0.641	0.044	0.003	0.124	0.693	1.44	1.83
総硫黄	S%	0.014	2.69	1.25	0.068	1.66	4.43	0.19	0.681	0.293	0.175
含水率	%	0.4	9.8	2.6	0.1	1.7	1.5	0.6	3.6	6.1	0.8
強熱減量	%	0.5	8.3	2.1	0.9	3.5	2.9	9.2	4.3	3.5	2.4
pH(H ₂ O)		9.6	2.4	7.8	10	3.1	3	5.5	9.5	11.1	9.4
pH(H ₂ O ₂)		7.2	1.9	3.5	8.8	1.9	1.8	5	2.9	6.1	8.3

元環境下で行った溶出試験は、溶媒に脱気水、および試料と溶媒に重量比 1%の還元剤を添加したものを用いた。以下に 3 通りの還元環境下の溶出試験方法の詳細を示す。

a) 脱気水を用いた溶出試験

この試験は、還元環境下で脱気水を作製し、溶媒に脱気水を用いて溶出試験を行った。窒素ガスを充填した簡易グローブボックス内で純水に 1 時間窒素バブリングを行い、脱気水を作製した。脱気水作製後、固液比が 1:10 となるよう密閉容器内に試料を分取した。溶出作業は、環境省告示第 18 号の付表で示される方法に準じているが、ろ過は窒素ガスを充填したグローブバック内で行った。

b) 還元剤添加試料による溶出試験

この試験は、試験用試料に重量比 1%の還元剤粉末を添加したものを用いて溶出試験を行った。還元剤は、粉状の L-アスコルビン酸ナトリウムを用いた。この還元剤の溶液は、中性を示す。溶媒には純水を用い、還元剤を添加した試料を密閉容器内に固液比 1:10 となるよう分取した。溶出操作及びろ過は、脱気水を用いた溶出試験と同様である。

c) 還元剤溶液による溶出試験

この試験は、溶媒に脱気水を用いて還元剤を溶媒の重量比で 1%添加した溶液により溶出試験を行った。溶媒の作製方法及び溶出操作は、脱気水を用いた溶出試験と同様である。

各試験後溶液の水質分析は、表-7.11 に示す方法で行った。

表-7.11 水質試験分析方法

分析項目	分析方法
ヒ素 (As)	ICP質量分析法 (JIS K0102 61.4)
鉄 (Fe)	ICP発光分光分析法 (JIS K0102 57.4)
pH	ガラス電極法 (JIS K0102 12.1)
酸化還元電位 (Eh)	白金電極法 (1997版 河川水質試験方法(案) II-6)

(2) 検討結果

溶出水の酸化還元電位 Eh と pH との関係を図-7.13 に示す。ここで、環境省告示第 18 号の付表で示される溶出試験を純水溶出、脱気水を用いた溶出試験を脱気水溶出、還元剤添加試料による溶出試験を還元剤添加、還元剤溶液による溶出試験を還元剤溶出という。図-7.13 より、溶出試験に還元剤を用いることにより還元剤の有する pH 緩衝作用によって酸性側にある溶出水は pH が上昇し、またアルカリ性側にある溶出水

は pH が低下する。Eh の変化は、おおむね純水溶出 > 脱気水溶出 > 還元剤添加 ≧ 還元剤溶出の関係を示す。還元剤を用いた試験では、純水溶出と比較して Eh が 0.2V 以上低いため、嫌気性の環境を再現するには有効な方法と考える。環境汚染対策の現場では、計測された Eh に応じて試験方法を採用すべきである。しかし、還元剤添加法は、還元剤の共存や pH 変化の影響もあり、それらの要因を考慮した上で、試験結果を評価することが必要である。

各試験方法と As、Fe の溶出変化率との関係を図-7.14 に示す。ここで、溶出変化率とは各試験の溶出量を純水溶出の溶出量で除した値である。また便宜上、定量下限値未満のものは定量下限値とした。

還元剤添加・溶出で As の溶出変化率が大きく増加するものは、Fe の溶出変化率とおおむね対応することがわかる。これは、還元剤によって三価 Fe を二価 Fe に還元して溶解することにより、黄鉄鉱や鉄酸化物などに濃集していた As が Fe と解離して溶出したものと考えられる。LT2 のように純水・脱気水溶出の pH が 2.5 を示し、還元剤添加・溶出でも pH が 3.3~3.7 の強酸性を示すものは、すでに二価 Fe として溶存していること³⁾ が考えられるため、As の溶出変化率が少ないと考える。このことから、還元剤を用いた溶出試験の As の溶出特性は、鉄化合物からの解離による溶出形態の試料では、As の溶出量に大きな変化が見られる。すなわち、還元剤を用いた溶出試験は、鉄化合物から As が解離するような溶出特性のものを評価できる試験方法であると考えられる。

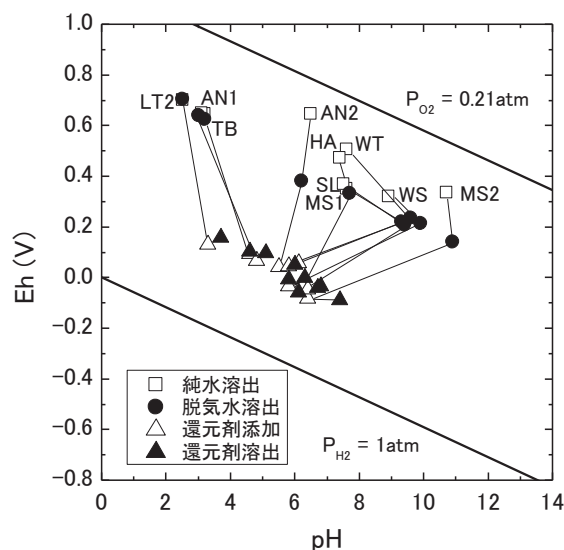
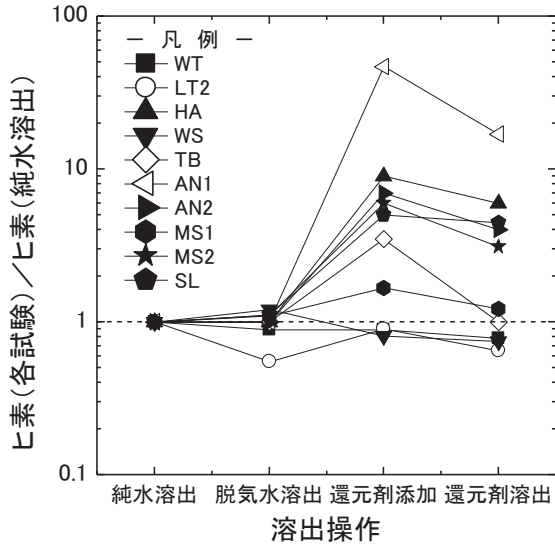
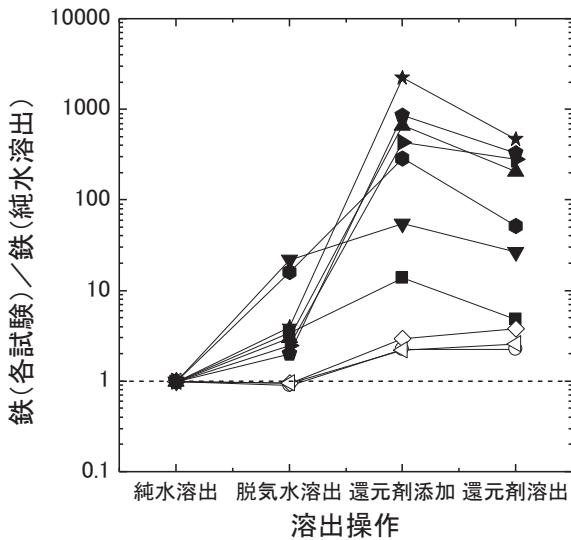


図-7.13 溶出水の pH と Eh の関係



(a) ヒ素



(b) 鉄

図-7.14 各試験方法とヒ素、鉄の溶出変化率との関係

7.4 対策・処理方法の提案

対策・処理方法の提案では、経済的な対策・処理方法の確立のため、覆土処理工法及び植物浄化工法の検討を行った。

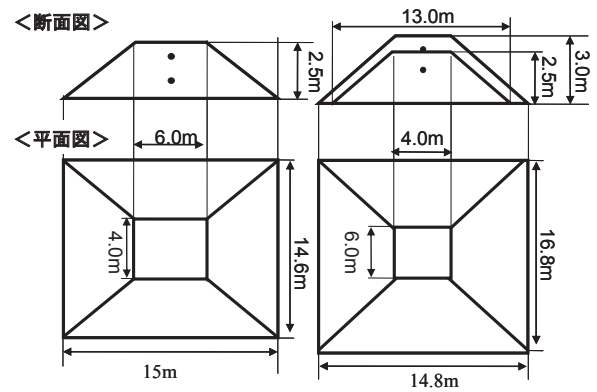
7.4.1 覆土処理工法の検討

(1) 検討方法

1) 現場実験

現地発生土等の覆土によるヒ素の溶出抑制効果を検討するため、北海道開発局旭川開発建設部管内一般国道450号旭川紋別自動車道上川町中越地区において、覆土による重金属汚染対策工法に関する現場実験を行

った。実験期間は平成17年12月～19年7月である。実験の盛土形状を図-7.15に、計測機器設置位置を図-7.16にそれぞれ示す。



a) ケース1 b) ケース2・3・4

図-7.15 盛土の形状

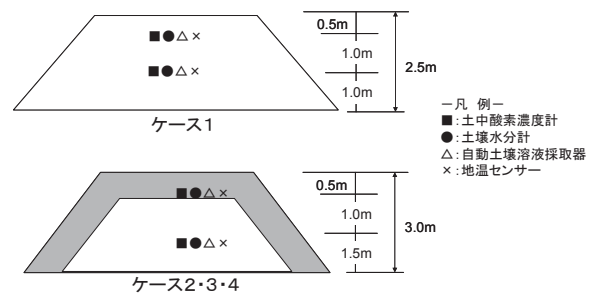


図-7.16 計測機器の設置位置

また、実験ケース一覧表を表-7.12に、Asを含有する発生土（粘板岩）の蛍光X線分析結果及び溶出試験結果を表-7.13に示す。盛土は13～16.8m四方で、高さ2.5～3.0mのものを複数の異なる材料で覆土することによって合計4基築造した。覆土の厚さは0.5mである。盛土内の測定項目は土中水分量（体積含水率）、地温、酸素濃度であり、各計測機器は全ケースに対して盛土天端から0.5m、1.5mの深度で埋設した。実験期間中の盛土内間隙水を分析するため、計測機器と同深度に土壤溶液採取器を全ケースに設置した。

表-7.12 実験ケース一覧表

ケース	1	2	3	4
路体材料	掘削ずり(粘板岩)	掘削ずり(粘板岩)	掘削ずり(粘板岩)	掘削ずり(粘板岩)
覆土材料	-	床堀土	購入土	購入土 + 3%ウッドチップ
路体乾燥密度	1.99g/cm ³	1.99g/cm ³	1.99g/cm ³	1.99g/cm ³
覆土乾燥密度	-	1.19g/cm ³	1.52g/cm ³	1.44g/cm ³
路体透水係数k	3.22×10 ⁻² cm/s	3.22×10 ⁻² cm/s	3.22×10 ⁻² cm/s	3.22×10 ⁻² cm/s
覆土透水係数k	-	2.11×10 ⁻⁴ cm/s	9.06×10 ⁻⁴ cm/s	7.83×10 ⁻⁴ cm/s

表-7.13 蛍光 X 線分析結果及び溶出試験結果

試料		掘削ずり (粘板岩)
ヒ素	(mg/kg)	10.5
硫黄	(wt.%)	0.27
Fe ₂ O ₃	(wt.%)	5.43
Al ₂ O ₃	(wt.%)	12.1
CaO	(wt.%)	1.59
ヒ素溶出量※	(mg/L)	0.011
pH	—	8.3
※振とう速度: 120rpm		

また、盛土底部からの浸出水を採水するため、集水容器を設置した。採水したヒ素の分析方法は、水素化物発生プラズマ発光分析法 (ICP-AES 法) である。なお、盛土底部からのヒ素流出拡散防止のため、底部には二重の遮水シートを敷設した。

2) 室内試験

覆土を施した盛土底部からのヒ素溶出拡散評価のため、現場実験で用いた試料を使いバッチ式吸着試験及び逐次溶出試験を行った。試験に用いた試料の物理特性一覧表を表-7.14 に示す。

表-7.14 各試料の物理特性

試料名	床掘土	購入土	掘削ずり (粘板岩)
自然含水比 W _n (%)	25.9	26.1	15.4
風乾試料含水比 W _{dry} (%)	15.0	8.8	—
土粒子の密度 ρ _s (g/cm ³)	2.649	2.615	2.751
平均粒径 D ₅₀ (mm)	0.0939	0.488	6.64
均等係数 U _c	164.4	150.4	917.4
細粒分含有率 F _c (%)	47.4	21.6	14.3
地盤材料の分類	SCs	SCsG	GS-Cs

バッチ式吸着試験は、20～25℃の温度条件で粉碎した粘板岩 50g に脱イオン水 500mL を加え、往復振とう機を用いて約 200rpm で 6 時間、24 時間及び 14 日間の振とうを行った。振とう後、各溶出液の遠心分離を行い、吸着試験用の溶媒とした。各溶媒に床掘土、購入土を固液比 1:10 となるよう投入し、4 時間振とう後、0.45μm メンブレンフィルターによって固液分離を行い、ろ液中のヒ素を分析した。ヒ素分析は水素化物発生 ICP-AES 法を用いた。吸着前後のヒ素濃度変化から各試料への吸着量を求めた。

逐次溶出試験は、20～25℃の温度条件で粉碎した粘板岩 15g に脱イオン水 150mL を加え、往復振とう機を用いて約 120rpm で 1 日間の振とうを行った。振とう後、溶液の pH を測定し、0.45μm メンブレンフィルターによって固液分離した。ろ液に対して化学分析を行うとともに、岩石試料に再び脱イオン水 150mL を加え溶出試験を 10 回繰り返し行った。ろ液中の分

析対象とした項目はヒ素である。ヒ素分析は、水素化物発生 ICP-AES 法を用いた。

(2) 検討結果

1) 現場実験

実験結果の例として、各計測機器の観測結果を図-7.17 に、水質分析結果を図-7.18 にそれぞれ示す。実験結果の詳細は田本ほか⁷⁾を参照されたい。図-7.17 より、盛土内の地温は冬期間でも氷点下とはならず、酸素濃度は無対策のケースと比較して、覆土を施したケースで夏期に減少し冬期に増加する傾向を示した。これは、雨水や融雪水によって盛土内の環境が還元状況と酸化状況の季節変動を繰り返すものと考えられる。図-7.18 より、盛土内部の As 溶出量は無対策及び覆土を施したケースで土壌溶出量基準値を超過し、pH は 10～11 のアルカリ性を示した。この結果、覆土のみによる対策では As の流出拡散を抑制できないため、敷土に吸着層などの重金属移行抑制層を設ける必要があると考えられる。

2) バッチ式吸着試験

吸着量 q は、土木研究所⁸⁾に示される(1)式により求めた。また、分配係数 K_d は As の固液相濃度がヘンリー式で表現されるものと仮定し、(2)式により求めた。

$$\text{吸着量 (mg/kg} \cdot \text{dry)} = \frac{(\text{初期濃度 mg/l} - \text{平衡濃度 mg/l}) \times \text{溶出量 l} \times 1000 \text{g/kg}}{\text{試料土量 g} \times \text{試料土乾燥質量比}}$$

・・・(1)

$$\text{吸着量 (mg/kg} \cdot \text{dry)} = \text{分配係数 L/g} \times \text{平衡濃度 mg/L}$$

・・・(2)

ここで、試料土乾燥質量比は表-7.14 の風乾試料含水比 W_{dry} より求めたものである。

吸着試験結果を表-7.15 に示す。試験用溶媒の初期濃度は溶出期間によって異なり、24 時間溶出操作を行った As 濃度が最大で 0.025mg/L 示した。これは、水酸化鉄を含む岩石中の粘土鉱物が pH の変化によって吸着と解離の両面の性格を有するため、長期間の溶出操作により吸着剤として作用した可能性が考えられる。

本試験で得られた分配係数 K_d の最大値は床掘土で 271L/g、購入土で 261L/g となった。このことから、覆土材料に使用した床掘土及び購入土は、As の吸着能を有していることが確認された。

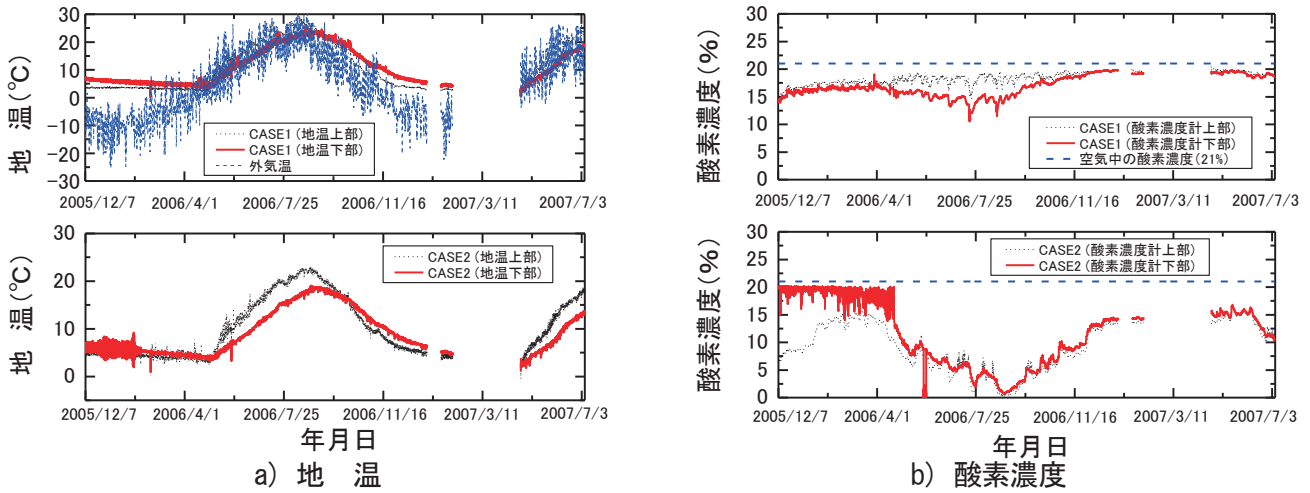


図-7.17 観測機器の計測結果例（ケース1・2）

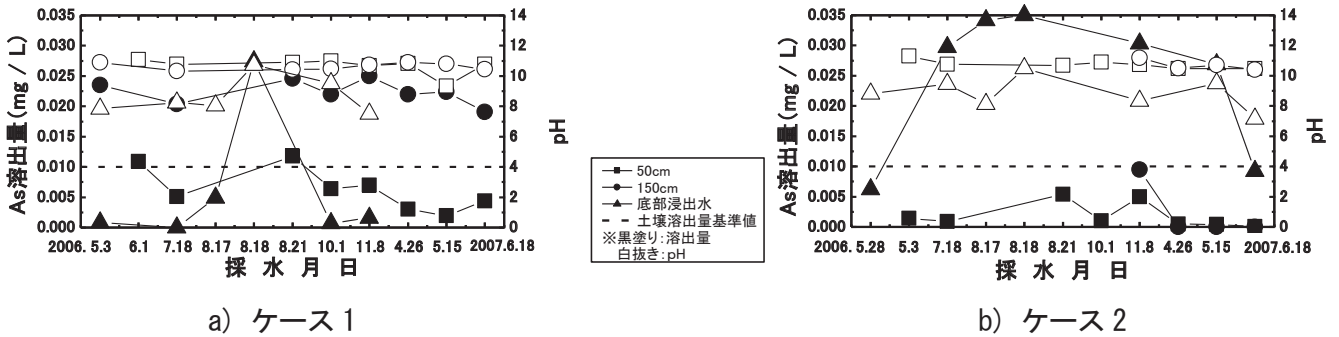


図-7.18 水質分析結果例（ケース1・2）

表-7.15 吸着試験結果

試料名	4時間振とう後		As溶出濃度(mg/L)		試料土乾燥質量比	(C0-Ce)/C0 吸着率(%)	吸着量q (mg/kg·dry)	K _d 分配係数
	pH	初期濃度 C0	平衡濃度 Ce					
床掘土6H	8.7	0.009	0.001	0.885	88.9	0.0904	90	
床掘土24H	8.6	0.025	0.001					
床掘土14DAY	8.3	0.005	0.001					
購入土6H	8.7	0.009	<0.001	0.919	96.0	0.261	261	
購入土24H	8.5	0.025	0.001					
購入土14DAY	8.2	0.005	<0.001					

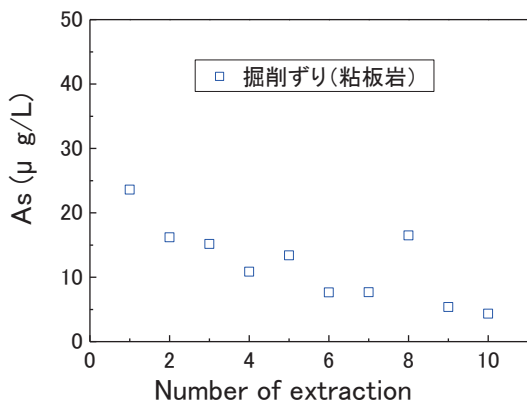


図-7.19 溶出回数とAs溶出量の関係

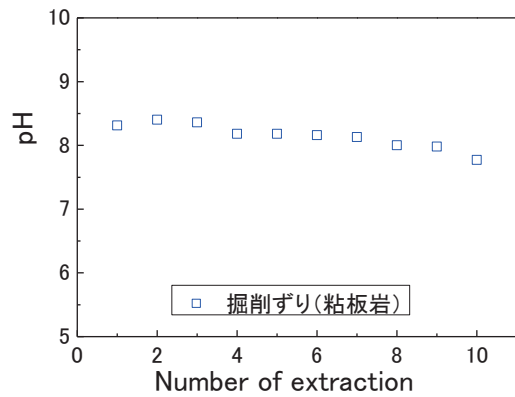


図-7.20 溶出回数とpHの関係

3) 逐次溶出試験

溶出水中の As 濃度変化を図-7.19 に示す。As 濃度は初回の溶出時に最大値を示し、溶出回数とともに徐々に減少する。このことから、実現場においては岩石に接触する水が増加することにより As の溶出量が減少していくものと考えられる。溶出水の pH 変化を図-7.20 に示す。溶出回数によって pH の変化は大きな挙動を示さず、pH7.7~8.4 の弱アルカリ性を示した。

4) As の溶出・拡散評価

これまでの実験結果を踏まえ、ずりからの As 溶出と覆土材料を敷土として用いた場合の As 吸着を考慮し、敷土外部への As 漏洩量を評価した。漏洩量の評価に際しては、1 次元移流拡散方程式のステップ入力に対する解析解における下記の近似式⁹⁾に逐次溶出試験結果を踏まえたずりからの As 溶出濃度を与えて解析した。

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc} \left\{ \frac{x - \left(\frac{v}{R_f} \right) \cdot t}{2\sqrt{(D/R_f) \cdot t}} \right\} \dots (3)$$

$$R_f = 1 + \frac{\rho_d}{\theta} K_d \dots (4)$$

ここで、C は敷土下部からの漏洩濃度、C₀ はずりからの As 溶出濃度、x は距離、v は浸透速度、R_f は遅延係数、D は分散係数、t は時間、ρ_d は乾燥密度、θ は体積含水率である。

表-7.16 に示す入力値(ずり厚 2.5m、敷土厚 0.5m)を用い、逐次溶出試験結果から実際の降雨浸透量を考慮し、図-7.21 に示すようなずりからの As 浸透量を設定した。ここで、敷土厚は覆土厚をそのまま置き換えた場合を想定した。また、分配係数 K_d は吸着試験の最大濃度における吸着量から算定した値を採用した。

これらを入力条件とした敷土底部からの As 漏洩解析結果を図-7.22 に示す。この図より、敷土厚 0.5m では床掘土及び購入土ともに、As の濃度低減効果は期待できるが、土壌溶出量基準値を超過した。そのため、敷土厚を 1.0m、分散係数を 0.3m²/y に設定し、その他のパラメータは変更せずに再度解析を行った結果を図-7.23 に示す。この図より、十分な濃度低減が期待できる結果となった。いずれの場合も、細粒分を含む現地発生土を用いることにより As 漏洩濃度の低減が可能であり、As を含有する掘削ずりの処理対策の合理化を図ることができる。ただし、K_d を求めるための吸着試験は、大気条件下で行った試験であり、覆土を施し

た盛土内の酸素濃度は夏期には 5% 以下の還元的環境下になる⁷⁾。今後、同環境下における As の吸着能を明らかにする必要があるものとする。

表-7.16 パラメータ入力値

パラメータ	入力値	
	床掘土	購入土
ずり層	層厚=2.5m θ=0.3	
敷土層	層厚=0.5m ρ _d =1.16g/cm ³ θ=0.2 K _d =271L/g D=0.1m ² /y	層厚=0.5m ρ _d =1.20g/cm ³ θ=0.2 K _d =261L/g D=0.1m ² /y
有効降雨量	v=365mm/y	

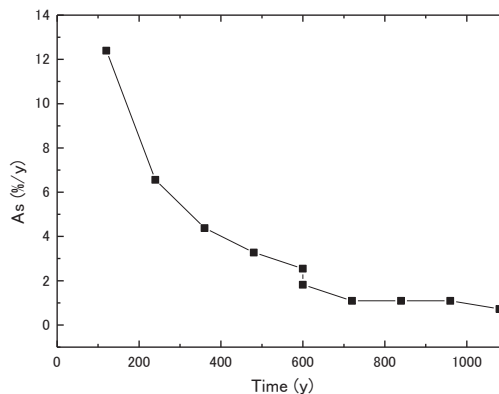
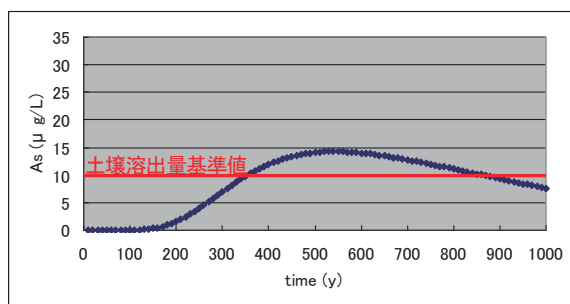
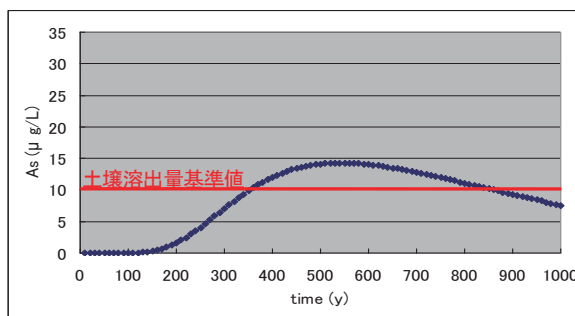


図-7.21 経年変化とヒ素浸透率の関係

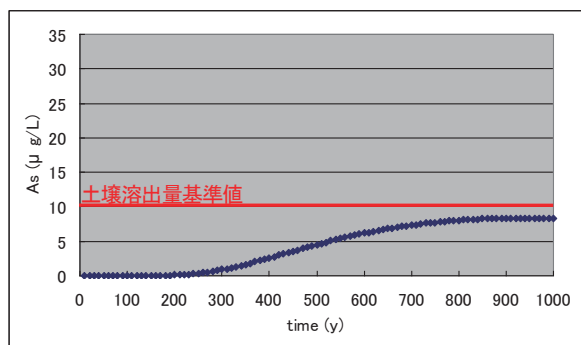


(1) 床掘土

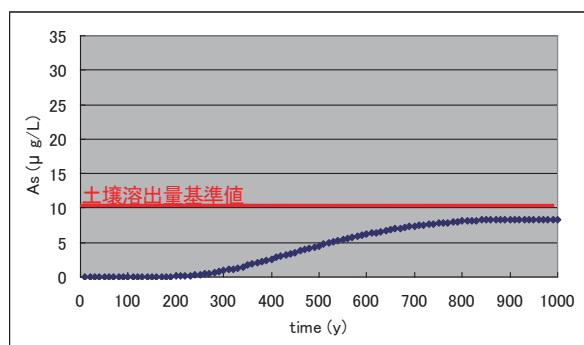


(2) 購入土

図-7.22 解析結果 (敷土厚 : 0.5m)



(1) 床掘土



(2) 購入土

図-7.23 解析結果（敷土厚：1.0m）

7.4.2 植物浄化工法の検討

植物浄化工法は、原位置処理のため汚染土を移動させる必要がなく二次的な汚染のリスクが少ないこと、覆土の植生として補助的に用いることで汚染対策全般にかかるコストの低減および安全性の向上に寄与できることなどが長所として挙げられる。一方、土木事業での適用例が少なく実用的な対策手法として確立していないため、本研究で検討を行った。

(1) 検討方法

本検討は、積雪寒冷地において重金属に対する耐性および重金属の高集積能を有する植物を探す植生調査と調査により得られた植物の栽培実験により行った。

1) 植生調査

植生調査は、北海道内で多数問題となっているヒ素に着目し、重金属高集積植物の実用性を判断する目安値として 1,000mg/kg¹⁰⁾以上のヒ素を集積する植物を見つけることを目的に実施した。調査対象地は、熱水変質によってもたらされた自然由来のヒ素等の重金属が多く地山に含まれている可能性のある北海道内の廃止鉱山とその近傍とした。調査地を図-7.24に示す。

調査内容は、廃止鉱山周辺における現地踏査、植生・土壌を採取し、植物内含有量分析及び土壌含有量・

溶出量試験を実施した。

植物内含有量分析は草本類を対象とし、植物中の重金属を測定するため ICP-MS 分析（誘導結合プラズマ質量分析）を行った。土壌含有量試験は、土壌中の重金属含有量を測定するために検量線法による蛍光 X 線分析を行った。土壌溶出量試験は、地下水中に溶け出す重金属濃度を把握する目的で平成 15 年 3 月 6 日環境省告示第 18 号付表に準じた方法で試験を実施した。溶出液の分析項目は、pH、ヒ素である。



図-7.24 調査位置図

2) 栽培試験

植生調査により得られた植物が、植物浄化工法用の植物としての適用性を検討するため、室内栽培試験を実施した。栽培に用いる土壌は、2 種類のヒ素含有量の多い人為的汚染土壌（A 土壌、B 土壌）とし、化学性状を表-7.17 に示す。この 2 種類の土をそれぞれ 3 号鉢に入れ、調査により得られた植物の苗を導入して栽培した。栽培は 1 植物 1 土壌あたり 3 ポットとした。栽培期間は約 3 ヶ月間行った。栽培期間中には適宜、水と液体肥料を与えた。植物の浄化効果を確認するため、栽培前後における植物中の重金属濃度、土壌中の重金属含有量および溶出量を分析した。分析方法は、植生調査で行った分析方法と同様である。

表-7.17 人為的汚染土壌の化学性状

土 壌	ヒ素含有量	ヒ素溶出量	pH
	mg/kg	mg/l	
A土壌	322	0.048	7.5
B土壌	771	1.77	7.5

(2) 検討結果

1) 植生調査結果

現地踏査で確認した種は 178 種である。調査地は、シラカンバを主体とする落葉広葉樹林が広がっており、植生の多くは北海道西南部の丘陵地から山地に普通に

分布する種で構成されていたが、特異な群落あるいは種は観察されなかった。また、鉱床周辺において酸性土壌や重金属含有量の多いと予想される土壌では、図-7.25に示すとおりハルガヤ、ススキ、オオイタドリ、ヒメスイバ、オオヨモギ、ヒメノガリヤスおよびズミの順に出現頻度が高くなった。

土壌含有量・溶出量試験の結果、調査地の岩石土壌を色や産状から区分し、それぞれのヒ素含有量、溶出量を表-7.18に示す。含有量は鉱床近傍ほど高い傾向が見られ、最大値は600mg/kg以上と多い。しかし、溶出量は一部を除いて環境基準値0.01mg/L以下を示し、含有量が多い割には小さい値となっている。

次に、植物分析の結果を表-7.19に示す。77試料の植物を採取し、ヒ素含有量の分析を行った結果、0.057~194.9mg/kgを示した。このうち、ヒ素濃度の高い鉱床近傍で採取したヒメノガリヤスおよびヒメスイバでそれぞれ80.99mg/kg、194.9mg/kgと高い値を示すことが明らかとなった。ヒメスイバおよびヒメノガリヤスのヒ素含有量と、その生育箇所における土壌中の

ヒ素含有量を表-7.20に示す。ヒメスイバが30%、ヒメノガリヤスが18%であり、いずれも土壌中のヒ素をすべて吸収していない。両植物ともにヒ素吸収メカニズムが不明であるが、水溶態のヒ素を吸収すると考えると調査地での砒素溶出量が0.01mg/L以下と低く、高濃度に溶出する地域ではさらに吸収する可能性が考えられる。

表-7.18 土壌区分毎のヒ素含有量・溶出量

土壌区分	含有量	溶出量	
	ヒ素(mg/kg)	ヒ素(mg/l)	pH
褐鉄鉱鉱床	659.3	0.001	2.1
硫化鉄鉱床	278.6	0.002	3.8
灰色土	210.6	0.001	3.9
白色土	149.4	<0.001	2.6
ガレ場(崩積土)	145	0.003	3.1
植生(褐色土壌)	75.3	0.005	4.9
赤色土	71	0.002	6
盛土	14.1	<0.001	4.8

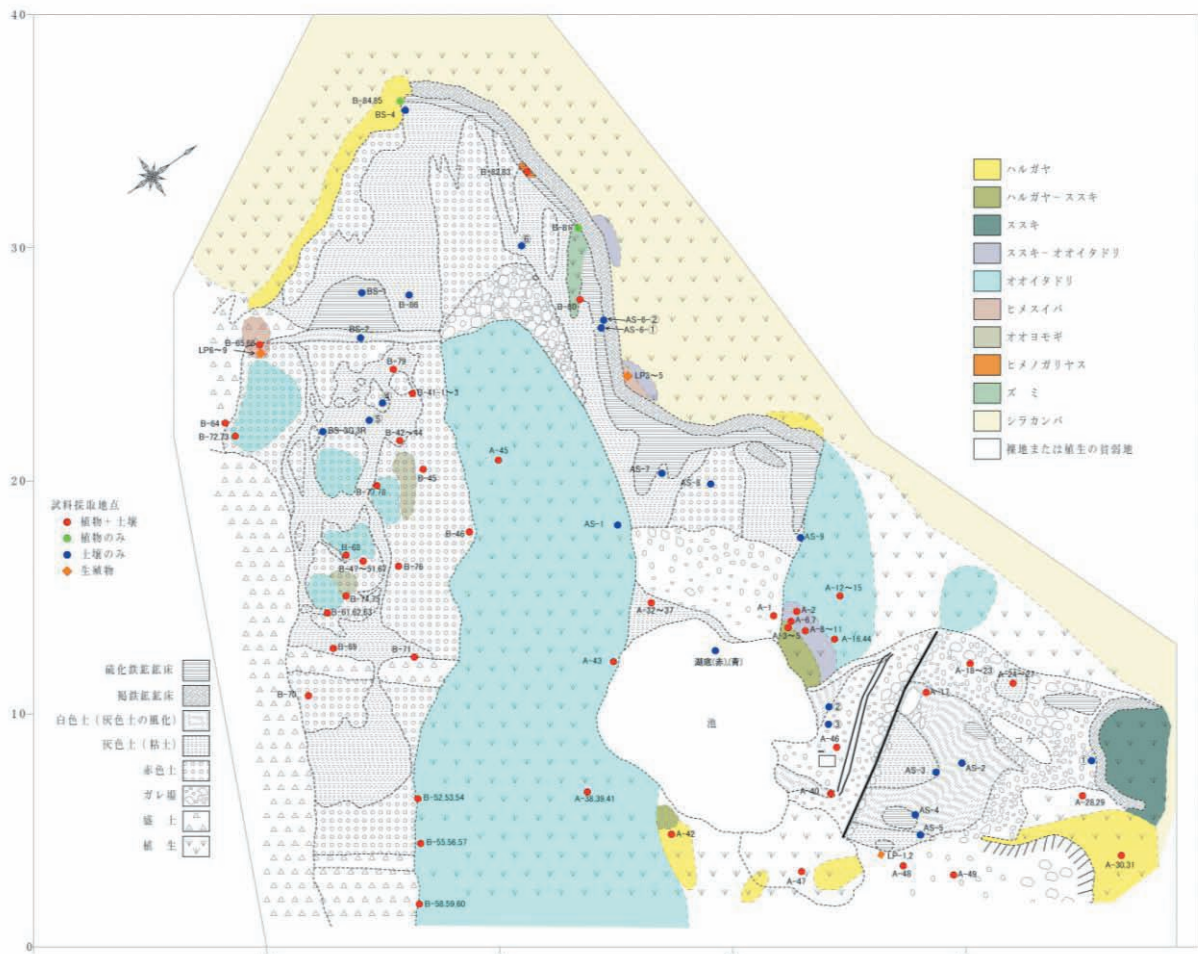


図-7.25 鉱床周辺における植生分布および試料採取位置図

表-7.19 植物中のヒ素濃度の頻度

ヒ素濃度 範囲 (mg/kg)	頻度 (試料)	備考
0~10	75	75試料の平均値は0.986mg/kg
10~100	1	試料A-83 (植物名ヒメノガリヤス) で80.99mg/kg
100~200	1	試料A-80 (植物名ヒメスイバ) で194.9mg/kg

表-7.20 ヒメスイバ及びヒメノガリヤスの試験結果

	土壌中の ヒ素濃度 (mg/kg)	植物中の ヒ素濃度 (mg/kg)	植物中ヒ素 土壌中砒素
ヒメスイバ	659.3	194.9	30%
ヒメノガリヤス	461.3	80.99	18%

(2) 栽培試験結果

植生調査により、比較的ヒ素吸収能力の高いヒメスイバ及びヒメノガリヤスを用いて栽培試験を行った。両植物は、ヒ素の高集積植物の目安である1,000mg/kg⁷⁾と比較すると小さいが、植物採取地点の土壌のヒ素溶出量が0.01mg/Lと小さいことから溶出量の大きい土壌を用いてヒ素吸収能力を把握することを試験の目的とした。

栽培試験前後におけるヒ素含有量の一覧表を表-7.21、7.22に示す。ヒメスイバのヒ素含有量は最大361mg/kgの吸収が見られ、この値は植生調査結果よりも大きな値を示した。ただし、ヒ素の高集積植物の目安である1,000mg/kg¹⁰⁾以下であること、個体差の影響も考えられるが、ヒ素高濃度の土壌で枯死する場合もあることから、浄化目的で使用する場合には土壌中のヒ素含有量の条件に制限のある可能性があるものとする。

ヒメノガリヤスのヒ素含有量は20mg/kgと小さく、植生調査結果よりも小さい値を示す。これは、調査地で生育している土壌が溶出試験においてpH3.8の酸性であるのに対し、栽培試験で用いた土壌は溶出試験においてpH7.5の中性であり、ヒ素が溶出しやすい酸性やpH8~9の弱アルカリ性での環境とは異なるため、ヒ素吸収能力は土壌からの溶出液のpHに左右されたことによるものとする。

以上より、ヒメスイバおよびヒメノガリヤスは適用できる土壌に制限があることや、ヒ素高集積植物の目安と比較するとヒ素含有量が1/3~1/100と小さいことなどから実用化にあたっては課題を有することが確認された。

表-7.21 栽培試験前後のヒ素含有量 (ヒメスイバ)

試料	ポット	ヒ素濃度 mg/kg	乾物重 g/株	除去量※ μg/株	備考
移植前	①	0.7	0.085	-	
	②	1	0.099	-	
	③	0.3	0.093	-	
A土壌で栽培後	①	7	0.798	5.6	
	②	6.2	0.63	3.9	
	③	14	1.219	17.1	
B土壌で栽培後	①	169	0.458	78	
	②	135	0.54	73	
	③	362	0.127	46	枯死

※除去量(μg/株)=ヒ素濃度(mg/kg)×乾物量(g/株)

表-7.22 栽培試験前後のヒ素含有量 (ヒメノガリヤス)

試料	ポット	ヒ素濃度 mg/kg	乾物重 g/株	除去量※ μg/株
移植前	①	1.2	0.184	-
	②	1	0.236	-
	③	6.2	0.164	-
A土壌で栽培後	①	1.8	0.312	0.5
	②	4.2	0.311	1.3
	③	7.7	0.506	3.9
B土壌で栽培後	①	19.3	0.214	4.1
	②	14.3	0.439	6.3
	③	16.2	0.3	4.9

※除去量(μg/株)=ヒ素濃度(mg/kg)×乾物量(g/株)

7.5 まとめ

本研究では、自然的原因による重金属を対象に合理的な重金属の評価・対策法の技術開発を目的に、汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案、汚染リスクの簡易判定手法の開発、および自然的原因による重金属を含む岩石ズリの対策・処理方法の構築などの調査研究を実施したものである。本研究から得られた成果をまとめると以下の通りである。

7.5.1 汚染リスクの高い地質環境の調査法の提案

(1) 北海道における重金属GISマップの作成

北海道における重金属GISマップを作成し、北海道内における重金属を含有する地質について検討した。その結果、北海道内における重金属を含有する地質(全鉱床)では、新第三紀火山岩類で37%、付加体の堆積岩類で22%と多いことが判明した。特に北海道で課題となっているAsでは新第三紀及び第四紀の火山岩類で76%、Pbでは、Pbを含むCu/Pb/Zn鉱床では新第三紀火山岩類で49%、付加体堆積岩類で24%の割合で含有されていることが判明した。

7.5.2 汚染リスクの簡易判定手法の開発

(1) 粒径分布に応じた重金属溶出量評価法の検討

公定法、および同法と粒径を変えた溶出試験法を、北海道各地の重金属を含有する岩石ズリで実施した。

また、異なる粒径での長期溶出について検討するため 2mm および 40mm を最大粒径とする長期溶出試験を実施した。この結果、以下のことが判明した。

1) As、Pb、Se とも岩種により多少のばらつきはあるが、粒径が大きくなるほど溶出量が減少する傾向が確認された。

2) 長期溶出については、堆積岩類 (SL,MS,WS) において、経過日数 60~80 日までに概ね最大溶出量となっていることが判明した。

3) 公定法、最大粒径 40mm の溶出量分析および長期溶出量の比較から、溶液が酸性化する火山礫凝灰岩など一部の例外を除き、40mm での溶出試験が長期溶出を安全側かつ比較的経済的に評価していることを確認した。

4) 以上をもとに、最大粒径を 40mm とする 40mm 溶出試験法 (素案) を提案した。

(2) 酸性化する試料の重金属溶出量評価法の検討

1) 溶出水が酸性化する試料を用いた溶出試験では、Pb について、46 号試験では基準値以下であった AN1 において、長期溶出試験では 180 日で基準値を超過し、希硫酸溶出試験でも基準値を超過して検出された。

2) 長期溶出試験の溶出水の陽イオン・陰イオン濃度は、46 号試験および希硫酸溶出試験と調和的であり、強制酸化試験とは異なる。

(3) 長期汚染リスクを考慮した重金属溶出量評価フロー (素案) の検討

酸性化試料を用いた溶出試験結果を踏まえて長期汚染リスクを考慮した重金属汚染評価フロー (素案) を提案した。同法では、長期溶出試験値が実際の現場での岩石ズリからの溶出とどの程度対応しているかについて検討を要する必要があるが、今後、合理的な溶出量分析法を構築していくうえで重要な示唆を与えていると考えられる。

(4) 目視判定による汚染リスクの簡易判定手法の検討

地質調査ボーリングのコア観察を行い、岩石の色調や硬軟から試料の変質状況を区分した。P-XRF でのヒ素の含有量は、ICP-MS の含有量と比較的良好な相関が得られるとともに、珪化~粘土化と区分した試料で高い値を示した。また、公定法によるヒ素の含有量が 10mg/kg 以上の場合、ICP-MS および P-XRF による含有量は比較的良く対応する。一方、公定法の含有量が 10mg/kg 未満の場合、両方法による含有量は高い値 (評価として安全側) で検出される傾向が認められた。以上の結果から、コア観察 (肉眼観察) により岩石の

色調や硬軟から変質状況を区分する方法は、ヒ素の含有や溶出の傾向を概略的に把握する方法として活用が可能である。さらに、P-XRF 分析結果を付加することでより効果的な判断が可能である。

(5) 還元環境溶出試験の検討

岩石試料を用いて公定法、脱酸素水・還元剤を用いた溶出試験を行った結果、還元剤を用いた溶出試験は、還元的な環境を再現するには有効な方法であることが明らかになった。また、鉄化合物から As が解離するような溶出特性のものを評価できる試験方法であることもわかった。

7.5.3 対策・処理方法の提案

(1) 覆土処理工法の検討

覆土処理工法の検討では、現場実験においては、盛土内の地温は冬期間でもプラス温度を示し、酸素濃度は無対策のケースと比較して、覆土を施したケースで夏期に減少し冬期に増加する傾向を示した。また、盛土内のヒ素溶出量は、無対策のケースはもとより覆土を施したケースにおいても土壌溶出量基準値を超過した。また、As の溶出・拡散評価を行うために実施した室内試験では、覆土材料に使用した床掘土及び購入土は、As の吸着能を有し、ヘンリー式で仮定することにより表現が可能であった。室内試験結果より実施した As の溶出・拡散評価では、細粒分を含む現地発生土を用いることにより As 漏洩濃度の低減が可能であったことから、現地発生土の吸着効果を利用した処理対策が有効であることが明らかとなった。

(2) 植物浄化工法の検討

植生調査では、ヒメスイバおよびヒメノガリヤスの 2 種類の植物で比較的高濃度のヒ素が確認された。ヒ素含有量は、ヒメスイバが 194.9 mg/kg、ヒメノガリヤスが 80.99 mg/kg である。

栽培実験では、ヒメスイバのヒ素含有量は最大で 361mg/kg の吸収が見られ、この値は植生調査結果よりも大きな値を示した。ただし、ヒ素の高集積植物の目安である 1,000mg/kg¹⁰⁾以下であることやヒ素高濃度の土壌で枯死する場合もあることから、浄化目的で使用するには土壌のヒ素含有量の条件に制限があるものと考えられる。一方、ヒメノガリヤスのヒ素含有量は 20mg/kg と小さく、植生調査結果よりも小さい値を示した。これは、植生調査地で生育している土壌が酸性であるのに対し、本試験で用いた土壌が中性であるため、ヒ素吸収能力は土壌の pH に左右されたと考えられる。

参考文献

- 1) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会：建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）、国土交通省 HP、2010.3.
<http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/recyclehou/manual/index.htm>
- 2) 阿南修司、岩石由来の環境汚染対策研究グループ：「岩石に由来する重金属汚染リスクの分布調査」、平成 16 年度研究発表会講演論文集、pp.329-332、日本応用地質学会、2004.
- 3) 北海道開発庁：北海道地下資源調査資料、No.1～125、1951～1971.
- 4) 工業技術院地質調査所：北海道金属非金属鉱床総覧、1967.
- 5) 経済産業省資源エネルギー庁：広域地質構造調査報告書、昭和 56 年度～平成 15 年度、1982～2003.
- 6) (独)産業技術総合研究所ホームページ：20 万分の 1 日本数値地質データベース、
<http://www.aist.go.jp/RIODB/db084/>
- 7) 田本修一他：覆土による重金属汚染対策に関する現場実験、地盤工学会北海道支部第 47 回技術報告会、pp.247-250、2007.2.
- 8) (独) 土木研究所：建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（案）、土木研究所資料第 3903 号、2003.7.
- 9) Bear, J.: *Hydraulics of Groundwater*, McGraw Hill, 1979.
- 10) Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D. and Reeves, R.D.: The possibility of in situ heavy metals decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 11, pp.41-49., 1994.

8. 結論

生活や経済活動、生態系の基盤である水・地盤環境に関して、医薬品や病原微生物、重金属等の有害物質による汚染が懸念されており、ヒトや生物に対するリスクを適切に評価するとともに、影響を軽減するための方策が求められている。本重点プロジェクト研究では、汚染物質等の分析方法開発と存在実態の解明、環境リスク評価手法の開発、リスク軽減のための対策手法の開発等について、研究を行った。

「医薬品・病原微生物等の測定手法の開発および存在実態・挙動の解明」については、まず、生産量が多い医薬品や国内で検出例のある医薬品など 95 物質を選定して、その一斉分析法を開発した。また、抗インフルエンザウイルス剤や抗真菌薬等の分析法も開発した。

次いで、一斉分析法を用いて水環境中での医薬品類の存在実態を調査し、流域の土地利用状況や排水処理形態が医薬品類の検出数と濃度に与える影響を明らかにした。また、畜産施設を含む農村地域における雨天時の医薬品の流出実態を明らかにした。さらに、下水処理場における医薬品の存在実態と処理プロセスでの除去特性を明らかにした。

感染性胃腸炎の原因として注目されるノロウイルスについて、分子生物学的手法を用いた検出方法の最適な測定条件を確立した。また、クリプトスポリジウムについて、不活化評価のための FISH 法の適用性を評価した。さらに、下水処理場における薬剤耐性菌の実態を明らかにするとともに、塩素消毒の不活化効果を評価した。

「水質リスク評価手法および対策技術の開発」については、51 物質の医薬品類について 5 生物種による生態影響評価を行い、予測無影響濃度を算出した。藻類の医薬品に対する感受性が高かったことから、医薬品のスクリーニングとして藻類生長阻害試験が活用できることを明らかにした。さらに、河川水中の医薬品類濃度と予測無影響濃度を用いて生態リスク初期評価を行い、数種の抗生物質と殺菌薬においてハザード比が 1 を超えることを明らかにした。また、河川水の濃縮試料について藻類毒性を調べたところ、溶存有機物濃度等との間に正の相関が見られた。この他、メダカの遺伝子発現により都市河川水の魚類影響が評価できることを明らかにした。

対策技術として、微生物保持担体を用いた生物処理法が下水処理水中の医薬品類の除去率向上に有効であるこ

とを明らかにした。また、消毒等によるノロウイルスの不活化効果推定手法として、ネコカリシウイルスの遺伝子減少量と不活化効果の関係をを用いる手法を提案した。

「地盤汚染分析法および評価法の開発」については、大量の建設発生土について短時間で汚染の可能性を把握するため、検液作成に要する時間を 20 分程度まで短縮可能な土研式簡易前処理法を開発し、留意事項と併せて示した。また、岩石からの重金属等の長期溶出特性を評価する手法として、酸化的環境および還元的環境ごとに短期間試験の組み合わせ方法を提案した。さらに、北海道において、重金属溶出に注意が必要である地域や岩石を明らかにするとともに、岩石の汚染リスクの簡易判定手法として、コア観察手法が活用が可能であることを示した。

地盤汚染の定量的な影響評価手法として、サイト概念モデルを用いた手法を検討し、表計算シートを用いて二次元の移流分散解析を行う「1DTRANSU」を整備した。本ソフトは土木研究所ホームページから配布した。

「地盤汚染対策法の開発」については、掘削ずりを盛土構造物に利用するため、盛土条件の違いによる重金属等の溶出特性を把握し、酸化的な内部環境を維持する覆土構造が重要であること、締固め等によって重金属等の排出負荷量を低減できる可能性があることを明らかにした。また、植物を用いた浄化工法について、浄化手法として適用できる土壌ヒ素含有量に制限があることを示した。

なお、以上の地盤汚染に関する研究成果の一部は、国土交通省が公表した「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」や、「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）」に反映させた。

循環型社会形成のためのリサイクル建設技術の開発

循環型社会形成のためのリサイクル建設技術の開発

脇坂 安彦¹⁾ 鈴木 穰²⁾ 明嵐 政司³⁾ 西崎 到⁴⁾ 新田 弘之⁵⁾ 佐々木
巖⁶⁾ 久保和幸⁷⁾ 加納孝志⁸⁾ 川上篤史⁹⁾ 尾崎 正明¹⁰⁾ 岡本 誠一郎¹¹⁾
落 修一¹²⁾ 山下洋正¹³⁾ 宮本豊尚¹⁴⁾ 桜井健介¹⁵⁾

Development of Recycling Construction Technologies for Recycling-oriented Society

WAKIZAKA Yasuhiko, SUZUKI Yutaka, MEIARASHI Seishi, NISHIZAKI Itaru,
NITTA Hiroyuki, SASAKI Iwao, KUBO Kazuyuki, KANO Takashi, KAWAKAMI Atsushi,
OZAKI Masaaki, OKAMOTO Seiichiro, OCHI Shuichi, YAMASHITA Hiromasa,
MIYAMOTO Toyohisa and SAKURAI Kensuke

要旨

循環型社会構築のため、建設分野のリサイクル技術として、他産業リサイクル材料利用の評価手法、舗装分野のリサイクル技術、および、公共事業由来バイオマスの資源化技術について、開発等を行った。その結果、「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル（第二版）」を取りまとめた。また、熔融スラグ等の舗装への適用における環境負荷や路面性状変化等を明らかにし、適用性の評価を行うとともに、劣化アスファルト舗装の再生利用において、圧裂試験の品質評価法としての有効性や再生用添加剤の評価に関する留意事項等を示した。さらに、国土交通省所管事業から発生する樹木剪定物等のエネルギー賦存量や付加処理による緑化基盤材としての有効性を明らかにするとともに、下水汚泥加圧流動炉と過給機を組み合わせたシステム等を開発し、その安定性や環境負荷低減効果、エネルギー変換効率を確認した。

キーワード：建設分野、リサイクル技術、環境負荷、材料評価、熔融スラグ、舗装、再生利用、バイオマス、エネルギー賦存量、加圧流動炉

Synopsis

To contribute to a Recycling-oriented Society in the field of public works, research on evaluation methods of industrial byproducts to be reused as construction materials, pavement recycling technologies, and reusing technologies of biomass produced from public work were carried out as one of the priority projects. Followings are the results: “Manual of Reuse of Industrial Byproducts for Construction Works” was revised as the second edition which incorporated new technologies and the environmental load evaluation methods adapting LCA. Application of molten slag to pavement was evaluated from the view points of environmental loads and pavement properties. The indirect tensile testing was clarified as the effective evaluation method of aged asphalt pavement quality, and the evaluation methods for rejuvenate additives were needed for a sustainable asphalt recycling system. Energy potential of organic wastes produced from road and river bank maintenance was evaluated, and their applicability as planting base after additional treatment was confirmed. Pressured fluidized bed incinerator was developed, and its stability, effect of reducing environmental load, and energy recovering ratio were clarified.

- 1) 元材料地盤研究グループ長 (現 地質監)
- 2) 材料資源研究グループ長

- 3) 材料資源研究グループ付
- 4) 材料資源研究グループ 新材料チーム 上席研究員
- 5) 材料資源研究グループ 新材料チーム 主任研究員
- 6) 材料資源研究グループ 新材料チーム 主任研究員
- 7) 道路技術研究グループ 舗装チーム 上席研究員
- 8) 元道路技術研究グループ 舗装チーム 主任研究員 (現 大成ロテック株式会社 技術研究所 課長)
- 9) 道路技術研究グループ 舗装チーム 主任研究員
- 10) 元材料地盤研究グループ リサイクルチーム 上席研究員 (現 国土交通省国土技術政策総合研究所 下水道研究部 下水道機能復旧研究官)
- 11) 元材料資源研究グループ リサイクルチーム 上席研究員 (現 水環境研究グループ 水質チーム 上席研究員)
- 12) 元材料地盤研究グループ リサイクルチーム 主任研究員 (現 財団法人下水道新技術推進機構 副部長)
- 13) 元材料地盤研究グループ リサイクルチーム 主任研究員 (現 国土交通省国土技術政策総合研究所 下水道研究部 下水処理研究室 室長)
- 14) 元材料地盤研究グループ リサイクルチーム 研究員 (現 市川市 水と緑の部 次長)
- 15) 材料資源研究グループ リサイクルチーム 研究員

循環型社会形成のためのリサイクル建設技術の開発

目 次

ページ数

1. 序論	1
2. 他産業リサイクル材料の有効利用技術に関する研究	2
2. 1 概説	2
2. 2 「マニュアル第一版」では扱われていないリサイクル材料と利用技術の追加の検討	2
2. 3 「マニュアル第一版」に記載されている利用技術の最新情報による更新	9
2. 4 新たなりサイクル材料利用技術の開発	11
2. 5 他産業リサイクル材料の利用の妥当性などの評価手法の開発	12
2. 6 「マニュアル第二版（素案）」の作成	14
2. 7 まとめ	14
(参考文献)	
3. 溶融スラグ等の舗装への適用性評価に関する研究	17
3. 1 概説	17
3. 2 溶融スラグ等の品質等の実態調査	17
3. 3 溶融スラグ等利用舗装のライフサイクル評価	20
3. 4 再生資材利用による耐久性への影響評価	28
3. 5 他産業再生資材の利用によるコストへの影響評価	30
3. 6 まとめ	32
(参考文献)	
4. 劣化アスファルト舗装の再生利用に関する研究	34
4. 1 概説	34
4. 2 アスファルト発生材の新たな品質評価方法の検討	34
4. 3 再生加熱アスファルト混合物の配合設計方法の検討	36
4. 4 アスファルトモルタルによるポーラスアスファルト舗装発生材の品質評価方法の検討	38
4. 5 再生用添加剤の品質評価方法の検討	41
4. 6 再生骨材中の劣化アスファルトの品質評価方法	42
4. 7 再生用添加剤の品質と繰返し再生への適用性	44
4. 8 改質材を含む劣化アスファルトの再生利用方法	46
4. 9 低針入度骨材を再生した舗装の耐久性評価	47
4. 10 再生排水性舗装の長期耐久性の評価	48
4. 11 まとめ	50
(参考文献)	
5. 公共事業由来バイオマスの資源化・利用技術に関する研究	52
5. 1 概説	52

5. 2	バイオマスインベントリーシステム	52
5. 3	微量有害物質の試験方法の開発	53
5. 4	エネルギー変換技術（過給式流動炉）の開発	54
5. 5	バイオガスエンジンの開発	57
5. 6	緑化基盤用ピートモス代替開発品の現地適用評価	59
5. 7	まとめ	60
	(参考文献)	
6.	結論	62

1. 序論

地球環境を維持保全していくためには、限りある資源を有効に活用し、省資源、省エネルギーに努め、循環型の社会を構築していくことが不可欠である。大量の資源を用いている建設分野にも、その一翼を担うことが求められている。具体的には、まず、生活や産業活動から発生する有機性廃棄物、建設副産物や産業廃棄物などのリサイクル促進、下水汚泥をはじめとするバイオマスの有効活用などの技術開発を進めていく必要がある。次に、建設分野への利用要請が高まってきている他産業リサイクル材料の利用を促進するために、利用者が安心して使えるリサイクル材料の評価、利用技術の確立が求められている。さらに、国土交通省所管事業から毎年大量に発生しているバイオマスは、これまで廃棄、処分の対象とされてきたが、地球温暖化対策などの点からも、これらを資源と位置付け、安全性を確保した上での積極的な利用が求められている。

本重点プロジェクト研究では、建設分野のリサイクル技術のうち、他産業リサイクル材料の利用評価法、舗装分野のリサイクル技術および公共事業由来バイオマスの資源化技術の開発を研究の範囲とし、以下の達成目標を設定した。

- ・他産業リサイクル材料利用のための評価手法の提案
- ・舗装分野のリサイクル技術の開発
- ・公共事業由来バイオマスの資源化技術の開発

また、本重点プロジェクト研究では、上記の目標を達成するため、以下に示す研究課題を設定して研究を行った。

- ①他産業リサイクル材料の有効利用技術に関する研究
- ②熔融スラグ等の舗装への適用性評価に関する研究
- ③劣化アスファルト舗装の再生利用に関する研究
- ④公共事業由来バイオマスの資源化・利用技術に関する研究

2. 他産業リサイクル材料の利用技術に関する研究

2.1 概説

資源循環型社会の実現に向けて、建設副産物や産業廃棄物のリサイクルのための技術開発やシステムづくりが各方面で進められている。建設副産物については、土木研究所における既往の研究等^{1~4)}によるマニュアルの作成など、研究成果が社会へと還元されている。一方、他産業からの廃棄物の多くは、処分場の逼迫や高騰する処分費の問題によりリサイクルに限界を抱えており、建設資材としての利用に大きな期待が向けられている^{5~9)}。土木研究所では、これに対しても検討を行い、2006年に「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル」¹⁰⁾（土木研究所編著、大成出版刊行、以降、「マニュアル第一版」と略す）を発刊している。この中では建設工事以外から発生するリサイクル材を技術レベルに応じて3段階に区分し、「利用技術マニュアル」「試験施工マニュアル」「今後の検討を待つ材料」の内容でとりまとめている。

本研究では、「マニュアル第一版」を改訂して、「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル（第二版）」（以降、「マニュアル第二版」と略す）を策定することを目的とした。このため、本研究では、大きく分けて次の①から④の4つの研究を行うとともに、これらの検討を踏まえて⑤を実施した。次節以降に本研究の主たる成果を報告する。

- ①「マニュアル第一版」では扱われていないリサイクル材料と利用技術の追加の検討
- ②「マニュアル第一版」に掲載されているリサイクル材料と利用技術の更新
- ③新たなリサイクル材料利用技術の開発
- ④他産業リサイクル材料の利用の妥当性などの評価手法の開発
- ⑤「マニュアル第二版」素案の作成

2.2 「マニュアル第一版」では扱われていないリサイクル材料と利用技術の追加の検討

「マニュアル第一版」では扱われていないリサイクル材料と利用技術の追加を検討するために、これらに係わる資料を収集して、必要に応じてヒアリングを行った上で、追加候補の抽出を行った。その上で、追加候補につ

いては、「マニュアル第二版」に掲載する内容の作成を行った。

2.2.1 新たなリサイクル材料と利用技術の抽出

平成18年度から19年度にわたって、文献調査や聞き取り調査などを行い、公共事業へ既に適用されている、あるいは今後の適用が検討されている他産業リサイクル材料を抽出した。ただし、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45年法律第137号）」で定義する「廃棄物」は対象外とした。また、「マニュアル第一版」の適用範囲外である法令あるいは建設技術審査証明等により品質基準が定められ、実用的に使用されている材料は、原則として調査の対象から除外している。

科学技術振興事業団が提供する科学技術文献速報のオンライン検索を利用して、キーワードの設定を「産業廃棄物・リサイクル・土木材料」として、過去五カ年に遡り、文献情報を収集した。その結果、93件の概要付き文献情報が抽出された。このうち、概要を通読して72文献を入手し、すべての文献を読み込んで、当該マニュアルに関係するものは41文献であることがわかった。

これらの文献の中で、マニュアル第一版では扱われていないリサイクル材料とその利用方法に関わるものは、28文献であった。これらの新しいリサイクル材料と利用

表-2.1 新しいリサイクル材料とその用途

	副産物	処理方法	用途	参考文献
1	廃木材	瀝青加熱	歩道用舗装	11,12
2	廃木材	生分解性樹脂混入	地盤材料	13,14
3	廃木材	焼却処理	ブロック、路盤材	15
4	都市ゴミ焼却灰等	水熱固化処理	舗装用タイル	16,17
5	下水道汚泥焼却灰等	乾燥	ILB	18,19
6	農業用廃ビニール	加熱粉砕	ILB	20-22
7	製紙スラッジ焼却灰	石灰添加	地盤材料	23,24
8	製鋼スラグ	—	地盤材料 SCP材	25-28
9	産業廃棄物	熔融固化	ILB、地盤材料	29,30
10	ペットボトル	破砕	気泡軽量混合土	31
11	FRP	破砕	歩道用舗装	32
12	廃白土	—	瀝青改質添加剤	33
13	不溶性スラッジ	焼結処理	タイル	34
14	廃瓦	破砕	歩道用舗装骨材	35
15	製鉄所の廃粘土	—	建設用資材の充填材	36
16	リン酸石膏	—	路盤材	37
17	焼却施設のボトムアッシュ	—	路盤材	38

方法の組み合わせを表-2.1に示す。

これらのリサイクル材料と用途の組み合わせは、大別すると、次に示す2種類に分けることが出来る。

- 1)副産物は「マニュアル第一版」に記載されているが、処理方法が異なるもの(表-2.1の”1”~”5”)
- 2)副産物が「マニュアル第一版」には記載されていないもの(表-2.1の”6”~”17”)

2.2.2 新たなリサイクル材料と利用技術の抽出

平成18年度に文献検索を通じて抽出した新たなリサイクル材料について、リサイクル製品の用途先の品質基準に対する適合性や環境安全性に対する情報を整理し、「マニュアル第二版」に掲載する候補としての妥当性について検討した。

表-2.2は品質や環境安全性の情報を整理し、課題等を記述したものである。さらに表にはこれらの情報に加えて地域性、発生量、利用可能量などを加味して、現時点での掲載に関する評価を行い、以下のような○△×の3段階で表した。

- a. 第二版での掲載へ向けての検討を進める:表中の○
- b. さらに文献などの情報を収集して掲載するかどうかの判断を行う:表中の△、
- c. 掲載は時期尚早:表中の×

この結果、表のように第二版での掲載へ向けて検討を進めるものとして、「廃木材(チップ化)」、「製紙スラッジ焼却灰(焼却灰)」、「製鋼スラグ(サンドコンパクションパイル用材)」、「ペットボトル(フレーク)」の4つを選定した。

表-2.2 新たなリサイクル材料の検討結果(その1)

副産物 (加工方法)	用途	品質	環境安全性	コメントと現時点での評価
廃木材 ¹¹⁾¹²⁾ (チップ化)	歩道用 舗装	<文献から抽出した項目> ・木質廃材の歩道用舗装材として利用検討。配合割合の決定に「マーシャル安定度試験」、混合物の品質性能として「骨材飛散抵抗性」、「滑り抵抗性」、「弾力性」、「耐流動性」評価。 i) 骨材飛散抵抗性: カンタブロ試験 ii) 滑り抵抗性: BPN測定 iii) 弾力性: SB・GB試験(反発係数) iv) 耐流動性: WT試験 <上記以外で考慮が必要な項目> ・歩道用舗装材の品質評価項目は、「舗装設計施工指針」の歩行者系舗装に準じる ・寒冷地などでは、耐摩耗性、耐凍結融解性による確認が必要。	<文献から抽出した項目> ・木質廃材混合物の溶出試験により有害物の溶出確認を実施。(具体的な試験方法の記述なし) <上記以外で考慮が必要な項目> ・自然環境の中から発生する廃木材については重金属等を含んでいないが、建築解体工事に伴う建築解体材には防腐剤などの有害な化学成分を含んでいるため、環境安全性に関する評価試験(「土壌の汚染に係わる環境基準」等)による確認が必要。	<コメント> ・供用とともに廃木材が腐敗し、土化していくので、供用上問題がないか確認が必要。 <現時点での評価>: ○ ・原材料を間伐材などに絞れば、現時点でも利用は可能と考えられる。掲載に向け検討が必要。
廃木材 ¹³⁾¹⁴⁾ (生分解性プラスチックと廃木材を混練したベレット)	地盤材	<文献から抽出した項目> ・木質ベレットについて、圧縮特性及び圧密特性の土質工学的性質について評価。 i) 圧縮特性 ii) 圧密特性 iii) 圧縮性・強度特性 <上記以外で考慮が必要な項目> ・木質ベレットを、路床あるいは盛土材等の地盤材料として利用する場合は、日本道路協会「道路土工指針」等の品質基準の確認が必要。	<文献から抽出した項目> ・環境関連評価については情報なし。 <上記以外で考慮が必要な項目> ・チップ化廃木材と同様、環境安全性に関する評価試験(「土壌の汚染に係わる環境基準」等)による確認が必要。	<コメント> ・長期的な物理的性質、及び力学的特性の変化についての検討が必要。 ・廃木材の腐敗が地盤に及ぼす影響についての調査が必要。 <現時点での評価>: △ ・腐敗による性状変化が懸念され、長期的な性状変化が確認されなければ使用は困難。
廃木材 ¹⁵⁾ (焼却灰)	ブロック 路盤材	<文献から抽出した項目> ・材料品質評価に関する記述なし <上記以外で考慮が必要な項目> ・歩道用ブロックへの利用あるいは路盤材に適用する場合は、「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」、「舗装設計施工指針」の品質基準の確認が必要。	<文献から抽出した項目> ・CCA処理木材※あるいはその他の化学処理木材について、燃焼試験により排ガスの性状、廃木材焼却灰の飛灰の溶出試験を実施。(※CCA:クロム・銅・砒素化合物系木材防腐剤)	<コメント> ・繰り返し再利用性の評価が必要。 <現時点での評価>: △ ・地域性、発生量などの観点からさらに確認が必要。
都市ごみ焼却灰等 ¹⁶⁾¹⁷⁾ (水熱ホットプレス)	舗装用 タイル	<文献から抽出した項目> 舗装用タイルとしての品質評価 ・基本性状: 湿潤密度、吸水率、保水量、熱伝導率 ・強度特性: 曲げ強度、圧縮強度、モース硬度 ・耐摩耗性: 摩耗量(砂落下法)、テーパー摩耗量 ・すべり抵抗性: BPN <上記以外で考慮が必要な項目> ・「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」等の品質基準の確認が必要。	<文献から抽出した項目> ・無機性廃棄物の熱処理した供試体について、「土壌の汚染に係わる環境基準について」(環境庁告示第46号)に基づく溶出試験を行っている。 <上記以外で考慮が必要な項目> ・全ての素材(廃棄物)について、溶出試験が必要。	<コメント> ・繰り返し再利用性の評価や破損時などの対応の検討などが必要。 <現時点での評価>: △ ・対象となる廃棄物を絞って、加工方法の有効性の判断が必要。

表-2.2 (つづき) 新たなリサイクル材料の検討結果 (その2)

副産物 (加工方法)	用途	品質	環境安全性	コメントと現時点での評価
下水汚泥焼却灰等 (18)(19) (真空プレス)	ILB	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・舗装用タイル (ILB) としての品質評価は、インターロッキングブロック協会及びアスファルト舗装要綱に準じて実施。 i) 曲げ強さ (インターロッキングブロック協会法) ii) 圧縮強さ (JIS R 1250 に準拠) iii) 吸水率 (JIS A 5209 に準拠) iv) 耐摩耗生 (JIS A 5209 に準拠) v) 滑り抵抗性 (BPN) (ASTM E-303 に準拠) vi) 耐凍害生 (サイクル) (JIS A 1435 に準拠) 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・「無焼成レンガブロック」は下水汚泥焼却灰、フライアッシュ、微砂キラ、キラ砂、キラ粘土、水砕スラグ、鋳物砂等の素材を使用しているため、環境安全性に関する管理として、原材料の受け入れ段階で「環境庁13号基準」、製品完成段階で「環境庁46号基準」を実施。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・原材料によっては、「六価クロム」「ひ素」「ほう素」等が溶出するケースもあるため、環境安全性に関しては、原材料及び製品段階で慎重に管理することが必要。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・繰り返し再利用性の評価が必要と考えられる。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・対象となる廃棄物を絞って、加工方法の有効性の判断が必要。
農業用鹿ビニール (21)-(23) (減容固化処理)	ILB	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・農業用ビニールを中間処理 (減容固化処理) したビニール紐をインターロッキングブロックへ適用するため、曲げ強度試験 (40×40×160mm) 及び一軸圧縮試験 (50Φ100mm) により、強度と鹿ビニール量 (添加量) を検討。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・ブロック材を舗装用として適用する場合は、「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」の品質基準を参照。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境評価に関する記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・雨水等の流出による環境汚染の確認のために、「土壌の汚染に係わる環境基準」等に基づく溶出試験が必要。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・ビニール紐を供試体の下から1cmの位置に設置しており、製品製造時の設置の均一性とそれに伴う品質の均一性についての検討が必要。 <p><現時点での評価>: ×</p> <ul style="list-style-type: none"> ・研究段階であり、実用性、経済性が不明。現時点での掲載は時期尚早。
製紙スラッジ焼却灰 (24)(25) (焼却灰)	地盤材料	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・P S 灰及び採石粘土の単体としての基本性状、及び混合物 (HB ソイル、HB サンド、HB グラウト) の物理的・力学的性状について評価。(HB ソイル、HB サンド) i) 単体の基本性状・・・粒度、単位容積重量、強熱減量、化学組成 ii) 混合物特性 <ul style="list-style-type: none"> ・締め固め特性・・・最大乾燥密度、最適含水比 ・透水性・・・透水性試験 ・強度特性・・・C B R、一軸圧縮強度、三軸圧縮試験による地盤材料としての評価 ・乾湿繰り返し抵抗性・・・乾湿繰り返し (細粒化の程度) の評価 <p>(HB グラウト)</p> i) 流動性・・・フロー値 (空隙充填性及び施工性) ii) 強度特性・・・一軸圧縮強度及び変形係数	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・有害物質の溶出に関して、製造時・工事中・竣工後に環境安全性について確認している。 i) 製造段階: 「土壌の汚染に係わる環境基準」、「ダイオキシン類対策特別措置法の水質に係わる項目」 ii) 工事着手前・着手後及び竣工後: 工事区間の上流側及び下流側より地下水を採取し水質を確認している。 ・「地下水の水質汚濁に係わる基準」、「ダイオキシン類対策特別措置法の水質に係わる項目」 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・P S 灰を土木材料等へ大量利用の場合、品質管理の面から灰の種類ごとの成分の変動の確認が必要。 ・P S 灰: P S 灰は、かさ比重が0.25~0.5程度とかなり小さいため軽量材としての特徴を有し、また粒径は5~425μmの範囲でシルト、細粒分が大半である。このため、軽量骨材、充填材等地盤改良材、のり面吹き付け材等へ利用が有効。 <p><現時点での評価>: ○</p> <ul style="list-style-type: none"> ・有利な材料特性もあり、掲載に向け検討が必要。品質安定性、発生量、発生地域の観点からさらに整理が必要。
製鋼スラッジ (26)(27)(29) (熱熔融処理)	地盤材料 SCP 材	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・製鋼スラッジ単体、及び地盤改良用製鋼スラッジ (SCP 用*) の混合物特性について評価している。 i) 単体としての基本性状: 粒度分布、比重、含水比、一軸圧縮強度 ii) 混合物特性: 密度、C B R 値、三軸圧縮強度、透水係数 <p>(※SCP: サンドコンパクションパイル)</p> <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・地盤材料として利用する場合は、日本道路協会「道路土工指針」などの品質基準を参照。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・地盤材料としての利用する場合の環境関連評価については記述なし ・SCP材として利用する場合、周辺環境への影響を調査するため、pH 及び有害物質の溶出を調査。 i) pH: 製鋼スラッジを海域で利用する場合、海水成分による緩衝作用又は希釈により、周辺海域の pH 上昇はほとんどなし。 ii) 有害物質の溶出: <ul style="list-style-type: none"> ・「海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律」による溶出試験で、「海洋汚染防止法水底土砂基準」をクリア。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・製鋼スラッジは、J I S 化されている。 <p><現時点での評価>: ○</p> <ul style="list-style-type: none"> ・「マニュアル第1版」にはSCP用材料としてのスラッジの扱いの記述がないため、掲載に向け検討が必要。
産業廃棄物 (30)(31) (溶融固化)	ILB 地盤材料	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・溶融スラッジ単体としての基本性状の評価項目。 i) 密度 (比重)、粒度、単位容積重量、液性・塑性限界、透水係数 ・溶融スラッジの土工材料としての適用性評価項目。 i) 締め固め特性・・・突き固め支援による最大乾燥密度、最適含水比 ii) 路床支持力・・・C B R 試験 (設計C B R) iii) せん断特性・・・三軸圧縮試験による内部摩擦角 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・地盤材料 (路床、盛土材) として利用の場合、日本道路協会「道路土工指針」、などの品質基準を参照。 ・ILBの場合は、「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」の品質規格を参照。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・溶融スラッジは1,200℃以上で高温溶融するので環境安全性の確認は、「カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン」の6項目の溶出基準の検出でよいとしている。(「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術指針マニュアル」) 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・溶融スラッジが生産されていない地域もあるため、使用に際しては骨材の入集の可能性の調査が必要。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・品質安定性、発生量、発生地域の観点からさらに整理が必要。

表-2.2 (つづき) 新たなリサイクル材料の検討結果 (その3)

副産物 (加工方法)	用途	品質	環境安全性	コメントと現時点での評価
ペットボトル ³²⁾ (フレーク)	気泡軽量混合土	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・PET フレークを使用した気泡混合土の品質評価としては、流動性(充填性)、施工性(ポンプ圧送の可能性)、及び施工後の強度。 i) 流動性及び施工性に関しては、P/C(セメント重量に対するPETフレーク重量)と供試体の空気量(Va)、湿潤密度(δt)、フロー値との関係から評価。 ii) 施工後の強度については、P/Cを変化させて、一軸圧縮強度及び変形係数との関係から、軽量性や施工性を損なわない範囲での配合を検討。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・適用場所として寒冷地域で使用する場合には、凍結融解に対する耐久性の評価(凍結融解の繰り返しによる相対動弾性係数の評価等)が必要。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・PETボトルの原料は、ポリエチレンテレフタレートで樹脂の一種であり、高温溶融処理の場合には有害ガスの発生に関する検討が必要であるが、常温でフレーク状に破碎して製造するPETフレークを使用する場合は環境に対して安全であると考えられる。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・気泡混合土工法は、混合する気泡の量やセメント添加量により、使用目的に応じた軽量性、流動性、強度を有する地盤材料を製造可能。 ・フレーク状のPETボトルは、軽量性に優れた特性を生かし気泡混合土の軽量性を損なわないで補強できる利点あり。 <p><現時点での評価>: ○</p> <ul style="list-style-type: none"> ・利用可能量、コスト等の観点からさらに整理必要。
FRP ³³⁾ (プレス成形)	歩道用舗装	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・ソフト感があり、すべりにくい歩道用舗装材であるため、品質評価としては、表面の硬さ、耐久性、すべり抵抗性、透水性、混合物の強度及び耐凍結融解性に関する評価試験を実施。 i) 表面の硬さ: 表面硬度 ii) 表面の耐久性: 表面ゴム層引っ張り試験(JIS K6251)、据え切り試験 iii) 透水性: 透水試験(JASS 7 M101) iv) すべり抵抗性: BPN測定(ASTM E303) v) 混合物の強度: 曲げ試験(JASS 7 M101)、圧縮試験(JIS K6911) vi) 耐凍結融解性: 凍結融解試験(JIS A1435) 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・FRPを加熱混合物に適用した場合、混合物製造時に臭気の発生が認められた事例がある。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・FRPは、バスタブ・システムキッチン等の使用済み製品や自動車部品等の異種材料が混合した状態にあり、再リサイクルが難しいと考えられる。 ・実施工による耐久性、長期供用性の評価が必要。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・地域性、発生量、利用可能量などの観点からさらに整理が必要。
廃白土 ³⁴⁾ (使用済み白土*) ※廃白土: 油脂精製工程における酸性白土による脱色工程で排出される使用済み活性白土	瀝青改良添加剤	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・廃白土を再生添加剤として使用した再生加熱アスファルト混合物について、再生アスファルト性状の回復度、再生混合物の性状評価を実施 i) 再生アスファルトの回復度 ii) 再生混合物のたわみ性 iii) 再生混合物の耐流動性 iv) 再生混合物の耐流動性・ひび割れ性 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・実施工による耐久性及び長期供用性に関する評価が必要。また、再リサイクル性の検討も必要。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・「廃白土」は産業廃棄物であるが、環境庁告示第13号(昭和48年)による廃白土の溶出試験結果によると、有害物質は検出されない事例があり、環境に対する影響は少ないものと考えられる。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐久性及び長期供用性の確認・評価が必要であると考えられる。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・地域性、発生量、利用可能量などの観点からさらに整理が必要。
不溶性スラッジ ³⁵⁾ (焼結*) ※金属の表面処理(リン酸塩被膜処理)時に発生する不溶性スラッジに大谷石の破碎くずを主に1000~1200℃で焼成	タイル	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・歩道・駐車場・公園等の舗装用ブロックであり、保水性、断熱性、吸音性を有しているところだが、材料品質評価に関する詳細の記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・ブロック材を舗装用として適用する場合は、「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」の品質基準を参照。 ・適用場所によっては、耐摩耗性(JIS A1451 床摩耗試験)あるいは耐凍結融解性(凍結融解試験)による評価が必要。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・原料・素材は、「大谷石」の破碎屑、化成スラッジ及び焼結助剤のガラス、粘土等であるが、1,000~1,200℃以上で加熱焼成されるため、重金属類やダイオキシン等に対する環境安全性は問題ないものと考えられる。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐久性及び長期供用性の確認・評価が必要。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・発生量が把握できておらず、判断できない。
廃瓦 ³⁶⁾ (破碎)	歩道用舗装	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・材料品質評価に関する記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・瓦廃材を使用した歩道・公園・園路用の舗装材であり、「インターロッキングブロック舗装設計施工要領」の品質規格の参照が必要。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・境安全性に関する評価試験(「土壌の汚染に係わる環境基準」等)による確認が必要。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐久性及び長期供用性の確認・評価が必要。 <p><現時点での評価>: △</p> <ul style="list-style-type: none"> ・品質安定性と発生量の観点から検討が必要。
製鉄所の廃粘土 ³⁹⁾ (焼成固化)	建設用資材の充填材	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・パウダー状の固化廃棄物(SWSW: steel)を添加したセラミック体と粘土の混合物)について、化粧レンガあるいはセラミックブロックへ適用するための品質評価試験を実施・見かけ比重、吸水率、線収縮率、曲げ試験 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・JISの建築材料「コンクリート製品・タイル・れんが」の品質規格も参照。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・パウダー状の固化廃棄物について、溶出試験による有害物含有量試験確認。 ・セラミック体を含むSWSWの燃焼プロセスで発生するガス放出物の分析(主に、SO_x、NO_x)結果あり。 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・「土壌の汚染に係わる環境基準」(環境庁告示第46号)に基づく溶出試験が必要。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐久性に関する確認・評価が必要。 <p><現時点での評価>: ×</p> <ul style="list-style-type: none"> ・国内での情報がなく、現時点では判断できない。

表-2.2 (つづき) 新たなリサイクル材料の検討結果 (その4)

副産物 (加工方法)	用途	品質	環境安全性	コメントと現時点での評価
リン酸石膏 ³⁷⁾ (セメント固 化)	路盤材	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・セメント処理されたリン酸石膏混合物の路盤へ適用するための品質評価試験。 i) 最適含水比及び最大乾燥密度の決定 <ul style="list-style-type: none"> ・標準プロクター及び修正プロクター締固め試験 ii) 強度及び膨張量測定・一軸圧縮試験等 <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・路盤材は、「舗装設計施工便覧」の品質規格を参照。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境評価については記述なし <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・「土壌の汚染に係わる環境基準」等に基づき溶出試験の必要があると考えられる。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐久性及び長期供用性の確認・評価が必要であると考えられる。 <p><現時点での評価>: ×</p> <ul style="list-style-type: none"> ・国内での情報がなく、現時点では判断できない。
焼却施設のボ トムアッシュ ³⁸⁾ (焼却灰)	路盤材	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・一般固化廃棄物のボトムアッシュについて、品質評価試験を実施。 i) 最適含水比、最大乾燥密度：修正プロクターによる締固め試験 ii) 有機物含有量：加熱燃焼（550℃）による重量損失量 iii) 変形特性：繰り返し三軸試験によるレジリエントモジュラスΦ150mm、高さ300mm <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・路盤材では、「舗装設計施工指針」の品質規格参照。 ・有機物含有量は、ボトムアッシュの変形特性に影響しているため、材料試験で確認が必要。 	<p><文献から抽出した項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・環境関連評価に関する記述なし <p><上記以外で考慮が必要な項目></p> <ul style="list-style-type: none"> ・「土壌の汚染に係わる環境基準」等による溶出試験により、含有量の確認が必要。 	<p><コメント></p> <ul style="list-style-type: none"> ・長期的な耐久性の確認が必要。 <p><現時点での評価>: ×</p> <ul style="list-style-type: none"> ・国内での情報が少なく、判断できない。

2.2.3 「マニュアル第二版」に追加する新たなリサイクル材料と利用技術の基本的事項

前項までの検討で、「マニュアル第二版」へ追加する候補となった「廃木材（チップ化）」、「製紙スラッジ焼却灰（焼却灰）」、「製鋼スラグ（SCP用材）」、「ペットボトル（フレーグ）」の4つのリサイクル材について、マニュアルへの記述内容を検討した。

(1) 廃木材

1) 適用範囲

廃木材をチップ化した木質系材料を表層材として、歩行者用道路に利用する場合に適用する。

2) 試験評価方法

a) 品質基準と試験方法

チップ化した木質系材料を用いた混合物が、歩行者用舗装材としての品質性状を確認するための評価項目には、①園路・歩道舗装としての基本機能（歩行性・耐久性）、②経済的であること（経済性）、③景観との調和に優れたものであること（色彩性）、等がある。

試験方法は、JIS（日本工業規格）、舗装試験法便覧等に基づくものとする。

b) 環境安全性と試験方法

自然由来の廃木材以外に有害物を含むと思われる木くずを使用する場合は、使用するチップ材について環境安全性の確認を行うものとする。

①安全性基準

有害物質の溶出量は、「土壌汚染対策法施行規則」（平成14年12月26日環境省令第29号）第31条1項及び別

表第2で定められた25項目の溶出限界（以下、溶出量基準と記す）を満足しなければならない。

有害物質の含有量は、「土壌汚染対策法施行規則」第31条第2項及び別表第3（付属資料2. 別表第3参照）に示される9項目の含有限界（以下、含有量基準と記す）を満足しなければならない。

②試験方法

溶出試験方法は、「土壌の汚染に係わる環境基準について」（平成3年8月23日環境庁告示第46号）付表（付属資料1. 付表参照）に示された方法による。

含有量試験方法は、「土壌含有量調査に係わる測定方法」（平成15年3月6日環境省告示第19号）付表（付属資料3. 付表参照）に示された方法による。

③安全性の管理

木くずを使用する場合は、ロット単位で溶出試験を実施し、その結果を品質表示票として添付されたものを使用する。

3) 利用技術

a) 使用材料

木質系チップ舗装混合物に使用する材料は、設計書に特記した場合を除き、規格に適合したものや同等以上の品質を有するものとする。

b) 設計

木質系舗装の路盤工は、「舗装設計施工指針」に準ずるものとする。

c) 施工方法

木質系チップ舗装の施工は、混合・敷き均し・転圧・

養生等について適正な品質管理のもとに行うものとする。

(2) 製紙スラッジ焼却灰(盛土等の土質材料)

1) 適用範囲

製紙スラッジ焼却灰(P S 灰)を盛土材等の土質材料として使用する場合に適用する。

2) 試験評価方法

a) 品質基準と試験方法

盛土材等の土質材料は、その使用目的により適用用途・機能も様々であり、使用に際しては、適用用途ごとの各指針・基準で要求されるものと同等の性能を有することを確認しなければならない。

盛土材等土質材料の品質基準及び試験方法は、「土木工事共通仕様書」(国土交通省)などの仕様書・指針・基準等を参照するものとする。

b) 環境安全性基準と試験方法

リサイクル材料を盛土材等土質材料に使用する際に最も注意しなければならないことは、地盤に与える環境安全性である。これまでの例では、P S 灰単体の場合、概ね土壌環境基準を満足するが、フッ素が基準値を超えており、そのままの状態では使用することができない。このため、加水やセメント・生石灰等の固化材を添加処理することにより、有害物質の溶出を抑制することが行われている。

したがって、P S 灰を使用する場合には安全性管理のために、「土壌の汚染に係わる環境基準について」(環境庁告示第46号)に基づき、ロット単位でP S 灰の溶出試験を実施するとともに、セメント・生石灰等の固化材処理による改良材(造粒材)についても、工事着手前・工事中及び竣工後に環境安全性の確認を行わなければならない。

環境安全性基準及び試験方法は、廃木材に準じる。

3) 利用技術

P S 灰を盛土材等土質材料に使用する場合の設計基準は、使用用途により異なるため発注者の指定する仕様書・指針・基準等に準じるものとする。

P S 灰を土質材料として検討あるいは利用した主な例を、以下に示す。

① 盛土材

製紙工程で発生するペーパースラッジとバーク(樹皮)、助燃剤として石炭を燃焼させたP S 灰に、水とセメントを添加し造粒させた材料の盛土材へ適用。

② シールド導管充填材

P S 灰、採石粘土及び廃石灰を混合し粒度調整した材料(HB ソイル:ハイブリッドソイル)と水及びセメント

添加により流動性を有するブラウト材について、シールドトンネルの空隙充填材(HB グラウト)及び埋め戻し材(HB サンド)として適用した。

③ サンドコンパクションパイル(SCP)の中詰め材

P S 灰と山砂製造時の泥土を原料として、生石灰、セメント等の固化材・混和材を混合し造粒化した材料を2週間エージングした後、SCPの中詰め材に適用した。改良効果については、杭間と砂層部のN値及び振動による泥濘化で評価している。

(3) 製紙スラッジ焼却灰(路盤材料)

1) 適用範囲

製紙スラッジ焼却灰(P S 灰)を道路舗装の路盤材料に使用する場合に適用する。

2) 試験評価方法

a) 品質基準と試験方法

P S 灰を用いた路盤材料の品質基準は、道路舗装の種類・使用位置及び工法・材料に応じて、「舗装設計施工指針」、「舗装施工便覧」等の該当する品質規定を準用する。

また、P S 灰をアスファルト用再生骨材と混合し、所定の品質が得られるように調整した再生路盤材料は、「プラント再生舗装技術指針」に示される品質規定を準用する。

なお、上層路盤として用いる骨材は、すりへり減量が50%以下とする。粒度調整碎石は、所定の粒度が必要である。また、安定処理に用いる骨材は、修正CBR20%以上(アスファルトを除く)、PIが9以下(石灰では6~18)かつ最大粒径が40mm以下であることが望ましい。

品質基準に定められた品質項目の試験方法は、「舗装試験法便覧」に示される方法を準用する。

b) 環境安全性基準と試験方法

P S 灰の環境安全性基準と試験方法は、廃木材に準ずる。

3) 利用技術

a) 設計

P S 灰を用いた路盤の設計は、「舗装の構造に関する技術基準・同解説」、「舗装設計施工指針」等に示される方法と手順に準ずるものとする。設計に際しては、P S 灰を用いた路盤材料の等値換算係数は、現状では施工実績も多くないため、試験施工を行うことにより確認する。また、当面重交通道路への適用は避け、B交通以下への適用により実績を積み重ね、供用性等のデータを収集するなどの配慮が必要である。

なお、P S 灰を用いた路盤材料については、凍上試験結果より凍上抑制材料として不合格なものもみられるため、寒冷地域へ適用する場合には注意が必要である。

b) 施 工

PS 灰を用いた路盤の施工は、路盤工法に応じて「舗装設計施工指針」、「舗装施工便覧」等に示される方法と手順に準ずる。

c) 記録及び繰り返し利用性

PS 灰を路盤材に使用する場合、発注者は使用材料調書（PS 灰の品質表示票、PS 灰を用いた路盤材の環境安全性等）、平面図・断面図・数量等の設計図書を保存し、当該路盤材料の繰り返し再利用と処分に際して利用できるようにしておく。

(4) 製鋼スラグ

1) 適用範囲

製鋼スラグを土工用資材として、サンドコンパクションパイル用材料として使用する場合に適用する。

2) 試験評価方法

a) 品質基準と試験方法

サンドコンパクション工法は軟弱地盤改良工法の一つであり、振動荷重を用いて地盤内に砂または類似材料を圧入し、地盤内に締め固めた砂杭群を造成することにより、地盤の支持力向上や強度増加を図る工法である。

サンドコンパクション工法の改良効果は、砂質土地盤と粘性土地盤において、次のように評価される。

①砂質土地盤

砂質土地盤の支持力、圧縮沈下、液状化に対する効果は、標準貫入試験 N 値、間隙比 e 、相対密度 D_r の関係より、締め固めの増加、すなわち間隙比の減少として評価される。

②粘性土地盤

粘性土地盤に対しては、短期的には周辺の粘性土より大きなせん断強度を有する締め固めた砂杭を造成し、砂杭と粘性土から成る複合地盤を形成することによる地盤の支持力増強効果、長期的には砂杭の排水効果により圧密促進と砂杭への応力集中による圧密沈下量の低減として評価される。

上記のサンドコンパクションパイル工法の改良効果を評価する上で必要とされる製鋼スラグの基本物理特性としては、粒度組成、粒子密度、単位体積重量等の基本性状の他、力学的性質として、せん断特性、透水性等がある。これらの品質については、JIS（日本工業規格）、土質試験法（地盤工学会）に準じて行うものとする。

b) 環境安全性基準と試験方法

①安全性基準と試験方法

製鋼スラグの品質は、製鉄所ごとの違いだけでなく、製鉄所内においても精錬工程の以外により差異がみられ

ることから、サンドコンパクションパイル用材料として海域または埋立て地等で利用する場合には、使用するスラグについて、重金属等の溶出量及び含有量が廃木材の「b) 環境安全性と試験方法」に示した評価基準値を満足するとともに、「海洋汚染及び海上災害の防止に関する施行令」による溶出試験行い、「海洋汚染防止法水底土砂基準」を満足しなければならない。

②安全性の管理

製鋼スラグを使用する場合は、ロット単位で溶出試験を行い、その結果を品質表示票として添付するものとする。品質表示票は、廃木材に準じる。

3) 利用技術

a) 設 計

製鋼スラグを用いたサンドコンパクションパイル工法の設計は、砂等の天然の粒状材料と同様に扱うことができる。ただし、製鋼スラグを用いたサンドコンパクションパイル工法の実施例は多くないため、既往の実施例または試験施工等の結果も考慮して適切に行わなければならない。

b) 施 工

製鋼スラグを用いたサンドコンパクションパイル工法の試験施工では、陸上部及び海域部での施工のいずれも天然砂と同等の施工性が得られている。

施工現場で製鋼スラグを貯蔵する場合は、降雨等による溶出水の pH が高くなるため、中和処理を行うなどの配慮が必要な場合がある。

c) 記録及び保管

製鋼スラグをサンドコンパクションパイル工法に使用した場合には、発注者は設計図書（平面図、断面図、数量等）及びリサイクル材料の試験成績票を施工図面とともに保管し、繰り返し再利用と処分の際に利用できるように備えておくものとする。

(5) ペットボトル（PET フレーク）

1) 適用範囲

ペットボトルをフレーク状に再生処理した PET フレークを、気泡混合土に利用する場合に適用する。

2) 試験評価方法

気泡混合土は、一般の土と比較して軽量であり、流動性がよいことから、山岳地や軟弱地盤での盛土、土木構造物における橋台・擁壁の裏込めや構造物の埋戻し、空洞充填材等広範囲に適用可能である。PET フレークをこれらの構造物の土木資材として適用する場合には、使用目的に応じた各指針・基準等の要求されるものと同等の性能を有することを確認しなければならない。

PET フレークを使用した気泡混合土の品質評価としては、下記のように流動性（充填性）、施工性（ポンプ圧送の可能性）、及び施工後の強度を検討している例がある。

- ・流動性及び施工性に関しては、P/C（セメント重量に対するPET フレーク重量）と供試体の空気量（Va）、湿潤密度（ δt ）、フロー値との関係から評価する。

- ・施工後の強度については、P/C を変化させて、一軸圧縮強度及び変形係数との関係から、軽量性及び施工性を損なわない範囲での配合を検討する。

なお、気泡混合土の品質基準については、次の指針・マニュアル等を参照するものとする。

- ・（独）土木研究所：「混合補強土の技術開発に関する共同研究報告書—気泡混合軽量土工法利用技術マニュアル—」
- ・NEXCO（旧日本道路公団）：「気泡混合軽量土を用いた軽量盛土工法の設計・施工指針」

3) 利用技術

気泡混合土の設計は、適用用途によって細部では異なる部分があるが、通常は、気泡混合土の強度・密度、あるいは流動性の設定が必要である。それらの設計基準は、発注者の指定する指針・基準等に準じるものとする。

2.3 「マニュアル第一版」に記載されている利用技術の最新情報による更新

2.3.1 方法

「マニュアル第一版」は、5年以上前の情報に基づき作成されたものである。他産業リサイクル材料の利用技術は、開発途上のものが多く技術の進歩が早いものが多いため、改訂にあたっては新たな利用技術を追加していくだけでなく、既に掲載されている利用技術についても最新の情報に基づき再構成しなければならない。そこで、2000年以降に公表された「マニュアル第一版」に掲載されている技術に関連する文献を検索し、その中からマニュアルの改訂に有用な情報があると予想されるものを抽出し、抽出された文献の内容を精査することにより、「マニュアル第一版」の改定内容を検討することにした。

2.3.2 文献検索結果

「マニュアル第一版」には、他産業リサイクル材料としては、一般廃棄物焼却灰、下水汚泥、石炭灰、木くず、廃ガラス、廃タイヤ、古紙、瓦・陶磁器、貝殻、廃プラ

スチックが掲載されている。これらのリサイクル材料と、路盤材や骨材といった利用用途をキーワードとして検索を行ったところ、表-2.3に示すように文献が全部で957件あった。この文献のタイトルや抄録の内容から、マニュアルの改訂に必要な情報が得られると予想されるものを抽出した。「マニュアル第一版」は技術レベルに応じて、「第2編 利用技術マニュアル」「第3編 試験施工マニュアル」「第4編 今後の検討を待つ材料」の3つに別れている。調査した文献の技術レベルは様々であるので、それぞれについて分類し、第2編については16件、第3編については32件、第4編については18件、合計66件の文献が抽出された。

2.3.3 文献に基づく変更内容の検討

収集した文献の内容と「マニュアル第一版」の記述内容を対比、精査し、「マニュアル第二版」の記述案の作成を行った。主な変更点は以下の通りである。

(1) 「第2編 利用技術マニュアル」の主な変更点

「マニュアル第一版 第2編」に関しては、基本的情報である廃棄物の発生量等のデータ更新は必要なものの、技術的内容で追加すべき事項はわずかであった。主な変更点は以下の通りである。

1) 「3.4.1 アスファルト舗装用フィラー」の記述追加

石炭灰をアスファルト舗装用フィラーとして利用する場合、通常フィラーとして用いられる石粉の場合と比べ、アスファルト量の適用範囲が狭くなる傾向があることから、プラントでの品質管理上の留意点として追記する。

(2) 「第3編 試験施工マニュアル」の主な変更点

「マニュアル第一版 第3編」に関しては、基本的情報である廃棄物の発生量等のデータ更新のほか、技術的内容として、新たな用途、設計法、留意点などの情報が得られたので、これらの情報を参考に記述の変更を行った。主な変更点は以下の通りである。

1) 「3.3.7 土質改良材」の記述追加

石炭灰の軟弱盛土地盤改良材としての利用について、設計・施工に関する情報が得られたので、記述を追加する。

2) 「4.2.4 軽量骨材」の記述追加

廃ガラスを発泡させた軽量骨材の利用方法として、ポーラスコンクリートへの適用事例が報告され、雨水浸透升、雨水浸透トレンチなどのコンクリート製品として性能の確認が行われているため、情報を追加する。

表-2.3 「マニュアル第一版」に掲載されている他産業リサイクル材料に関する文献検索結果

項目	KEYWORD		件数	項目	KEYWORD		件数
一般廃棄物 焼却灰	一般廃棄物焼却灰		55	廃ガラス	廃ガラス	路盤	1
	一般廃棄物	溶融	2		廃ガラス	焼成	3
		焼成	1		廃ガラス	タイル	2
		利用	3		廃ガラス	ブロック	2
		コンクリート	4		廃ガラス	溶融	3
	ごみ焼却灰	溶融	9		廃ガラス	発泡	64
		焼成	9		廃ガラス	盛土	13
		利用	7		廃ガラス	骨材	12
		計	90		廃ガラス	舗装	5
	下水汚泥	下水汚泥	溶融		25	廃ガラス	緑化
下水汚泥		焼結	4	廃ガラス	改良	1	
下水汚泥		焼成	4		計	107	
下水汚泥		利用	35	廃タイヤ	廃タイヤ	舗装	4
下水汚泥		埋戻し	3		廃タイヤ	利用	3
下水汚泥		路盤	2		弾性	舗装	6
下水汚泥		舗装	6		多孔質弾性舗装		20
下水汚泥		タイル	3		タイヤ	再生	2
下水汚泥		改良材	8		タイヤ	粉砕	3
	計	90		計	38		
石炭灰	石炭灰	安定処理	9	古紙	古紙	型枠	4
	石炭灰	盛土	19		古紙	再生	10
	石炭灰	石灰	5		古紙	利用	8
	石炭灰	地盤	33			計	22
	石炭灰	舗装	17	瓦・陶磁器	廃瓦		35
	石炭灰	路床	4		廃陶磁器		2
	石炭灰	路盤	22		廃陶器		8
	石炭灰	フィルター	6		廃磁器		2
	石炭灰	骨材	233		計	47	
	石炭灰	混和材	14	貝殻	貝殻	再生	2
	石炭灰	焼結	2		貝殻	利用	15
	石炭灰	焼成	9			計	17
	石炭灰	中詰め材	3	廃プラスチック	廃プラスチック	舗装	8
	石炭灰	土質改良	5		廃プラスチック	アスファルト	5
	石炭灰	粉砕	9		廃プラスチック	骨材	12
	石炭灰	溶融	17		廃プラスチック	資材	2
	石炭灰	裏込め材	7		廃プラスチック	土木	1
		計	414		廃プラスチック	製品	8
					廃プラスチック	再生	3
木くず	木くず	粉砕	4	廃プラスチック	利用	10	
	ウッドチップ	マルチング	2		計	49	
	ウッドチップ	舗装	13	総計			957
	木くず	舗装	21	件数はヒット件数			
	木くず	基盤	5				
	木くず	緑化	17				
	木くず	炭化	7				
	木くず	土壌改良	1				
	木くず	型枠	7				
	木くず	資材	6				
		計	83				

3) 「5.1.1-2 多孔質弾性舗装」の記述追加

廃タイヤを利用した多孔質弾性舗装については、工場で成型したパネルを現場の路面に貼り付ける方法が掲載されているが、現場で材料を混合し、敷き均して施工する現場施工型の情報が得られたので、記述を追加するとともに、施工後の供用性について記述がなかったが、供用5ヶ月までの情報および設計に関する情報も得られた

ので、これらを追加する。

4) 「7.2.1 型枠材」の記述追加

木くずと廃プラスチックから製造したコンクリート型枠について、繰り返し利用した場合の耐久性の情報が得られたので、追加する。

(3) 「第4編 今後の検討を待つ材料」の主な変更点

「マニュアル第一版 第4編」に関しては、発生量な

どの基本的情報がこれまでほとんど掲載されていなかったが、一部に情報が得られたものがあつたのでこれを追加した。また、「マニュアル第一版」においては、技術的情報が少ないものもあつたが、これも得られたものがあつたので、追加した。この他、新たな適用方法の検討例などの情報もあつたので、これも追加した。

1) 「1. 石炭灰」の追加内容

「1.1 溶融固化」に石炭灰溶融スラグのコンクリート用骨材への利用についての記述を加える。

2) 「2. 廃瓦・陶磁器くず」の追加内容

「マニュアル第一版」では、廃瓦・陶磁器くずについては、適用例の項目だけを紹介するにとどめているが、技術的な情報が多少得られた廃瓦を利用とした土系舗装（歩行者系舗装）、廃瓦再生骨材を使用したコンクリート製品について品質などの情報を加える。

3) 「3. 貝殻」の追加内容

「マニュアル第一版」では、貝殻についても、適用例の項目だけを紹介するにとどめており、今回も品質などの有用な情報は得られなかったため、品質など情報は記載しない。しかし、新たな適用事例が報告されているので、それらを項目として加える。

4) 「4. 廃プラスチック」

廃プラスチックについては、新たな利用法の検討事例はあるものの、いずれもまだ多くの課題を残すものであつたため、「マニュアル第一版」の項目のままにとどめておく。

2.4 新たなリサイクル材料利用技術の開発

新たなリサイクル材料利用技術の開発としては、現時点での利用量が少ないものの、さらなる技術開発により利用量が増える可能性がある具体的なものとして、貝殻について検討を行った。貝殻は、「マニュアル第一版」では、第4章「今後の検討を待つ材料」に記載されているが、現状のリサイクル技術では利用量が少ないものの一つである。

貝殻の主成分は炭酸カルシウムであり、石灰石の成分に酷似している。建設工事ではセメントや骨材として石灰石が広く使われており、この代替品として貝殻が使える可能性がある。既往の文献では、現場打ちコンクリートを対象とする細骨材の一部として使用する検討も行われている。経済的な効用を考慮すると高い置換率が必要と考えられるので、高い置換率のリサイクル技術を検討した。

貝殻には、帆立・牡蠣・浅蛸・蛤・阿古屋貝（真珠）など様々であるが、帆立・牡蠣貝殻の発生量は、約35万トン、約20万トンであり、多くの部分を占めているものと考えられる。そこで本研究では、帆立・牡蠣貝殻をコンクリート用細骨材に用いる方法の検討を行った。その結果、ホタテ貝殻およびカキ貝殻で置換した細骨材を用いたコンクリートには、セメント量や高性能減水剤量の増加があるもののフレッシュコンクリートの性質および圧縮強度、曲げ強度ともに同程度にできることが分かった。

次に、ホタテ貝殻およびカキ貝殻を細骨材として用いたコンクリートの材料費に基づく経済性の検討を行った。コンクリート材料費のうち、水、セメント、細骨材、粗骨材の価格は、東京都内の最低および最高価格を使用し（水以外の価格は「建設物価」平成20年3月号に記載のものを使用）、混和材の価格は神奈川県内の価格を使用した。なお、ホタテ貝殻、カキ貝殻は廃棄物であるため、価格は設定していない。

図-2.1 は貝殻の置換率と材料費との関係を示したものである。ホタテ貝殻の場合は、置換率 50%の場合には、置換率 0%の場合よりもわずかに高くなるが、75%、100%と置換率が高くなるにつれ、安くなる傾向がある。一方、カキ貝殻の場合は置換率の増加とともに材料費もかなり高くなっている。図-2.2 はカキ貝殻の場合の材料費の内訳を示したものである。低材料費、高材料費のいずれの場合もカキ貝殻を混入することにより、細骨材費は低くなるが、コンクリート性状を確保するためにセメント費および高性能減水剤費が細骨材費の低減分以上に高くなることから、全体材料費も高くなっている。

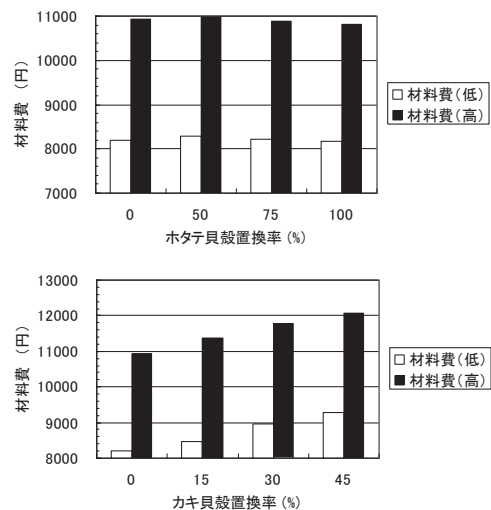


図-2.1 貝殻の置換率と材料費との関係

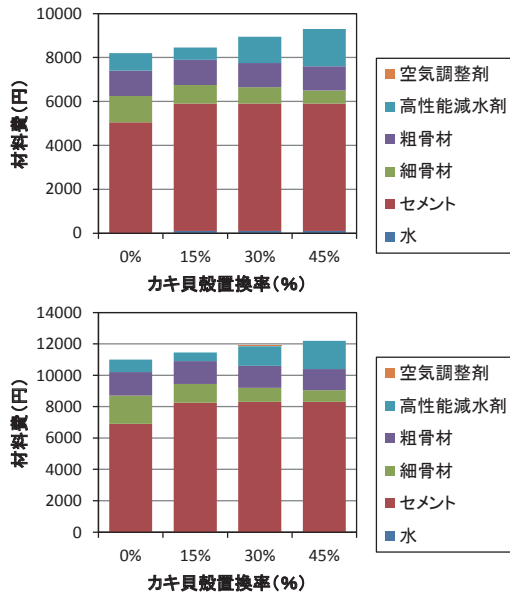


図-2.2 貝殻使用コンクリートの材料費内訳
(上段：低材料費の場合。下段：高材料費の場合)

以上のように貝殻の費用を無料と仮定すると、ホタテ貝殻の場合は、通常のコンクリートと同程度の材料費となり、経済的にもホタテ貝殻の細骨材利用は実用性が見込める。一方、カキ貝殻の場合は通常のコンクリートよりも高くなり、経済性の点からは細骨材とすることは困難であるとの結果となった。

2.5 他産業リサイクル材料の利用の妥当性などの評価手法の開発

他産業リサイクル材料を利用していくとき、コストだけで評価すると、コストに見合わない場合が多く、利用が進まない場合が多い。また、リサイクルだけに注目しすぎると、リサイクルのために多大なエネルギーを必要とする場合もあり、真の意味での環境にやさしいものとなっていないこともある。そこで、これらを加味して他産業リサイクル材料の利用の妥当性を評価する方法として、LCA（ライフサイクルアセスメント）やLCC（ライフサイクルコスト）を実施して、評価手法としての適用性を検討した。さらに、これらの手法を用いた場合の課題や他の手法の可能性についても考察した。

2.5.1 概要

他産業リサイクル材料の適用性の検討方法として、LCAやLCCによる方法が考えられる。しかし、他産業

リサイクル材料の場合、これらの分析に必要なデータは入手しにくく、入手できる場合でも、開発途上のものがほとんどであり、効率的な生産方法がとられていないことが多いため、コスト的にも環境的にも不利な場合が多いものと予想される。

平成20年度は、廃ガラスの盛土材としての利用を例にとり、LCA、LCCの試算を行い、現状を把握するとともに、他産業再生資材でこれらの分析を行うときの共通の事項などの抽出を行うこととした。

2.5.2 廃ガラス（発泡）の盛土への利用ケースの設定

(1) 発泡廃ガラスの概要

発泡廃ガラスは様々な利用方法が提案されているが、ここでは、軽量盛土材として利用する方法について分析を行った。

廃ガラスを原料とした軽量盛土材は、 $0.4\sim 0.5\text{g}/\text{cm}^3$ ほどの材料で、廃ガラスを加熱・熔融・発泡させ、 $2\sim 75\text{mm}$ としたものである。現在、全国10工場程度で生産されており、既に製品として流通している。

軽量であることを利用して、軟弱地盤での利用などが提案されている。

(2) 設定条件

発泡廃ガラスを軽量盛土材に利用する場合としない場合などを比較検討することとし、基本的な盛土構造は、図-2.3のように設定した。

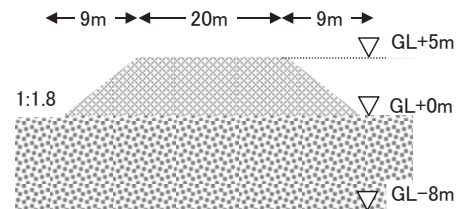
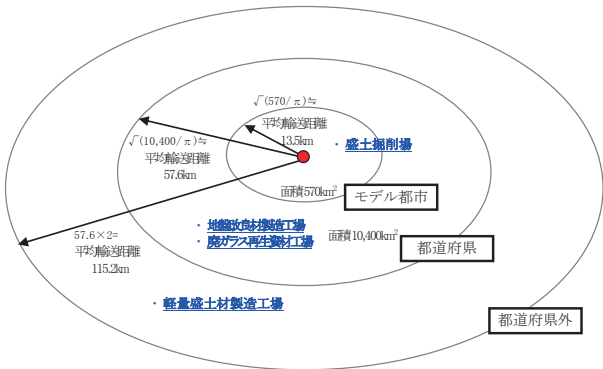


図-2.3 盛土構造の設定

国内での平均的な値を求めるため、都道府県、モデル都市、現場などを図-2.4のように設定した。都道府県の値は、全都道府県の平均値、モデル都市は政令指定都市の平均値を用いた。各資材の製造工場の配置は、工場数、全国の分布状況を考慮して設定した。これらの配置により各資材の輸送距離を設定した。

評価対象範囲は、図-2.5のように設定した。廃ガラスを収集して再生資材工場に運ぶまでは、発泡廃ガラスを製造するしないかわからず行われるものとして、評価対象外とした。また、盛土材が撤去・廃棄されることはほとんどないものとして、これも評価対象外とした。



※疑似半径：対象面積を円と仮定してその半径を平均的な輸送距離と設定した。
 例えば、 $r^2\pi=570\text{km}^2$ の場合、 $r=\sqrt{570/\pi}\approx 13.5\text{km}$

図-2.4 現場、工場等の配置と輸送距離の設定

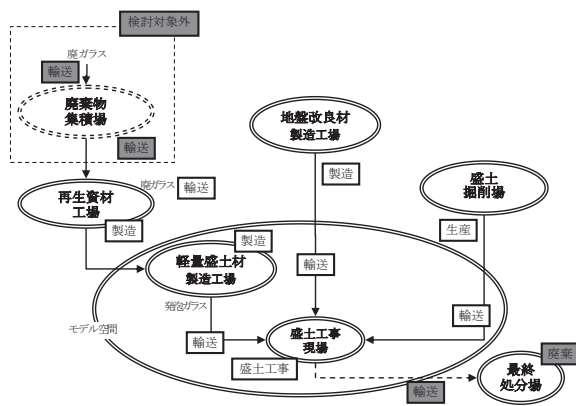


図-2.5 評価範囲の設定

(3) 検討ケース

表-2.4 に示す3ケースで検討した。Case1 は全て普通盛土材を用いた場合、Case3 は全て発泡廃ガラス軽量盛土材を用いた場合、Case2 はその中間とした。

2.5.3 LCA

設定した条件で、LCA の検討を実施した。まず、それぞれのケースの資源・エネルギー等の投入量・排出量の整理 (LCI : ライフサイクルインベントリー) を行ったところ、表-2.5 のようになった。表-2.5 の結果および環境負荷原単位の調査結果から、環境負荷物質の排出量を算定した。CO₂ 排出量の算定例を図-2.6 に示す。従来工法として設定した Case1 は、CO₂ 排出量が多く、特に材料製造の排出が多くなった。これは、比較的 CO₂ 排出原単位が大きいセメント使用量が多いことに起因する。一方、Case2 と Case3 では25%程度低くなり、発泡廃ガラスの使用により、環境負荷低減が期待できることが分かった。最も CO₂ 排出量が小さくなると期待した Case3 では、輸送による排出が多くなり、トータルでは Case2 よ

り大きくなった。現在、発泡廃ガラスの生産地が少なく、現場までの平均輸送距離が 115.3km と長く設定されたため、量を多く輸送する Case3 では影響が大きくなった。

表-2.4 検討ケース

	Case1	Case2	Case3
工法	地盤改良工法	地盤改良工法 + 荷重軽減工法	地盤改良工法 + 荷重軽減工法
普通盛土材	100%	50%	0%
軽量盛土材	0%	50%	100%
地盤改良率	30%	14%	7%
地盤改良材	セメント	セメント	セメント

表-2.5 各ケースでの LCI

	単位	Case1	Case2	Case3	
		軽量盛土 混合率 0%	軽量盛土 混合率 50%	軽量盛土 混合率 100%	
材料量	普通盛土材	t	29,178	14,589	0
	軽量盛土材	t	0	3,242	6,484
	セメント	t	16,186	7,200	3,574
燃料量	施工	L	9,912	6,977	5,799
	輸送 (軽油消費量)	L	1,326,245	1,358,609	1,699,794

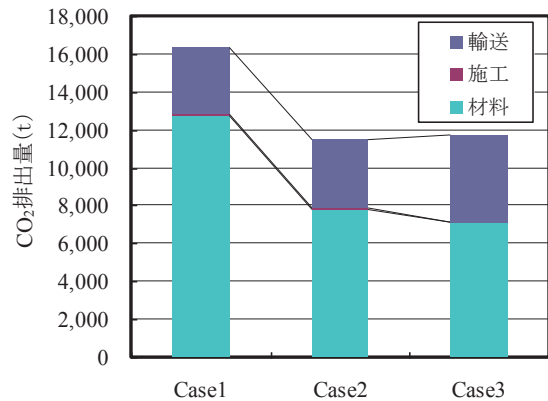


図-2.6 各ケースでの CO₂ 排出量の算出結果

2.5.4 LCC

LCC の検討における盛土工事の数値は、表-2.6 のようになった。材料費、輸送費、施工人件費、諸経費を含む工事費は「国土交通省土木工事標準積算基準書」に基づき算出した。工種毎に代価を算出し、それに数量を掛け合わせて工事費とした。

盛土工事では維持管理、解体撤去・処分する事例は殆どないものとして、LCC の比較は、初期の建設コストだけの比較となった。結果を図-2.7 に示す。従来工法とし

で設定したCase1 がもっともコストが低く、発泡廃ガラスを用いたCase2と3は非常にコストが高く算定された。これは材料費の違いが大きく影響しており、発泡廃ガラス材が高価であることに起因している。

表-2.6 盛土工事の数量

工種	対象ケース	単位	数量
敷均し締固め工	Case1, 2, 3	m ³	16, 210
粉体噴射攪拌工 (杭長 8m)	Case1	本	1, 856
	Case2	本	863
	Case3	本	464
盛土材	Case1, 2, 3	m ³	16, 210

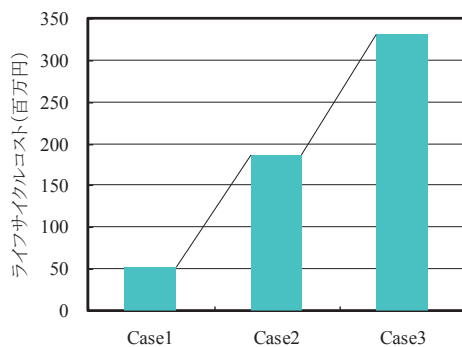


図-2.7 各ケースでのLCC算出結果

2.6 「マニュアル第二版(素案)」の作成

平成21年度に実施した「マニュアル第一版」記述内容の見直し、平成20年度までに実施した「マニュアル第一版」に追加すべき新たなリサイクル材の調査、LCA、LCCによる評価などの内容を加えて「マニュアル第二版(素案)」の作成を行った。

「マニュアル第一版」に記載されている技術に関する改訂作業において、「第2編 利用技術マニュアル」の技術的変更内容は比較的少なく、発生量等の最新データへの更新を行った。「第3編 試験施工マニュアル」では、新たな用途、設計法、留意点などの情報を加えた。「第4編 今後の検討を待つ材料」については、品質などの情報が追加できるものは追加し、新たな利用法などの情報があつたものは追加した。

新たに追加するサイクル材としては、製紙スラッジ焼却灰の利用(盛土材等土質材料、路盤材)、製鋼スラッジのサンドコンパクションとしての利用、フレック状に加工したPETボトル(ペットフレック)の気泡混合土への利用を取り上げ、マニュアル形式で作成した。これらの内容は、「第4編 今後の検討を待つ材料」に追加した。

リサイクルの効果の評価や、各種リサイクル技術の取捨選択のためのツールとして検討してきた、LCAやLCCの結果についてもマニュアルに掲載するようにとりまとめた。代表的な事例として評価を行った発泡廃ガラスの盛土への利用、非鉄スラッジの舗装用骨材としての利用、廃プラスチックの舗装用骨材としての利用、廃タイヤのアスファルト改質材としての利用についてのLCA、LCCがマニュアルに掲載するよう記述を変更した。

このような作業を行い、「マニュアル第二版(素案)」を作成した。

2.7 まとめ

本研究では、資源循環型社会の実現に向けて、最新の技術情報を集め、またリサイクル技術の開発や評価などを行った上で、「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル(第一版)」の改訂作業を行った。主な内容は以下の通りである。

「マニュアル第一版」に記載されている技術に関する改訂作業において、「第2編 利用技術マニュアル」の技術的変更内容は比較的少なく、発生量等の最新データへの更新が中心となった。「第3編 試験施工マニュアル」では、新たな用途、設計法、留意点などの情報を加えた。「第4編 今後の検討を待つ材料」については、品質などの情報が追加できるものは追加し、新たな利用法などの情報があつたものは追加した。

「マニュアル第一版」に未掲載の技術の追加作業においては、最新の情報をもとに技術の完成度等を勘案して、製紙スラッジ焼却灰、製鋼スラッジ、ペットフレックについて記述することにして、マニュアル形式で記述し、マニュアル第4編に追加した。

また、リサイクル技術の評価する方法についても検討を行い、LCA(ライフサイクルアセスメント)、LCC(ライフサイクルコスト)による評価が有効であることが考えられた。そこで、発泡廃ガラス、非鉄金属スラッジ、廃タイヤ、廃プラスチックのリサイクルを事例としてLCA、LCCを実施した。これらの内容をとりまとめマニュアルへ掲載した。

さらに、リサイクル材料として有望と考えられた貝殻については、コンクリート用骨材への利用技術を開発研究し、ホタテ貝殻の有効性を確認した。

以上の検討を行い、最終的には「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル(第二版)」(素案)として取りまとめた。

参考文献

- 1) 建設発生土利用技術マニュアル検討委員会：建設発生土利用技術マニュアル、(財)土木研究センター、1997
- 2) 小橋秀俊他：建設発生土のリサイクル技術とコスト縮減、土木技術資料, 42 (5), pp.40-45, 2000
- 3) 三木博史他：流動化処理土による地中埋設管の施工コスト縮減効果、土木技術資料, 42 (5), pp. 46-51, 2000
- 4) 厚生省：一般廃棄物の溶融固化物の再生利用の実施の促進について、平成10年3月26日、生衛発第508号
- 5) 建設省土木研究所コンクリート研究室：コンクリート副産物の高度処理・利用技術に関する共同研究報告書 コンクリート副産物の土木事業における利用ガイドブック、土木研究所共同研究報告書、第166号、1997
- 6) 廃棄物処理・再資源化技術ハンドブック、建設産業調査会、p.469, 1993
- 7) 富山他：他産業リサイクル材の利用技術に関する研究、土木技術資料, 46 (1), pp.62-67, 2004
- 8) 経済産業省：資源循環ハンドブック2003年、p.41、2003
- 9) 笈田幹弘：低温固化技術による無機廃棄物を原料とした舗装材の開発、Fine Ceramics Report, 21, (4), pp.88-89, 2003
- 10) 土木研究所：建設事業における他産業リサイクル材料技術マニュアル、大成出版、2006
- 11) 田中稔他：木質アスファルト加熱機械及び配合割合の技術開発、第4回廃棄物対策研究発表会成果発表抄録集、pp. II. 87-II. 90, 2004
- 12) 田中稔、高田一雄：木質アスファルト加熱機械及び配合割合の技術開発、第3回廃棄物処理科学研究発表会成果発表抄録集 平成15年度廃棄物対策研究推進事業、pp. II. 52-II. 55, 2003
- 13) 山本哲朗、鈴木素之、楠木覚士、長谷川秀人、渡辺良一：廃木材を混練した生分解樹脂の一次元圧縮特性、地盤工学研究発表会発表講演集、Vol.39, No.1/2, pp.641-642, 2004
- 14) 山本哲朗、鈴木素之、楠木覚士、長谷川秀人、渡辺良一：廃木材を混練した生分解樹脂の三軸圧縮挙動、地盤工学研究発表会発表講演集、Vol.39, No.1/2, pp.639-640, 2004
- 15) 稲井淳文：大阪府下における木質バイオマス発電の調査と検証、日本木材保存協会年次大会研究発表論文集、Vol.20, pp.47-51, 2004
- 16) 山崎伸道：リサイクルと水熱反応、Jasco Report、特集第6号、pp.6-14, 2002
- 17) Mikihiro OIDA, et. al: Recycling of Inorganic Wastes as Paving Tile by Hydrothermal Technology, Journal of the ceramic Society of Japan, Vol.112 No.1305, pp.1368-1372, 2004
- 18) 「焼き物の町」で廃棄物を使った無焼成レンガを商品化、月刊地球環境, 33 (3), pp. 52-53, 2002
- 19) 三谷敏博：循環型社会を支える「無焼成レンガブロック」技術、電気評論、88 (10), pp.60-61, 2003
- 20) Geiza E. Oliveira, et. al: Use of mix of clay/solid waste from steel works for civil construction materials, Waste Management & Research, 22 (5), pp.358-363, 2004
- 21) 久保井他：農業用廃ビニールの有効利用によるインターロッキングブロックの製作について、地盤工学研究発表会発表講演集、41, 1/2, pp.641-642, 2006
- 22) 久保井他：農業用廃ビニールのリサイクルによるインターロッキングブロックへの適用、第60回土木学会年次学術講演会講演概要集、5-443, 2005
- 23) 久保井他：建設資材であるブロックへの農業用廃ビニールの有効利用について、地球環境シボジウム講演論文集、Vol.11, 2003
- 24) 笹木他：PS灰と採石粘土の混合地盤材料の路床・路盤材への活用事例、基礎工, 32 (7), pp.48-51, 2004
- 25) 浅田他：PS灰と採石粘土を用いたリサイクル地盤材料の活用、清水建設研究報告、Vol.80, pp.7-16, 2004
- 26) 藤原：素材産業におけるリサイクルへの取り組み 鉄鋼スラッグの利用、日本エネルギー学会誌 81(2), pp.98-104, 2002
- 27) 松井他：粒状化処理された産業副産物の土木材料としての利用、社会鉄鋼工学部会スラッグ利用プレバ構造材研究会第2回報告会、平成15年、pp.43-46, 2003
- 28) Jean-Michel Piau, et. al: Europe's SMARIS research project, Revue Generale des Routes, No.840, pp80-85, 2005
- 29) D. Evans, et. al: Recycling steel mill by products – some practical development and outstanding issues, Ironmaking & Steelmaking, 31 (6), pp.435-438, 2004
- 30) 与田他：産業廃棄物溶融スラッグの有効利用、環境浄化技術、Vol.4, No.10, pp.54-58, 2005
- 31) 日鉱三日市リサイクルにおける ASR 処理、鉱山、Vol.58, No.4, pp.9-11, 2005
- 32) 亀井他：フレック状のPETボトルを利用した気泡混合軽量土の一軸圧縮特性、土木学会論文集、No.764, pp.359-366, 2004
- 33) 伊藤他：ガラス繊維強化プラスチックリサイクル材の新規用途開拓 -舗装材(お散歩道)の開発-, FRP CON-EX 講演

集, Vol.47, pp.A.31.1-A.31.2, 2002

- 34) 渡邊他：廃白土の再生添加剤としての適用性、日本道路会議論文集、25th、p09107、2003
- 35) リサイクル材保水性セラミックスタイル パルセラン、月刊リフォーム、Vol.21, No.9, pp.48-49, 2004
- 36) 小林範男、高田治也：瓦廃材の骨材化システム、産業機械, No.668, pp.60-62, 2006
- 37) A. B. Parreira, et. al: Influence of Portland Cement Type on Unconfined Compressive Strength and Linear Expansion of Cement-Stabilized Phosphogypsum, Journal of Environmental Engineering Vol.129, No. 10, pp956-960, 2003
- 38) Maria Arm: Variation in deformation properties of processed MSWI bottom ash: results from triaxial tests, Waste Management, vol.24 No.10, pp1035-1042, 2004
- 39) G. E. Oliveira, J.H. Holanda: Use of mix of clay/solid waste from steel work for civil construction materials, Waste Management & Research, vol.22, No.5, pp.358-363, 2004

3. 溶融スラグ等の舗装への適用性評価に関する研究

3.1 概説

近年、資源の有効活用、最終処分場の枯渇などを背景として、溶融スラグをはじめとした再生資材の開発が盛んとなっており、中でも他産業の廃棄物発生者による舗装用再生資材の開発事例が多くなっている。しかし、これらの他産業再生資材は、資源の有効利用ではあるものの、製造時から廃棄に至る全過程を考慮した場合に環境負荷低減に寄与しているかが不明なのが現状である。これを解明するには、LCA（ライフサイクルアセスメント）分析が有効であるが、舗装用途に使用する資材や再生資材では原単位が整備されていないものが多く、これを整備して解析する必要がある。また、再生資材を利用する際には環境安全性に配慮する必要があるが、舗装へ利用

する場合の環境条件が明らかではなく、どのような環境に対して安全性を配慮する必要があるのか明確にする必要もある。

本研究では、溶融スラグ等の舗装への適用性の検討のために、以下の項目について、調査・研究を行った。

- ①溶融スラグ等の品質・環境安全性や再生利用の実態調査
- ②資源消費・環境面からの、舗装への適用性評価手法の検討（LCA等）
- ③舗装事業面からの、舗装への適用性評価手法の検討（耐久性・コスト面等）

3.2 溶融スラグ等の品質等の実態調査

3.2.1 環境安全性の調査

(1)文献による環境条件の整理

舗装資材の貯蔵や製造、施工、供用中などさまざまシ

表-3.1 アスファルト混合物（主に表層）に使用される材料の貯蔵から廃棄までの行程における環境条件

ライフ	分類	アスファルト混合物		まとめ
		雨水が浸透しない場合	雨水が浸透する場合 排水性舗装 透水性舗装	
貯蔵時	水質	ヤードにおける雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		通常、ストックヤード底部に水抜き（排水処理）を設けており、地盤深部への雨水の浸透は少ない
	大気	ヤードにおける風等による粉塵の大気中への飛散		粉塵の飛散防止のため、プラントの周囲を囲んだり、サイロ方式の貯蔵による対策を取っている。
製造時	水質	回収ダストからの雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		回収ダストは集塵機あるいは沈殿槽に回収されるため、プラントから発生するダストは少量であり、地盤等への浸透する量も少ない。
	大気	加熱による揮発成分の大気中への飛散 粉塵の大気中への飛散 回収ダストの大気中への飛散		<ul style="list-style-type: none"> ・加熱によるアスファルトの揮発成分の蒸発が周囲に影響を与えることはほとんどない。 ・ドライヤで発生する粉塵は、集塵機により大気放出ガス中の煤塵濃度を規制値の10分の1まで低下させており、飛散の影響は少ない。 ・回収ダストは集塵機あるいは沈殿槽により回収されるため、大気中へ飛散する量は少ない。
運搬時	水質	-		-
	大気	加熱による揮発成分の大気中への飛散（ただし、可能性は低い）		通常、シートによる保温を行っているため、揮発成分の大気中への飛散は少量であり、周囲への影響はほとんどない。
施工時	水質	-		-
	大気	加熱による揮発成分の大気中への飛散（ただし、可能性は低い）		熱の発散や揮発成分の蒸発があるが、周囲に与える影響は少ない。
その他	その他	転圧時の骨材の細粒化		上層路盤に用いる砕石はすり減り減量が規定されており、ローラー転圧時に極端な細粒化は起こらないと考えられる。ただし、下層路盤に石炭灰（クリンカアッシュ）を使用したケースでは、ローラー転圧により粗粒部分が細粒化している例がある。
	水質	雨水等による溶出物質の下水・河川等への流出	雨水等による溶出物質の地盤等への浸透	建設廃材や他産業再生資材を使用している場合には、ラベリング等摩擦によるアスファルト舗装の細粒分は降雨によりパウダー状となり、下水・河川等への流出水の水質の影響が懸念される。また、路盤に雨水が浸透する場合、「路盤材料」と同様に、路盤層での雨水の耐水時間が長くなるため、路盤からの溶出水についても水質の影響が懸念されることから、「環境庁告示第46号」に基づく環境安全性の確認が必要である。
供用時	大気	ポリッシング、ラベリング等摩擦による粉塵の大気中への飛散		一般のアスファルト舗装の摩耗量は、1.8cm ² /yr、摩耗深さは0.6mm程度である（国道27号）。排水性舗装の摩耗量は10.2~20.4cm ² /yr（ただし、摩耗量20.4cm ² はタイヤチェーン装着時）、摩耗深さは1~2mm程度である（国道49号）。また、摩擦による粉塵は、細かいもので0.074mm通過量が20%程度、粗いもので10%程度である。
	その他	交通荷重によるアスファルト皮膜のはく離（骨材の露出） 交通荷重による骨材の飛散		一般のアスファルト舗装については、調査事例が少ない。他産業再生資材のガラス入りアスファルト混合物では、舗装路面に露出しているガラスが若干飛散している、あるいは廃プラスチック入りアスファルト混合物で細粒分（砂分）の飛散が見られ、路面が粗くなるケースがある。
再生時	水質	掘削時の散水等による溶出物質の下水・河川・地盤等への流出	ヤードにおける雨水等による溶出	掘削時における散水は、スプレーによる散水を行っており、散水量も少量のため、側溝等へ流出することもない。
	大気	掘削時に発生する粉塵の大気中への飛散	ヤードにおける風等による粉塵の大気中への飛散	通常、舗装廃材はプラント敷地内に野積みでストックされるため、降雨により浸透することが考えられることから、建設廃材や他産業再生資材等が混入している場合は、有害物質を含んでいないか溶出水の確認が必要である。
廃棄	水質	処分場における雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		通常、処分場は泥水が地下へ浸透しないように不等水性の粘性土やゴムシート等で遮水している。
	大気	処分場における風等による粉塵の大気中への飛散		廃材が乾燥状態にあるときは、適宜散水するため、周辺に影響を与える粉塵の飛散はほとんどない。

表-3.2 路盤材に使用される材料の貯蔵から廃棄までの行程における環境条件

ライフ	分類	路盤材料		まとめ
		路盤に雨水が浸透しない場合	路盤に雨水が浸透する場合(透水性舗装)	
貯蔵時	水質	ヤードにおける雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		通常、ストックヤード底部に水抜き(排水処理)を設けており、地盤深部への雨水の浸透は少ない
	大気	ヤードにおける風等による粉塵の大気中への飛散		粉塵の飛散防止のため、プラントの周囲を囲んだり、サイロ方式の貯蔵による対策を取っている。
製造時	水質	—	—	—
	大気	粉塵の大気中への飛散(ただし、可能性は低い)		プラントでの路盤材製造時は、スプレーやスプリンクラー等による散水により粉塵発生を抑えており、大気中への飛散はほとんどない。
運搬時	水質	—	—	—
	大気	粉塵の大気中への飛散(ただし、可能性は低い)		運搬時の粉塵発生は少量であり、大気中への飛散は少ない。(通常、シートで覆っており、粉塵発生はほとんどない。)
施工時	水質	表・基層施工前における雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		通常、路盤材を長時間放置しておく舗装工事はあまりないため、通常、溶出物質の地盤への浸透や粉塵発生はほとんどない。
	大気	表・基層施工前における風等による大気中への飛散		—
	その他	—	—	上層路盤に用いる砕石はすり減り減量が規定されており、ローラー転圧時に極端な細粒化は起こらないと考えられる。ただし、下層路盤に石炭灰(クリンカアッシュ)を使用したケースでは、ローラー転圧により粗粒部分が細粒化している例がある。
供用時	水質	同上(ただし、可能性は低い)	雨水等による溶出物質の地盤・下水・河川等への浸透	路盤に雨水が浸透する場合、路盤は表層、基層のアスファルト混合物より、雨水拘束量で1.3~3.0倍、貯留量で1.4~3.0倍と大きいため、その分路盤層での雨水の耐水時間も長くなる。このため、路盤材料に建設廃材や他産業再生資材等を使用している場合には、路盤からの溶出水について「土壌の汚染に係わる環境基準」(環境省告示46号)に基づく確認が必要である。
	大気	—	—	—
	その他	交通荷重による路盤材料の細粒化		通常、市街地の舗装工事において路盤の状態を開放する期間は短時間であり、路盤材の品質規格を満足する材料を使用していれば、交通荷重による骨材の細粒化はほとんどないものと考えられる。ただし、他産業再生資材等で軟質な材料を路盤材に適用する場合には、品質性状の吟味が必要である。
再生時	水質	掘削時の散水等による溶出物質の地盤等への浸透(ただし、可能性は低い)	ヤードにおける雨水等による溶出	路盤の掘削時に、粉塵飛散防止のために散水する量は少量であり、地盤に浸透することはほとんどない。 通常、舗装廃材はプラント敷地内に野積みでストックされるため、降雨により浸透することが考えられることから、建設廃材や他産業再生資材等が混入している場合には、有害物質を含んでいないか溶出水の確認が必要である。
	大気	掘削時に発生する粉塵の大気中への飛散	ヤードにおける風等による粉塵の大気中への飛散	市街地等では、掘削時に散水により粉塵発生を抑えており、大気中へ飛散する粉塵は少ない。 通常、廃材が乾燥状態にあるときはホース等で散水しており、粉塵の発生はほとんどない。
廃棄	水質	処分場における雨水等による溶出物質の地盤等への浸透		通常、処分場は泥水が地下へ浸透しないように不等水性の粘性土やゴムシート等で遮水している。
	大気	処分場における風等による粉塵の大気中への飛散		廃材が乾燥状態にあるときは、適宜散水するため、周辺に影響を与える粉塵の飛散はほとんどない。

ーンにおける環境条件について、これまでの文献などをもとに整理した。アスファルト混合物層と路盤材で大きく異なる部分があるので、それぞれ別に整理して表-3.1、3.2に示す。

表-3.1 ではアスファルト混合物層に利用する際に環境的配慮が必要なものをまとめているが、製造時に高温にさらされるため、これによる性状変化などがないことが必要である。また、供用中には交通により、ポリッシング、ラベリングを受けることもあるため、微細な粒子になった場合にも配慮が必要である。さらに再生時にまた過熱されるので、その際の熱への対応も必要である。

表-3.2 では路盤として利用する際の環境的配慮事項をまとめているが、路盤まで雨水が浸透する場合は、特に溶出物質への配慮が必要である。路盤まで雨水が浸透しない場合は、水に接触することが少ないと思われるが、これを確認したデータは見受けられなかった。

(2) 舗装内の水分移動の観測

舗装内での水分移動について文献から知見を得ることができなかったため、土木研究所内でこれを観測した。

観測方法としては、表層(密粒)5cm、路盤(粒状)15cm、幅員3mの舗装の中央地点で、深さ方向0.1、0.2、0.5、1.0mに土中水分計を設置して観測した。結果を図-3.1に示す。降雨とともに表層付近は水分量が変動しているが、これは誘電率の変化により水分量を計測する方法をとっており、このため、表面を流れる水の影響を受けたものと考えられた。その他の層は、降雨によって水分量が鋭敏に変動することはないと、舗装内の水の出入りはほとんどないものと考えられた。これは、舗装内水分の測定例の一つに過ぎないが、通常であれば降雨があっても、表面や側方から舗装内に水が浸入することは少ないものと考えられた。したがって、地下水位が十分に低い箇所の舗装では、路盤内への水の浸入はあまりなく、アスファルト混合物層を貫通するようなひび割れが発生しない限り、路盤材が水に晒されることは少ないものと考えられた。

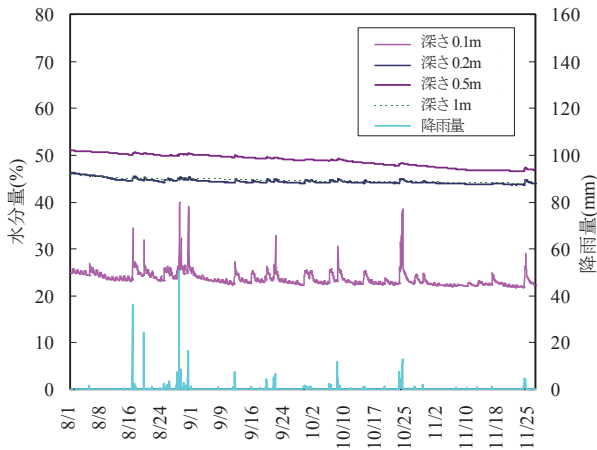


図-3.1 舗装内水分量の変化

(3) 他産業再生資材の現状調査

他産業再生資材のうち、道路舗装分野で利用実績が多いもしくは利用が検討されている非鉄スラグ(銅、フェロニッケル)、石炭灰、廃プラスチック、廃タイヤについて排出量やリサイクル率等について調査した。

①銅スラグ(Cuスラグ)

銅スラグの利用実態調査結果を図-3.2に示す。Cuスラグの生産量は近年増加傾向にあり2000年度の調査結果では約240万t生産され、そのうちの80%がリサイクルされているが、舗装での利用実績はほとんどない。Cuスラグの生産地は全国6箇所(福島県、岡山県、香川県、愛媛県、大分県)であり、その大半は瀬戸内海周辺に集中している。そのため、それ以外の地域では輸送コストがかかるなどの理由により、利用がされにくく、リサイクル率が伸びないものと考えられる。

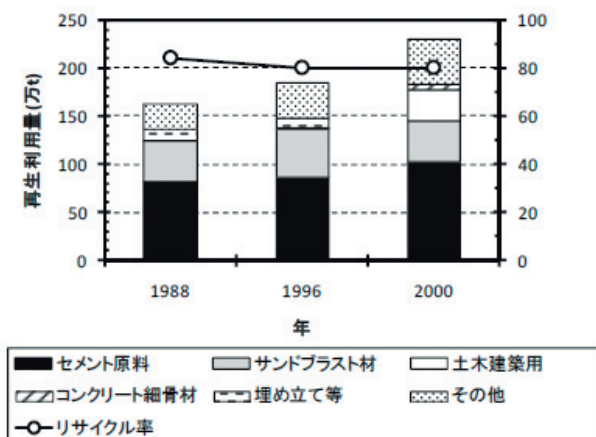


図-3.2 Cuスラグの生産量とリサイクル率

②フェロニッケルスラグ(Fe-Niスラグ)

Fe-Niスラグの利用実態調査結果を図-3.3に示す。

Fe-Niスラグの生産量は近年増加傾向にあり2005年度の調査結果では約290万t生産され、ほぼ全量がリサイクルされている。舗装での利用量は減少傾向にあるものの、2005年度は約40万t(14%)が利用されている。Fe-Niスラグの生産地は全国で3箇所(青森県、京都府、宮崎県)であるため、Cuスラグと同様に再生利用に関しては、輸送コストなどを理由にそれ以外の地域での利用が進んでいない。

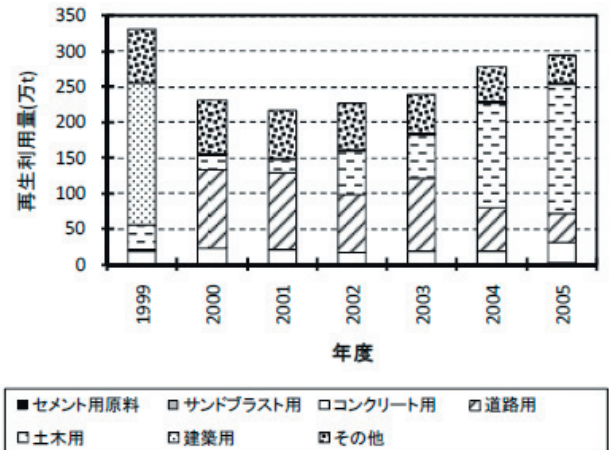


図-3.3 Fe-Niスラグの生産量

③石炭灰

石炭灰の利用実態調査結果を図-3.4に示す。石炭灰の生産量は2007年度の調査結果では約1,200万t生産され、そのうちの97%がリサイクルされているが、舗装用としては、舗装再生便覧に品質規格が定められており、加熱アスファルト混合物用のフィラーや再生路盤材として利用されている。石炭灰の全利用量に占める舗装での利用量の割合は3%程度である。

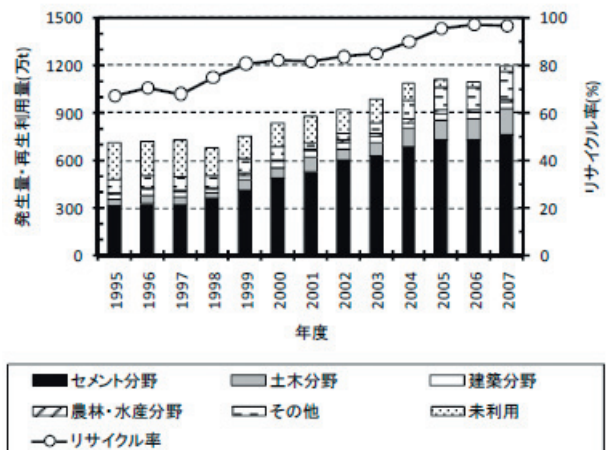


図-3.4 石炭灰の生産量とリサイクル率

④廃プラスチック

廃プラスチックの利用実態調査結果を図-3.5 に示す。廃プラスチックの廃棄量は減少傾向にあり、2007年度の調査結果では約270万t(約27%)が廃棄され、リサーマルリサイクルが約50%、マテリアルリサイクルが約20%、ケミカルリサイクルが約3%となっている。舗装では、アスファルトの改質剤としての利用が検討されているものの、供給体制や品質の安定性に課題があり、現状での利用はほとんどない。

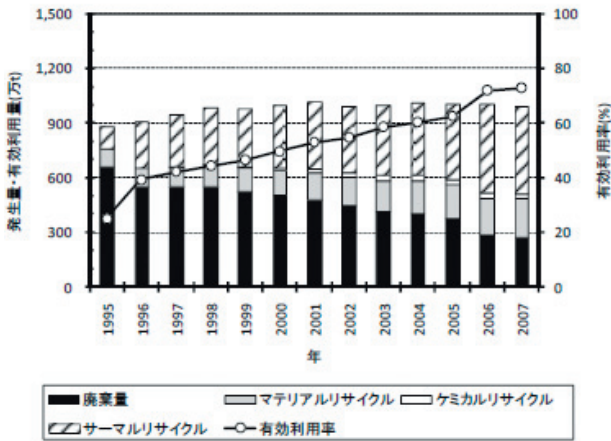


図-3.5 廃プラスチックの生産量とリサイクル率

⑤廃タイヤ

廃タイヤの利用実態調査結果を図-3.6 に示す。廃タイヤは2007年度の調査結果では約1,060万t発生し、利用用途の内訳は、リサーマルリサイクルが約57%、マテリアルリサイクルが約15%、輸出が約17%、流通在庫や埋め立て処分が約10%となっている。舗装では、アスファルトの改質剤や物理系凍結抑制舗装、多孔質弾性舗装の材料としての利用が検討されているものの、現状での利用量はごく僅かである。

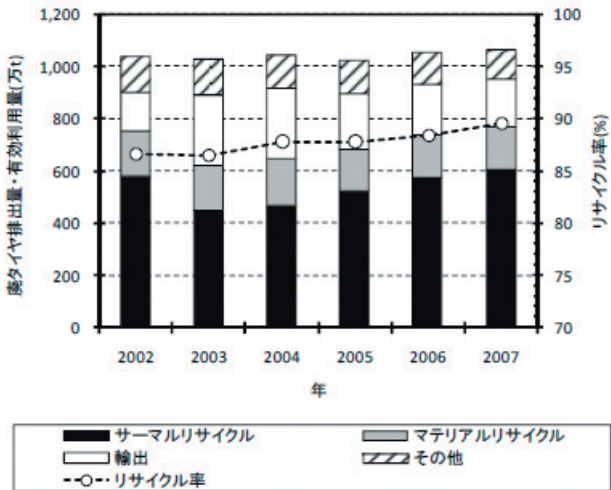


図-3.6 廃タイヤの生産量とリサイクル率

3.3 溶融スラグ等利用舗装のライフサイクル評価

溶融スラグ等の再生資材として、非鉄金属スラグ、ゴミ溶融スラグ等を舗装へ利用した場合のライフサイクル評価を行った。

3.3.1 非鉄金属スラグ利用舗装のライフサイクル評価

(1)概要

非鉄金属スラグとしては、様々な種類が産出されているが、ここでは比較的産出量が多い、フェロニッケルスラグ (Fe-Ni スラグ) と銅スラグ (Cu スラグ) を対象に、砂状のスラグはアスファルト混合物用の細骨材に、石状のスラグ (徐冷スラグ) は路盤材に使用すると検討した。

(2)評価モデルの設定

①評価モデル

モデル都市空間の条件は、都市部での利用を想定し、表-3.3 に示すように14の政令指定都市 (H17.3時点) の平均値を用いることとした。

評価モデルを図-3.7 に示す。①非鉄金属精錬工場から発生する非鉄金属スラグは、②道路資材として輸送、あるいは③他の資材として輸送され、リサイクルされないものは、④最終処分場に輸送される。⑤資材工場ではスラグまたは砕石 (⑥採石場より供給) を使用して、アスファルトコンクリート (以下、アスコン) および路盤材を生産し、モデル都市に供給する。⑦モデル都市では、供給された舗装材料を用いて道路舗装工を行うものとした。

ここで、非鉄金属の精錬および既存の非鉄金属スラグのリサイクル利用については、舗装利用の有無に係わらず発生するものであるため、評価対象外とした。

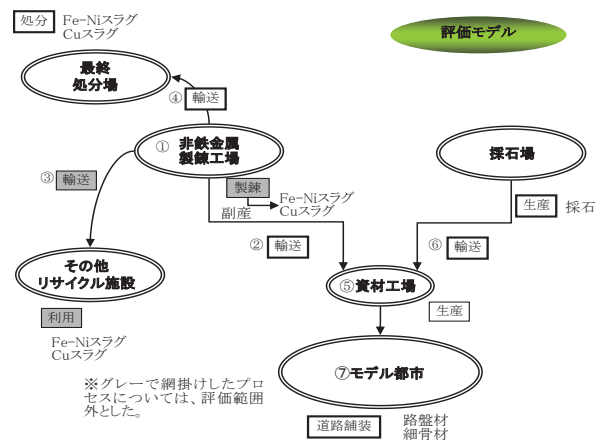


図-3.7 評価モデル

表-3.3 モデル都市空間

	設定条件
対象面積	570 km ²
道路率	3.1 %
道路面積	17.67 km ²

備考1) 道路率%=250.32km² (道路面積合計)
÷8006.87km² (都市面積合計)
備考2) 道路面積 km²=570km² (対象面積) ×3.1% (道路率)

②舗装資材の需要量

舗装の条件としては、耐用年数を10年(路盤までを打ち換えると仮定)、舗装構造を下層路盤15cm、上層路盤15cm、アスファルト混合物層10cmとした。また、スラグの利用先としては、水砕あるいは風砕によって得られる砂状のものはアスファルト混合物の細骨材として利用、徐冷によって得られた塊状のものを破碎したものを路盤材として利用するものとした。

上記の条件と表-3.3から舗装資材の需要量を試算すると、表-3.4のようになった。

表-3.4 舗装資材の需要量

	設定値	単位	備考
年間舗装面積	1,767,000	m ² /年	道路面積 ÷耐用年数
アスコン需要量	176,700	m ³ /年	年間舗装面積 ×アスコン層厚
路盤材需要量	530,100	m ³ /年	年間舗装面積 ×路盤厚

a)天然資材の需要量

表-3.4をもとに、これを確保するために必要な砕石を算出すると、表-3.5および表-3.6のようになる。ここで、アスコン密度2.48t/m³、細骨材配合率40%、細骨材密度2.70t/m³、砕石(路盤材)密度2.70t/m³として計算を行った。

表-3.5 砕石(細骨材用)の需要量

	設定値	単位	備考
アスコン需要量(容積)	176,700	m ³ /年	表-2より
アスコン需要量(重量)	438,216	t/年	アスコン需要量 ×アスコン密度
細骨材需要量(重量)	175,286	t/年	アスコン需要量(重量) ×細骨材配合割合
細骨材需要量(容積)	64,921	m ³ /年	細骨材需要量(重量) ÷細骨材密度

表-3.6 砕石(路盤材)の需要量

	設定値	単位	備考
路盤材需要量(容積)	530,100	m ³ /年	表-4より
路盤材需要量(重量)	1,431,270	t/年	砕石需要量(容積) ×砕石密度

b)非鉄金属スラグの需要量

非鉄金属スラグの需要量は、天然砕石との置き換え比率によって決まるので、アスファルト混合物利用と路盤材利用の比率をそれぞれ変化させ、5つのパターンを検討することとし、式(1)により算出した。なお、非鉄金属スラグの密度は、表-3.7の値を用いた。

$$\text{スラグ需要量(重量)} = \text{砕石需要量} \times \text{置換え比率} \times \text{非鉄金属スラグ密度} \quad (1)$$

表-3.7 各非鉄金属スラグの特性

	Fe-Ni スラグ	Cu スラグ
密度	3.0t/m ³	3.5t/m ³
スラグの発生割合*	7.3t/t-FeNi	1.9t/t-Cu

*精製金属量に対するスラグ発生量

(3)非鉄金属スラグ生産に係わる資源消費

①資材生産および利用による資源消費の算定

非鉄金属スラグの生産量および生産に伴うスラグ発生量について調査した結果を表-3.8に示す。

表-3.8 各非鉄金属の生産およびスラグ発生量(H17年度)

	Fe-Ni	Cu
国内精錬工場数	3	6
国内金属生産量	385,500t/年	1,419,500t/年
国内スラグ発生量	2,819,200t/年	2,657,700t/年
1工場当たり金属生産量	128,500t/年	236,583t/年
1工場当たりスラグ発生量(重量)	939,733t/年	442,950t/年
1工場当たりスラグ発生量(容積)	313,244m ³ /年	126,557m ³ /年

②砕石に係わる資源消費

砕石に係わる資源消費としては、採石場で用いられる重機の消費燃料を対象とした。なお、採石場の重機の利用状況は、採石場の規模によってまちまちであるので、今回は採石量が3,500t/日の採石場のデータを使用した。表-3.9に採石場で用いる重機の条件を、表-3.10に資源消費量を示す。

表-3.9 砕石に用いる重機の稼働条件(3,500t/日採石場)

	使用台数	稼働時間(h)	燃料種	燃料使用量(L/台・h)
クレーナ	2	1.5	軽油	5.57
ブルドーザ	1	3.0	軽油	54.33
バックホウ	1	2.0	軽油	41.92
50t ダンプ	3	2.0	ガソリン	38.66

表-3.10 砕石に係わる資源消費量（砕石1t当たり）

燃料種	重機種	砕石1t当たりの燃料使用量(L)	資源消費量(L/t-砕石)
軽油	クローラードリル	0.0048	0.0753
	ブルドーザ	0.0466	
	バックホウ	0.0240	
ガソリン	50t ダンプ	0.0663	0.0663

③トラック輸送に係わる資源消費

トラック輸送は10tトラックで行うものとした。トラックの燃費は、経済産業省告示第66号より、0.0575L/t・kmと設定した。

④アスファルト混合物の生産に係わる資源消費

アスファルト混合物生産に係わる資源消費量としては、(社)日本アスファルト合材協会が公表している統計値(H17年度)より全国平均値を算出して原単位として用いた(表-3.11)。なお、アスファルト混合物の生産効率は、砕石使用の場合とスラグ使用の場合で、違いがないものと仮定して計算することにした。

表-3.11 アスファルト混合物生産の資源消費量の原単位

	単位	原単位
電気消費量	kWh/t	10.2
	kWh/m ³	25.3
重油消費量	L/t	9.7
	L/m ³	24.1

⑤舗装工事に係る資源消費

舗装工事に係る資源消費としては、工事現場で用いられる重機の消費燃料を対象として算出した。算出に当たっては、国土交通省「土木工事標準積算基準書」に基づき、舗装工事の施工量および重機の燃料消費量を設定した。設定値の一覧を表-3.12、3.13に示す。表-3.12、3.13の値を用い、舗装工事に係る資源消費量は以下のように算出した。

【路盤工】

- ・1日の燃料使用量=54+30+36=120L/日
- ・1000m²当たり施工日数=

$$1/1.580+1/1.110+1/1.580+1/1.110=3.07$$
- ・1000m²当たり燃料使用量=120×3.07

$$=368.4L/1,000m^2$$

【舗装工】

- ・1日の燃料使用量=65+35+41=141L/日
- ・1層1000m²当たり施工日数=1/2.300=0.43日

- ・1層1000m²当たり燃料使用量=141×0.43

$$=60.6L/1,000m^2$$
- ・2層1000m²当たり燃料使用量=60.6×2

$$=121.2L/1,000m^2$$

表-3.12 舗装工事の施工量

工事種	施工量(m ³ /日)
不陸整正	1,580
下層路盤	1,110
上層路盤	1,110
アスファルト舗装工 1.4≤b≤3.0	1,300
アスファルト舗装工 3.0<b	2,300

表-3.13 舗装工事に用いる重機の燃料消費量

	燃料種	使用量(L/日)
モータグレーダ 3.1m	軽油	54
ロードローラ マガム10~12t (路盤工)	軽油	30
ロードローラ マガム10~12t (舗装工)	軽油	35
タイヤローラ 8~20t (路盤工)	軽油	36
タイヤローラ 8~20t (舗装工)	軽油	41
アスファルトフィニッシャー ホイル型 1.4~3.0m	軽油	23
アスファルトフィニッシャー ホイル型 2.4~6.0m	軽油	65

舗装工事に係る資源消費量は、表-3.4の年間舗装面積に基づき表-3.14のようになる。なお、砕石を非鉄金属スラグに置き換えた場合も舗装工事の能率は変わらないと仮定して、資源消費量は変化しないものとした。

表-3.14 舗装工事に係る資源消費量

	設定値	単位	備考
年間舗装面積	1,767,000	m ² /年	表-3.4より
軽油消費原単位	489.6	L/1000m ²	設定値(368.2+121.2)
軽油消費量	865,123	L	施工量×軽油消費原単位

(4) 非鉄金属スラグを舗装へ利用した場合の環境負荷

①モデルケースの設定

a)検討ケースの設定

細骨材と路盤材の需要量及び非鉄金属スラグの供給可能量について表-3.5、3.6を基に整理し表-3.15に示す。

非鉄金属スラグの舗装への利用を考えた場合、細骨材、路盤材と置き換えていくことになるが、その置き換え率を変化させて検討ケースを設定した。検討ケースを表-3.16に示す。なお、表-3.16の条件は細骨材と路盤材の需要量に対し、フェロニッケルスラグの供給可能量は少ないこと、銅スラグには徐冷スラグがなく、路盤材には適用できないことなどを考慮して設定した。

Case0は、スラグを使用しない通常の舗装の場合を比較のために設定した。Case1～5は、アスコン用の細骨材および路盤材の一部を置き換えるような設定とした。

表-3.15 砕石の需要量とスラグの供給可能量

	需要量	供給可能量
細骨材	64,921m ³ /年	126,557m ³ /年 (Cu スラグ)
路盤材	530,100m ³ /年	313,244m ³ /年 (Fe-Ni スラグ)

表-3.16 検討ケース（舗装資材の置き換え割合）

	置き換え対象	Case 0	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5
Fe-Ni スラグ	細骨材	0%	20%	0%	20%	0%	0%
	路盤材	0%	0%	0%	57%	60%	60%
Cu スラグ	細骨材	0%	0%	20%	0%	20%	100%

b) 最終処分

現在、非鉄金属スラグは何らかの形で全て消費されており、最終処分は行われていないため、最終処分量=0とした。

c) 輸送距離

砕石、フェロニッケルスラグ、銅スラグの輸送距離の設定を表-3.17に示す。

①砕石では採石場が各都道府県に1つあるとして都道府県の疑似半径、②フェロニッケルスラグでは精錬工場が全国3カ所であるので、15都道府県の疑似半径とするが、日本国土が細長いことを考慮して扁平率0.5の楕円の長辺、③銅スラグでは、精錬工場が全国6カ所のため、フェロニッケルスラグの半分、としてそれぞれ求めた。

表-3.17 輸送距離

	設定値	計算方法
砕石	57.6km	都道府県の疑似半径 =√(10,400km ² /π)=57.6km
Fe-Ni スラグ	315.2km	15 都道府県の疑似半径 (扁平率 0.5 の楕円の長辺) =√(10,400km ² ×15/0.5π) =315.2km
Cu スラグ	157.6km	Fe-Ni スラグの輸送距離の 1/2

②資源消費量

検討ケースで設定した条件に基づき各種の資源の消費量を計算した結果を表-3.18に示す。スラグは、天然骨材より密度が大きいため、使用率が大きくなるほど、使用材料の重量が増加する。また、スラグは精錬所の数が少ないことから、輸送距離が増大するため、使用率が增加するほど、輸送による燃料消費が増大している。

③環境負荷原単位

環境負荷原単位は、表-3.19に示す値を用いた。なお、環境負荷の算出に当たっては、LCA 算出ソフト JEMAI-LCA Pro ((財)産業環境管理協会) を利用し、基本的にこのソフトにある原単位等を使用した。

また、今回解析対象から除外した非鉄金属精錬に係わる環境負荷原単位、および今回の計算に含まれていない最終処分に係わる環境負荷原単位を算出した結果を表-3.20に示す。なお、最終処分に係わる環境負荷原単位の算出は、「広域最終処分場計画調査 廃棄物海面埋立環境保全調査報告書 (土木学会)」¹⁾を参考にした。

表-3.18 検討ケースにおける各種消費量

		単位	Case0	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5
骨材生産	天然砕石	路盤材 t/年	1,431,270	1,431,270	1,431,270	615,446	572,508	572,508
		細骨材 t/年	175,286	140,229	140,229	140,229	140,229	0
	Fe-Niスラグ	路盤材 t/年	0	0	0	906,471	954,180	954,180
		細骨材 t/年	0	38,953	0	38,953	0	0
	Cuスラグ	細骨材 t/年	0	0	45,445	0	45,445	227,223
	天然砕石生産に係わる資源消費 ^{注1)}	軽油消費量 ℓ/年	120,974	118,334	118,334	56,902	53,669	43,110
	ガソリン消費量 ℓ/年	106,515	104,190	104,190	50,101	47,254	37,957	
アスコン生産	アスコン量 ^{注2)}	m ³ /年	176,700					
	電気使用量	MW h	4,471					
	重油使用量	kℓ	4,258					
舗装工事	舗装工事面積 ^{注3)}	m ² /年	1,767,000					
	軽油消費量	ℓ/年	865,123					
輸送	砕石(距離57.6km)	軽油消費量 ℓ/年	5,320,915	5,204,805	5,204,805	2,502,796	2,360,585	1,896,146
	Fe-Niスラグ(距離315.2km)	軽油消費量 ℓ/年	0	705,976	0	17,134,856	17,293,558	17,293,558
	Cuスラグ(距離157.6km)	軽油消費量 ℓ/年	0	0	411,819	0	411,819	2,059,096
	合計	軽油消費量 ℓ/年	5,320,915	5,910,781	5,616,624	19,637,652	20,065,963	21,248,801

注1)スラグは、金属生産に伴う副産物として、生産に係わる資源消費を計上していない。

注2)アスコン生産は、スラグを使用しても効率は変わらないと仮定している。

注3)舗装工事は、スラグを使用しても効率は変わらないと仮定している。

表-3.19 燃料消費および電力消費の環境負荷原単位

	エネルギー量 (MJ)	排出量 (kg)				
		CO ₂	Sox	NOx	SPM	
燃料	ガソリン (L)	35.1	2.47E+0	7.57E-5	7.61E-4	8.62E-5
	軽油 (L)	38.2	2.69E+0	8.24E-5	8.29E-4	9.39E-5
	A重油 (L)	39.1	2.77E+0	1.30E-3	8.07E-4	9.50E-5
電力 (kWh)	9.1	3.99E+1	5.15E-5	1.62E-4	1.72E-6	

表-3.20 金属精錬および最終処分環境負荷原単位

	エネルギー量 (MJ)	排出量 (kg)				
		CO ₂	SOx	NOx	SPM	
金属精錬	Fe-Ni (t)	22.2	2.36E+0	1.26E-3	9.98E-4	2.49E-4
	Cu(t)	29.1	1.66E+0	8.21E-4	8.02E-4	1.41E-4
最終処分 (m ³)	346.34	37.17	59.62	92.13	-	

④環境負荷の試算結果

環境負荷の試算結果を表-3.21 に示す。スラグ使用率が骨材全体の 60%程度以上になるよう設定した Case3~5 は、全般的に環境負荷量が大きくなっていることがわかる。ただし、SOxについては、アスファルト混合物生産段階で重油を使用していることから、重油使用による排出量が多いため、Case1~5 まで大きな差がなかった。

表-3.21 環境負荷量

	エネルギー量 (MJ)	排出量 (kg)			
		CO ₂	SOx	NOx	SPM
Case0 (比較)	451,975	30,798	6.30	9.47	1,014
Case1	474,335	32,369	6.34	9.96	1,069
Case2	463,093	31,579	6.32	9.72	1,041
Case3	994,666	68,931	7.47	21.25	2,347
Case4	1,010,881	70,066	7.50	21.60	2,387
Case5	1,055,284	73,190	7.60	22.57	2,496

(5)統合化評価

①統合化係数

各環境負荷を総合評価するためには、同一の単位にして加算することが必要である。今回は、現在のところ日本の現状に最も適合しているものとして LIME 係数を用いることにした。LIME 係数は経済産業省 LCA プロジェクトにより開発されたもので、被害算定型影響評価手法をとっている。温暖化、オゾン層破壊、健康被害、生態系へ影響などを考慮して、被害コストを円で算出できるのが特徴である。LIME 係数を表-3.22 に示す。

表-3.22 LIME 係数

	エネルギー量 円/MJ	円/kg			
		CO ₂	SOx	NOx	SPM
LIME 係数	66.6	2180	1077.3	189.1	2.45

②統合評価

表-3.21 と表-3.22 から、統合化評価を行った。結果を図-3.8 および 3.9 に示す。

図-3.8 は環境負荷量別に示したものであるが、CO₂ 排出、エネルギー消費に係わるものが全体のほとんどを占め、骨材使用率が骨材全体の 60%程度以上になるよう設定した Case3~5 では、非常に負荷が大きくなる計算になり、通常 (Case0) の2倍以上と算出された。

また、これを砕石生産、アスコン生産、舗装工事、輸送に分けて示すと、図-3.9 のようになった。アスコン生産、舗装工事は、スラグを使用しても効率が変わらないと仮定していることから、どのケースでも同じであるが、砕石生産による負荷はスラグ使用率が増えるに従い減少している。しかし、スラグを使用すると、輸送による環境負荷が増大するため、全体では非常に増大しているのが分かる。

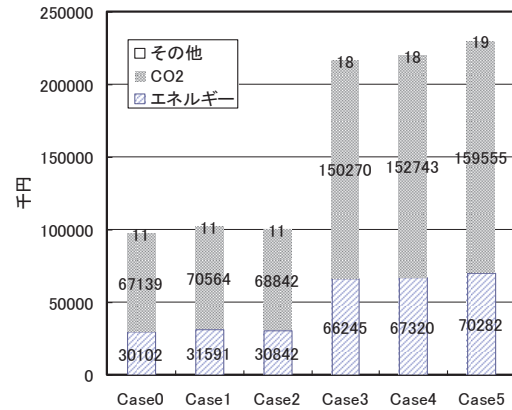


図-3.8 統合化評価 (環境負荷別)

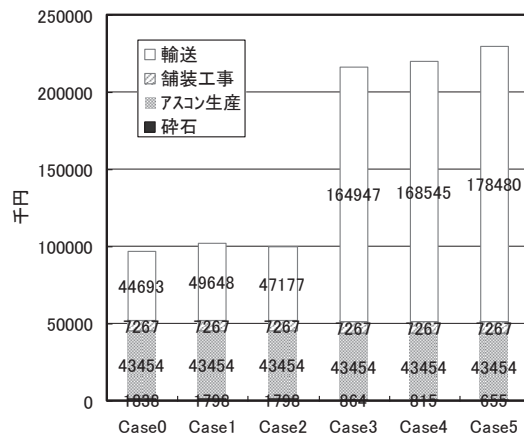


図-3.9 統合化評価 (段階別)

③輸送距離の影響

前項の検討で、輸送による環境負荷が大きな割合を占めることが分かった。また、今回の条件設定では、輸送距離をフェロニッケルスラグで 315.2km、銅スラグで 157.6km としたが、ヒアリングによると実際の出荷は生産工場から 100km 圏内ということだったので、輸送距離の影響について検討した。

輸送距離としては、フェロニッケルスラグ、銅スラグともに輸送距離を 50,60,70km とし、計算を行った。結果を図-3.10 に示す。

スラグ使用率が骨材全体の 8% 程度に設定した Case1,2 は、輸送距離が増す毎に環境負荷が増大してはいるが、使用しない場合と比べて大きな差は見られない。しかし、スラグ使用率が骨材全体の 60% を超える Case3~5 は輸送距離が増すと、環境負荷が著しく増大している。しかし、輸送距離が 50km のときは、天然砕石を使用するよりも環境負荷が小さく計算され、輸送距離が短ければ環境負荷を低減させることができる可能性があることが示された。

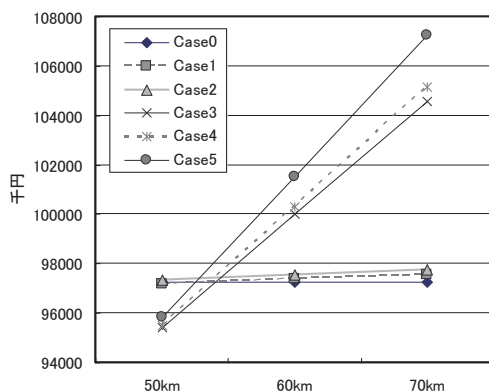


図-3.10 スラグの輸送距離による環境負荷

(6) 非鉄金属スラグ利用舗装のまとめ

フェロニッケルスラグと銅スラグを舗装へ利用した場合の環境負荷について、LCA 手法を用いて評価した。その結果、以下のように考えられた。

- ①細骨材の一部をスラグで代替する場合は、細骨材はアスファルト混合物の全体の 40% であるため、スラグへの置換え率があまり大きくなり、通常の骨材と比べて、環境負荷はあまり変わらないものと考えられた。
- ②路盤材としてスラグを利用する場合、スラグへの置換え率が大きくなりやすく、環境負荷が増大する傾向が見られた。
- ③環境負荷増大の原因は、輸送距離が長いことが挙げられ、これを小さくすれば、通常よりも環境負荷を低減

させられる可能性もあると考えられた。

ただし、今回の検討では、いくつかの課題があり、今後これらの解決が必要である。課題は、以下のものが考えられた。

- ①天然骨材の生産については、ダイナマイトの使用による負荷や、土地利用改変による環境影響など、評価が来ていないものがある。
- ②アスファルト混合物生産については、プラント内での重機の使用実態がつかめず、計算に含めることが出来ていない。
- ③スラグについては、スラグ自体が安全なものを前提としているが、安全性の確保のための方策が別途必要である。
- ④スラグ利用の場合も、生産効率は変わらないと仮定しているが、詳細の確認が必要。
- ⑤スラグ利用の場合も、舗装の性能は同じと仮定しているが、確認が必要である。
- ⑥ライフサイクルコストも考慮した解析が必要。
- ⑦舗装発生材は、99% 再利用されているが、スラグ利用の場合、2回目以降の再利用の際に障害がでないか、確認が必要である。

3.3.2 ゴミ溶融スラグ利用舗装のライフサイクル評価

(1) 概要

最終処分場の逼迫を背景として、都市ゴミ焼却灰よりも一層の減容化を目的として、全国で溶融処理が行われるようになってきている。この溶融処理によりゴミ溶融スラグが発生し、このスラグを舗装用の骨材として利用が期待されている。しかし、溶融処理には膨大なエネルギーを必要としているため、再資源化を主目的として溶融処理を行った場合、環境負荷を増大させている可能性がある。

そこで、ゴミ溶融スラグを利用した舗装のライフサイクル評価を行った。ゴミの溶融処理には、ゴミ焼却灰を溶融する灰溶融とゴミを直接溶融する直接溶融がある。最近では直接溶融する施設が増加してきているが、2005年の時点で、灰溶融施設が約 6 割を占めている²⁾。このため、本解析では灰溶融によるゴミ溶融スラグを対象とし、焼却灰を利用せず最終処分する場合と、焼却灰を灰溶融し、舗装に利用する場合に分けて検討を行った。

(2) 評価モデルの設定

①評価モデル

モデル都市空間の条件は、非鉄金属スラグの検討等同

様に、表-3.3 に示すように設定した。

評価対象範囲は図-3.11 に示す。都市ゴミの焼却処理までは舗装利用の有無に関係なく行われるものとし、評価対象外とした。なお、耐用期間を超えた舗装材は、ほぼ 100%再利用されており、ゴミ溶融スラグ利用舗装も同様であると仮定して最終処分場への廃棄については評価対象としなかった。

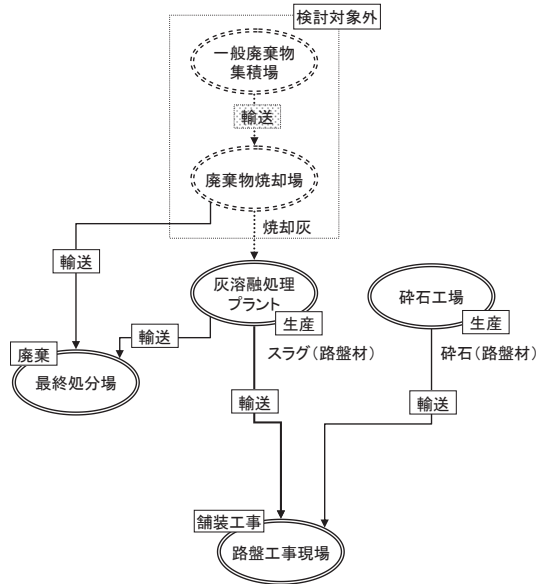


図-3.11 評価対象範囲

資材の平均的な輸送距離を設定するために、各資材の生産拠点の配置を図-3.12 のように設定した。この結果、各材料の輸送距離は、表-3.23 に示すとおりとなった。

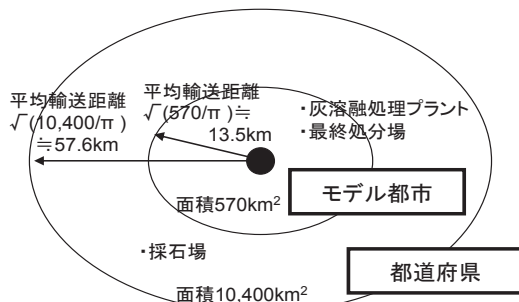


図-3.12 各種資材の生産地の配置と輸送距離の設定

表-3.23 材料輸送距離の設定値

経路	輸送距離
砕石(路盤材) → モデル都市	57.6km
ゴミ溶融スラグ → モデル都市	13.5km
焼却灰 → 最終処分場(モデル都市)	13.5km
溶融飛灰 → 最終処分場(モデル都市)	13.5km

②検討ケースの設定

検討ケースは表-3.24 のように設定した。検討ケースとしては、生産されたゴミ溶融スラグは全て路盤材として利用するものとして、不足する分に砕石を利用するように設定した。灰溶融処理に関しては、大きく分けて電気式と燃料式の二つがあり、その中でも電気式（プラズマ式）、燃料式（表面溶融式）が特に多い²⁾ため、この二つのタイプの溶融処理について試算した。

表-3.24 検討ケース

	ケース1 (比較用)	ケース2	ケース3
溶融処理	溶融処理なし 焼却灰は全て最終処分	溶融処理(電気式) 溶融飛灰は最終処分	溶融処理(燃料式) 溶融飛灰を最終処分
路盤	全て砕石	ゴミ溶融スラグの生産分を全て路盤材 残りを砕石	ゴミ溶融スラグの生産分を全て路盤材 残りを砕石

(3) 資源の需要量・スラグの生産量等の算定

再生資材の利用は路盤材への利用に絞った。路盤の厚さは下層路盤 15cm、上層路盤 15cm とした。舗装の耐用年数は 10 年とし、10 年に一度路盤の打換えを行うものとした。

ゴミ溶融スラグの生産量は、一般廃棄物の排出量などに関係することから統計値などを用いて表-3.25 のように設定した。

灰溶融炉では灰を投入して、用水や薬剤として、消石灰、アンモニア水、キレート剤、セメントなどを用いスラグを製造している。溶融処理の用役等の原単位をメーカーヒアリングして設定した。

上記の設定より、焼却灰、ゴミ溶融スラグ、採石などの量を求めた。また、輸送・施工などに必要な燃料費などは既存資料より算出した。

表-3.25 ゴミ溶融スラグの生産量

廃棄物の排出量	5,161 万トン	循環型社会白書（平成17年度版） ³⁾ より
廃棄物の排出原単位	1,107 g/人・日	人口1億2776万人（平成17年1月1日）より
焼却処分量	4,202 万トン	循環型社会白書（平成17年度版） ³⁾ より
廃棄物の焼却処分原単位	901 g/人・日	人口1億2776万人（平成17年1月1日）より
その他の中間処理量	658 万トン	循環型社会白書（平成17年度版） ³⁾ より
中間処理後資源化量	350 万トン	循環型社会白書（平成17年度版） ³⁾ より
溶融スラグ密度	2.7 t/m ³	「スラグの有効利用マニュアル」 ⁴⁾ より

(4) 環境負荷原単位の作成

①溶融処理用役等の原単位

溶融処理の用役等の環境負荷原単位は、JEMAI-LCA Pro⁷⁾の値を用いたが、これにないものは、国立環境研究

所から公表されている産業連関表による環境負荷原単位データブック (3EID)⁶⁾より求めた数値を用いた。表-3.26 に値を示す。

表-3.26 溶融処理に用いる資材の環境負荷原単位

	エネルギー量 (MJ)	CO ₂ 排出量 (kg-CO ₂)	SO _x 排出量 (kg-SO _x)	NO _x 排出量 (kg-NO _x)	SPM排出量 (kg-SPM)	出典
消石灰 kg	3.89E+00	8.59E-01	1.55E-04	2.72E-04	5.00E-06	文献7)
アンモニア水 千円	6.34E+02	3.77E+01	9.60E-03	4.51E-02	3.50E-03	文献6)
キレート剤 kg	0.00E+00	3.44E+00	3.34E-03	4.67E-03	5.05E-04	文献6)
セメント 千円	5.51E+02	1.11E+02	1.88E-02	1.85E-01	7.00E-03	文献6)
用水 千円	3.77E+01	2.22E+00	1.63E-03	2.46E-03	2.70E-04	文献6)
排水 千円	9.09E+01	5.99E+00	1.43E-02	6.22E-03	1.27E-03	文献6)

②最終処分場の原単位

最終処分場の原単位は、文献¹⁾を参考に設定した。表-3.27 に値を示す。なお、文献では海面処分場と内陸処分場それぞれについて原単位が報告されているが、国内における最終処分場は、山間および平地に設置されているものが98%程度であったため、内陸処分場の数値を用いた。

表-3.27 最終処分における環境負荷原単位

	エネルギー量 (MJ)	CO ₂ 排出量 (kg-CO ₂)	SO _x 排出量 (kg-SO _x)	NO _x 排出量 (kg-NO _x)	SPM排出量 (kg-SPM)	出典
建設時 m ³	2.49E+02	2.55E+01	4.80E-02	5.48E-02	—	文献1)
運用時 m ³	1.15E+02	1.17E+01	1.16E-02	3.74E-02	—	—

(5) ゴミ溶融スラグ利用舗装の環境負荷量の算定

上記までの調査を基に、ゴミ溶融スラグを舗装に使用した場合の環境負荷量を算定した。結果を表-3.28 に示す。この表を基にエネルギー消費量およびCO₂排出量について図示すると図-3.13 のようになった。

ケース1とケース2、3を比較すると、エネルギー量、CO₂排出量ともにスラグ製造にかかる部分が極めて大きく、最終処分量が減ることによる減少量よりはるかに大きいために、全体の環境負荷量が大きくなった。特にケース3では、スラグ製造によるエネルギー量、CO₂排出量がケース2と比べて2倍以上あり、燃料式によるスラグ製造の環境負荷の高さが示された。

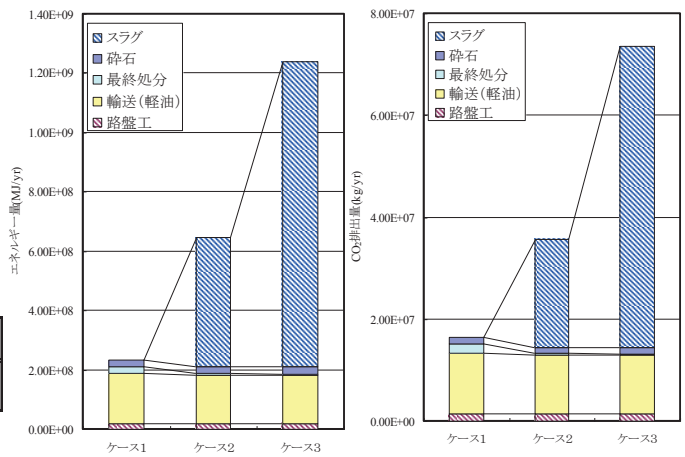
なお、最終処分場の評価に当たっては、文献を参考に算出しているが、土地の改変による影響や、景観への影響、さらには新規建設の難しさなどが評価されていないので、これらの評価が行えるようになれば、異なる評価になる可能性もある。

(5) ゴミ溶融スラグ利用舗装のまとめ

本研究では、処理施設の多い灰溶融炉について検討を行い、灰をそのまま最終処分する場合と、灰溶融を行って舗装に利用する場合について解析した。ここで得られ

表-3.28 算出結果

	エネルギー量 (MJ)	CO ₂ 排出量 (kg-CO ₂)	SO _x 排出量 (kg-SO _x)	NO _x 排出量 (kg-NO _x)	SPM排出量 (kg-SPM)	
ケース1	砕石	2.36E+07	1.20E+06	1.09E+02	4.41E+02	1.93E+01
	スラグ	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
	路盤工	2.01E+07	1.42E+06	4.33E+01	4.36E+02	4.94E+01
	最終処分 輸送(軽油)	2.21E+07 1.70E+08	1.87E+06 1.19E+07	1.64E+03 3.65E+02	2.75E+03 3.68E+03	3.02E+01 4.16E+02
ケース2	砕石	2.28E+07	1.16E+06	1.06E+02	4.26E+02	1.87E+01
	スラグ	4.36E+08	2.13E+07	2.90E+03	9.12E+03	2.75E+02
	路盤工	2.01E+07	1.42E+06	4.33E+01	4.36E+02	4.94E+01
	最終処分 輸送(軽油)	4.07E+06 1.64E+08	3.44E+05 1.15E+07	3.01E+02 3.53E+02	5.07E+02 3.55E+03	5.56E+00 4.03E+02
ケース3	砕石	2.28E+07	1.16E+06	1.06E+02	4.26E+02	1.87E+01
	スラグ	1.03E+09	5.93E+07	4.36E+03	2.04E+04	1.48E+03
	路盤工	2.01E+07	1.42E+06	4.33E+01	4.36E+02	4.94E+01
	最終処分 輸送(軽油)	3.13E+06 1.64E+08	2.83E+05 1.15E+07	3.29E+02 3.53E+02	5.29E+02 3.56E+03	2.78E+00 4.03E+02



エネルギー CO₂排出量

※ケースは、表-3.28 のケース No.

図-3.13 算出結果

た主な知見をまとめると次のとおりである。

- ① ゴミ溶融処理に関する原単位はほとんど整備されていない。本研究では、生産方法の聞き取り調査などから原単位を作成した。
- ② ゴミ溶融スラグを路盤材へ利用する場合、スラグ製造の環境負荷が大きく、最終処分量の減少分を見込んでも通常材の2倍以上となった。
- ③ 溶融方式は、電気式(プラズマ)の方が燃料式(表面溶融)よりも環境負荷が小さいことがわかった。

今後の課題としては以下のことが考えられる。

- ① 使用する機械やプラントの製造に関する環境負荷量については、考慮していないことから、今後はこれを試算する必要がある。
- ② 環境負荷原単位が不明なものは、ヒアリングなどで補充して作成したが、できるだけ平均的な値が得られるように、統計値の充実が必要である。

- ③ライフサイクル評価は、耐久性の設定で評価が変わるが、廃棄物再生資材では長期供用の実データがなく、不明な点が多い。従って、各種の長期供用データも必要である。
- ④廃プラ、廃ゴムを利用した舗装がリサイクル不可能な場合は、環境負荷が増大するため、舗装としてのリサイクルの可否の確認が必要である。
- ⑤今回、ゴミ溶融スラグについては灰溶融炉について解析を行ったが、近年ガス化溶融炉の施設数も増加傾向にあり、ガス化溶融炉も含めた評価が今後は必要である。
- ⑥今回、できるだけ最終処分場の環境負荷を考慮するようにしたが、土地改変、景観、新設の難しさなどは、配慮されておらず、今後、これらの観点からの評価も必要である。

3.3.3 その他

非鉄金属スラグ、ゴミ溶融スラグの他に、廃プラスチック・廃タイヤの舗装への適用性についても LCA 評価を実施した。その結果、舗装事業だけで捉えると環境負荷を増大させる可能性もあるが、廃プラスチック等を舗装に利用しない場合も含めて評価すると、環境負荷の低減効果があることが分かった。

3.4 再生資材利用による耐久性への影響評価

3.4.1 概要

再生資材を利用することにより舗装の耐久性や機能性に影響がある場合、道路利用者や管理者に与える影響は大きい。たとえば供用寿命が低下する場合、舗装の修繕費や路上工事により利用者が被る外部コストが生じる。再生資材を最終処分することなく資材として利用することの便益はあるものの、マイナスに作用するおそれのある部分をよく認識して使用する必要がある。

これらの評価の前提となる耐久性への影響評価として、廃タイヤと廃プラスチックおよび各種の溶融スラグについて、骨材として使用した場合にアスファルト混合物の性状に与える影響を室内試験により確認した。また、舗装走行実験場において非鉄スラグを混入したアスファルト舗装の耐久性試験を行った

3.4.2 廃タイヤと廃プラスチックおよび溶融スラグを混入したアスファルト混合物の室内試験結果

(1) 加熱による骨材変形等の確認

廃タイヤおよび廃プラスチックを60℃および180℃で

1時間加熱し、加熱前後の骨材変形の有無および加熱による臭気の発生過熱について確認した。表-3.29に廃プラスチック、廃タイヤの加熱による粒度変化の測定結果を示す。

表のように、廃プラスチックは加熱前に比べ加熱後の通過質量百分率が、粗骨材分(2.36mm 以上)では小さく、細骨材分(2.36mm 以下)では大きくなっており、団粒化と容積の減少が生じているものと考えられる。また、廃タイヤは 加熱前後で通過質量百分率の大きな変化は見られず、熱による形状変形には比較的強いと考えられる。ただし、廃プラスチックおよび廃タイヤとも加熱による異臭の発生が確認された。

表-3.29 加熱による粒度変化の測定結果

ふるい目 (mm)	廃プラ		廃タイヤ①		廃タイヤ②		廃タイヤ③		廃タイヤ④	
	通過質量百分率		通過質量百分率		通過質量百分率		通過質量百分率		通過質量百分率	
	加熱前	加熱後	加熱前	加熱後	加熱前	加熱後	加熱前	加熱後	加熱前	加熱後
13.2	100.0	91.9	100.0	100.0	100.0	94.3	100.0	100.0	100.0	93.6
4.75	71.5	51.4	100.0	100.0	100.0	89.8	100.0	100.0	100.0	90.4
2.36	6.8	4.9	76.5	78.4	100.0	67.0	72.6	69.9	99.9	67.0
0.60	0.1	8.1	1.2	0.5	4.7	2.3	0.7	0.1	3.8	1.3
0.30	0.0	8.1	0.4	0.0	0.6	0.4	0.6	0.0	0.3	0.0
0.15	0.0	8.1	0.2	0.0	0.3	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0
0.075	0.0	8.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

※加熱温度180℃, 加熱時間1時間

(2) 廃タイヤ混入混合物の性状測定結果

密粒度アスファルト混合物(最大粒径 13mm)に廃タイヤを5~20%添加し、混合物性状を確認した。表-3.30に評価した混合物の骨材配合を、表-3.31 に試験結果一覧を示す。

表-3.30 骨材配合

使用材料	見掛比重 (g/cm ³)	基本配合			廃タイヤ配合 容積比(vol%)			
		外割 (wt%)	内割 (wt%)	内割 (vol%)	廃タイヤ 5%	廃タイヤ 10%	廃タイヤ 15%	廃タイヤ 20%
6号砕石	2.699	37	34.9	31.9	—	—	—	—
7号砕石	2.685	20	18.9	17.3	—	—	—	—
スクリーンングス	2.678	5	4.7	4.3	—	—	—	—
粗目砂	2.653	25	23.6	21.9	16.9	11.9	6.9	1.9
細目砂	2.667	7	6.6	6.1	—	—	—	—
石粉	2.733	6	5.7	5.1	—	—	—	—
廃タイヤ	1.150	—	—	—	5.0	10.0	15.0	20.0
小計	—	100	94.4	86.6	86.6	86.6	86.6	86.6
アスファルト	1.033	5.6	5.6	13.4	—	—	—	—
合計	—	105.6	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

表-3.31 混合物性状試験結果

廃タイヤ配合率 (Vol%)	マーシャル安定度 (kN)	動的安定度 (回/mm)	水浸ホイールトラッキング試験	
			はく離率(%)	破壊時間(hr)
0	11.23	480	47.3	6.0
5	4.63	380	100	4.5
10	2.99	300	100	1.0
15	2.81	250	100	1.0
20	1.79	180	100	1.0

試験結果から、廃タイヤの配合率が多くなるに従って、マーシャル安定度、動的安定度は小さくなり、はく離率は大きくなった。特に水浸ホイールトラッキング試験において供試体が破壊に到るまでの時間は、廃タイヤを10%以上混入した場合で1時間となった。以上のことから、廃タイヤの混入により混合物の耐流動性、はく離抵抗性が低下することが明らかになった。

(3) 各種熔融スラグ混入混合物の耐水性

熔融スラグの種類と混入量を変化させたアスファルト混合物の水浸ホイールトラッキング試験を行った。試験には、Cu スラグ 2 試料、Fe-Ni スラグ 1 試料、一般ゴミ熔融スラグ 2 試料、下水汚泥熔融スラグ 1 試料と、比較材の天然砂を使用した。アスファルト混合物は密粒度(最大粒径 13mm)とし、骨材粒度が容積ベースで同一となるように骨材配合を設定し、各条件について最適アスファルト量を求めて供試体を作成した。

試験結果を図-3.14 に示す。Cu スラグについては、細骨材として使用しても比較材と同程度のはく離抵抗性を有すると考えられるが、その他のスラグ材料は、混入率が増えるとはく離率が大きくなる傾向にあり、熔融スラグ混入率の増加に伴い舗装混合物の耐水性は低下するものと推察される。この影響が実際の舗装寿命にどのような影響を及ぼすのか、検討を続ける必要がある。

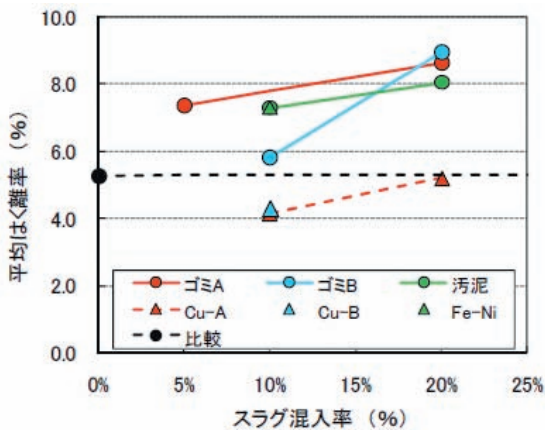


図-3.14 水浸ホイールトラッキング試験結果

3.4.3 非鉄スラグの促進耐久性試験

舗装への利用が検討されている非鉄スラグとして、Cu スラグ、Fe-Ni スラグを取り上げ、土木研究所内の舗装走行実験場で耐久性試験を行った。試験舗装工区の概要を表-3.32 に示す。なお、耐久性試験は、平成 17 年度に比較工区を含めた 3 工区で開始したが、Cu スラグ-1 工

区のわだち掘れが早期に進行したため、Cu スラグ-1 工区を粒子形状や表面性状を改良した銅スラグを用いた Cu スラグ-2 工区として改修して試験を継続している。

わだち掘れの変化を、図-3.15 に示す。Fe-Ni スラグ混入舗装は、比較工区よりもやや優れた塑性変形抵抗性を示している。Cu スラグ混入舗装は、当初の材料はわだち掘れ抵抗性に劣っていたものの、粒子の形状等を改良することにより、比較工区の密粒度舗装と同程度の塑性変形抵抗性を長期間にわたり確保できることがわかった。

表-3.32 非鉄金属スラグの促進耐久性試験工区

工区	表層の仕様	走行試験
Fe-Ni 工区	再生密粒度 As 舗装(20) Fe-Ni スラグ 10%混入	H17.6 施工 120 万輪経過
比較1	再生密粒度 As 舗装(20)	H17.6 施工 120 万輪経過
Cu 工区	再生密粒度 As 舗装(20) Cu スラグ改良型 10%混入	H18.6 施工 80 万輪経過
比較2	再生密粒度 As 舗装(20)	H18.6 施工 80 万輪経過

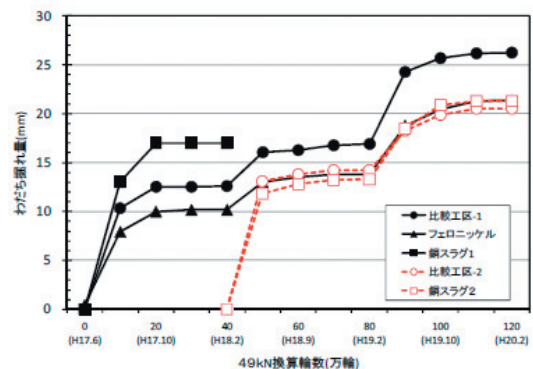


図-3.15 わだち掘れ量測定結果

また、非鉄スラグは、金属等の表面研削用の粒子として使用され非常に硬いものであり、耐摩耗性やすべり抵抗の改善に寄与することが期待された。すべり抵抗値の変化を図-3.16 に示すが、施工時期ごとに比較工区とほぼ同じ値を示しており、比較工区に使用した天然砂と同程度の性能であると言える。

なお、路面の快適性を示す平たん性や舗装の支持力評価としてのFWDたわみ量なども、比較工区と同様な経過を示している。

これらの結果から、非鉄スラグを加熱アスファルト混合物の細骨材として利用する場合においては、従来材料

と同程度の路面性状や耐久性を期待できることがわかった。

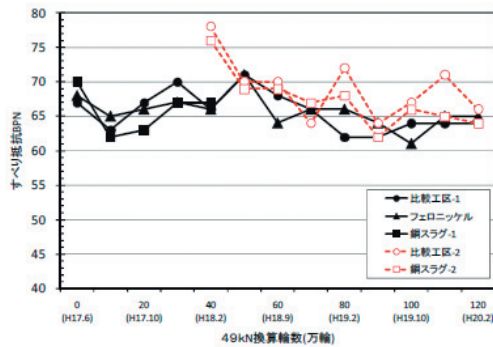


図-3.16 すべり抵抗測定結果

3.5 他産業再生資材の利用によるコストへの影響評価

3.5.1 概要

新たに再生材料を適用する場合、排出される資材を処分せず再生利用することの便益と、これを使用することにより舗装の整備管理にかかる費用の変化をよく勘案して、社会全体の視点から費用便益評価を行って判断することが重要である。

使用者側のコスト分析においては、舗装の耐久性、すなわち供用寿命から決まる更新サイクルの影響が大きいが、その他に、製造施工時の初期コスト、維持管理及び再リサイクル時のコストも無視できない。

(1) 施工までの初期コスト

- ・材料コスト：天然骨材を他産業再生資材に置き換えた場合の材料単価（骨材購入価格差）
- ・合材工場設備コスト：他産業再生資材混入混合物製造のために新規に設備を増設した場合価格に転嫁される費用（年間予定出荷数量と償却年数により変化）
- ・品質保証コスト：他産業再生資材混入舗装の環境安全性を合材工場で確認する場合の費用（スラグ入荷時や合材出荷時の品質管理試験）

(2) 維持管理及び再リサイクル時のコスト

- ・維持管理コスト：環境モニタリング費用、特に必要となる点検項目とその費用、維持修繕費など
- ・再生利用コスト：他産業再生資材混入舗装の再生利用のための費用、廃棄時の処分費など

上記以外にも、配合試験費用、混合物事前審査費用、新規設備に係わる土地代や電気代、研修費、資材認知度向上のための広報費など、一般管理費まで範囲を広げると資材適用のためのコスト要素は多い。

今回の試算では、材料費、新規設備費、品質保証費な

ど製造施工時のコスト増減と再生資材の混入により耐久性が低下した場合の維持管理コストの算出を試みた。なお、ここでは他産業再生資材の中から熔融スラグを取り上げた。

3.5.2 製造に関する初期コスト

熔融スラグ混入混合物は、熔融スラグを入手できればほとんどのアスファルト合材工場で製造することが可能である。しかしながら、材料費は地域ごとに異なり、また注文に応じて出荷するためには材料保管や混入等のための設備が必要となる。そこで、合材工場の設備などを勘案して出荷量ごとに条件設定しコスト算定した。合材工場を、都市（東京・千葉・神奈川・埼玉）と郊外（栃木・群馬・茨城）に大別し、さらに骨材貯蔵形式として骨材サイロの有無に分けて4パターンを設定し、表-3.33に示す合材工場を選定した。この工場ごとに施設設備や資材や製造単価等のコストを調査して試算し、その平均値を求めて評価に使用した。

表-3.33 コスト評価において設定した合材工場

地域 関東地区	都市部		郊外部		
	東京・千葉 神奈川・埼玉		栃木・群馬・茨城		
合材工場名	工場A	工場B	工場C	工場D	
骨材貯蔵形式	骨材 サイロ	ストック ヤード	骨材 サイロ	ストック ヤード	
出荷能力	新 規	120t/h	60t/h	120t/h	120t/h
	再 生	60t/h	60t/h	60t/h	60t/h
	総出荷能力	180t/h	120t/h	180t/h	160t/h
合材サイロ	100t ×2基	120t +100t	150t ×2基	なし	

施工歩掛については、選定した合材工場の比較的近隣で施工が行われた場合を想定して、標準混合物を用いた施工コストについて試算した。各単価は、(財)建設物価調査会発行の土木工事積算基準マニュアル平成18年度版（積算基準マニュアル）ならびに建設物価2007年3月（物価版）を参考に設定した。施工条件は、東京地区における積算基準マニュアルにおける幅員3m以上の道路を対象とした。施工費用以外の安全費、輸送費等は試算の対象から除外した。

(1) 材料コスト

熔融スラグは廃棄物処理工程などの副産物であるが、その製造コストはほぼ全てが主製品や廃棄物処理費に転嫁されている。このため、熔融加工骨材であるにもかかわらず

ならず、天然骨材と比較すると一般に安価である。アスファルト混合物製造のために市場ですでに取引されているが、その販売形態はほとんどが熔融スラグ製造工場置場車上渡しである。熔融スラグ製造工場から合材工場までを同一自治体とするとその近距離運賃は一般に 1,000～1,500 円/t と考えられる。熔融スラグ売却単価を調査し 10 箇所の設定単価の平均値を求めたところ 1,280 円/t であった。その他の使用材料の単価は、各工場の地域ごとに物価版を参考に設定した。

アスファルト混合物 1t 当たりの材料費を、もっとも代表的な混合物である密粒度混合物(13)を用いて計算し 4 工場の平均値を求め、さらに施工歩掛により標準単価に換算したところ、図-3.17 の通りとなった。

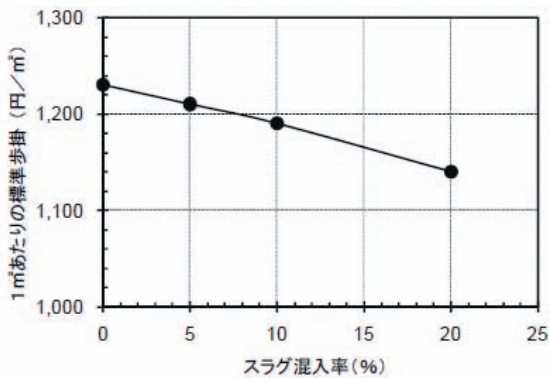


図-3.17 熔融スラグ混入率と標準歩掛(材料費のみ考慮)

熔融スラグ混入率の増加に伴い材料費に係る施工単価は低下する。これは、相対的に安価な熔融スラグで粗砂が代替されること、また最適アスファルト量が減ることによるアスファルトの原価低減効果が大い。なお、熔融スラグの細粒分を補うために細砂及び石粉使用量は若干増加する。

(2)合材工場設備コスト

熔融スラグ混入混合物を定常的に出荷することとなる場合、合材工場では新たな設備投資が必要となる場合がある。そこで、熔融スラグ混入混合物を出荷するために新規設備を導入した場合の費用を含めた製造コストを算出した。

熔融スラグは、1日当たりの産出量は少なく、年間を通してほぼ一定に生産されるが、貯蔵設備を持つ製造施設は少ない。一方、合材出荷量は時期的に一定ではなく、一時期に大量に使用する場合もある。したがって、熔融スラグ混入混合物を出荷する体制を整えるためには、一定の頻度で熔融スラグを受け入れて保管しておく必要が

ある。そこで、熔融スラグを継続的に納入し年間の合材出荷実績量の変化にあわせて出荷する場合に必要な、熔融スラグ等の貯蔵ヤードの規模及び費用を、選定した合材工場毎に算出した。

必要となる新規設備としては、材料貯蔵施設のほか、ホッパーやベルコンなどの投入設備、操作盤の改造などが挙げられる。

熔融スラグ混入混合物の単価に新規設備費用を加えたコストの算出にあたり、設備の償却年数は5年の均等割とし、熔融スラグ混入混合物の年間出荷トン数に新規設備費用計上分を転嫁した場合のコストとして算出した。合材工場の新規設備費と材料費を算入した施工歩掛の試算結果を図-3.18 に示す。設備費用を考慮すると、材料費が低減されても熔融スラグ混入混合物の年間予定出荷数量が少なくとも 5,000ton 程度以上確保できないと、標準歩掛に対するコスト低減にはいたらないことがわかった。

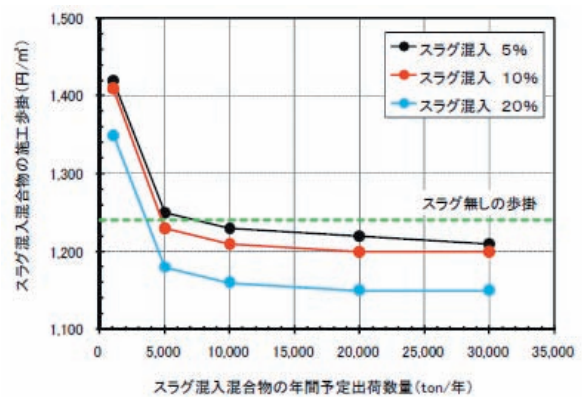


図-3.18 熔融スラグ混入率及び出荷量と標準歩掛(材料費+設備費を考慮)

3.5.3 維持管理コスト

室内試験の結果から、熔融スラグを使用した場合には、耐流動性や耐水性が低下する傾向が確認されている。このことから、他産業再生資材を使用した場合に、耐流動性や疲労抵抗性が低下するものと仮定し、わだち掘れが基準に達した時点で維持や修繕を行うものとして耐久性の低下率を変化させ LCC を試算した。試算条件を表-3.34、設定した舗装のライフサイクルを図-3.19 に示す。

試算した結果を図-3.20 に示す。図から、舗装のライフサイクルは、標準(DS=1500)の場合が、34年であるのに対し、動的安定度が10%低下した場合(DS=1350)には28年、20%低下した場合(DS=1200)には23年となり、解析期間50年の累積費用は、標準を1とした場合に、

表-3.34 LCC の試算条件

項目	設定値	備考	
動的安定度 (DS)	1500, 1350, 1200	DS : -10%, -20%	
わだち推定式	変数 ・ 供用期間 ・ 大型車交通量 ・ 動的安定度 等	舗装設計便覧式4.4.1を變形	
切削工実施目安	わだち掘れ30mm		
切削OL工実施目安	わだち掘れ30mm		
打換え工実施目安	20年供用以降の切削OL時	曲げ疲労による構造的破壊	
補修費用	切削工	800円/m ²	コブ取り
	切削OL工	1500円/m ²	表層のみ
	打換え工	5000円/m ²	路盤打ち換え

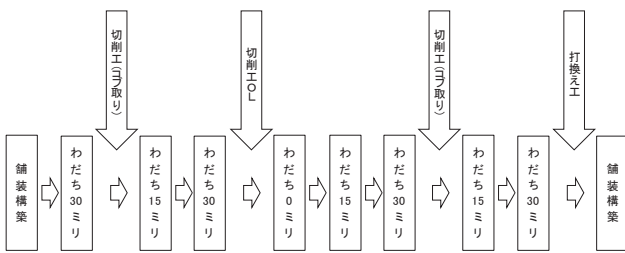


図-3.19 設定した舗装のライフサイクル

動的安定度が10%低下した場合は約1.2、20%低下した場合は約1.6となった(なお、ここでの累積費用は、ライフサイクルの最小公倍数が8736年となり現実的ではないことから、便宜上、図中の一回帰式により算出した)。また、疲労抵抗性が低下した場合のシミュレーションでも同様な傾向が得られた。このことから、耐久性を考慮した上で他産業再生資材を利用することが非常に重要であることがわかった。

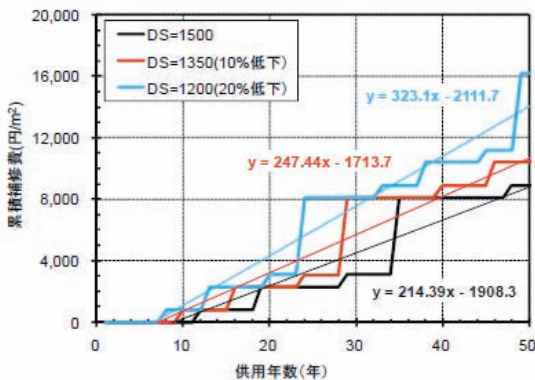


図-3.20 ライフサイクルコスト試算結果

3.5.4 溶融スラグ等の舗装用素材としての品質評価項目

溶融スラグ等の他産業再生資材は、試行的に使用が拡大しているが、その使用可否の判断において、天然骨材等を前提とする既存規格で定められた材料試験項目のみを見て、舗装素材としての適性を判断する傾向がある。たとえば、「品質規格を満たす」、「既存材料と同等」など、従来材料のための品質規格を根拠に照査する場合が多い。

しかしながら、これらの既存規格の指標は、従来材料を想定した最低限必要な基準項目に過ぎず、今後活用したい新材料を想定して設定されたものではない。たとえば水浸膨張や花咲現象など、従来の材料では求められない(正確には必要ない)ので省略されている)性状項目は多い。つまり、現行規格を満足すれば舗装用素材として全て問題ないという十分条件ではなく、新しい材料の採用に当たり、その特徴に応じた基準項目を必要条件として設定しなければならない。

このような品質評価項目の不整合は、舗装材料の利用者側の品質規格体系が、依然として天然材等の既存材料を前提とした「仕様規定」であることから生じるものと考えられる。舗装を構成する素材の品質指標は、その材料が利用される混合物、構成層、ひいては舗装全体に要求される性能をもとに「性能規定」として設定されるべきであるが、現時点で舗装用素材の品質規定がこれに対応できているわけではない。

他産業再生資材の舗装での利用に関する既往の文献調査の結果から、他産業再生資材の種類ごと、および利用用途(アスファルト混合物や路盤材など)ごとに耐久性等を含めた性能項目が異なることが知られている。このことから、他産業再生資材の品質確認項目は、素材の化学的・物理的性状を勘案し、素材の種類ごと、および利用用途ごとに体系化していく必要がある。

3.6 まとめ

本研究では、溶融スラグ等の舗装への適用性の評価方法を作成することを目的に、評価方法を作成するとともに、溶融スラグ等(非鉄金属スラグ、ゴミ溶融スラグ、他)の舗装への適用性について評価を行った。主な成果は以下のである。

- (1) 環境負荷の評価については、LCAの手法を取り入れ、標準的な評価実施方法を作成した。
- (2) 再生材料等の環境安全性を評価するにあたり必要となる舗装資材がライフサイクルにおいて晒される環境条件について整理し、用途に応じて、評価項目が

検討できるようにした。

- (3) 非鉄金属スラグ (Fe-Ni スラグ、Cu スラグ) の舗装への適用性について評価を行い、輸送距離の短い箇所での適用で、環境負荷低減効果が得やすいことが分かった。
- (4) ゴミ溶融スラグの舗装への適用性について評価を行い、ゴミ焼却灰を資源化するために灰溶融すると考えた場合、環境負荷を増大させている可能性があり、特に燃料式溶融炉での環境負荷が大きいことが分かった。しかし、現在までのところ土地改変の影響などが十分評価できず、最終処分場の評価が十分ではない可能性があるため、さらに検討を要するものと考えられた。
- (5) 廃タイヤや廃プラスチックは、加熱により団粒化や減容化を起こすとともに、異臭が発生するため、利用する場合には対策が必要である
- (6) 廃タイヤを細骨材として混入したアスファルト混合物は、廃タイヤの混入量が多くなるに従って、耐流動性、耐水性が低下する。
- (7) 溶融スラグを細骨材として混入したアスファルト混合物は、スラグの混入量が多くなるに従って、耐水性が低下する傾向がある。
- (8) 舗装走行実験場での非鉄金属スラグ混入舗装の耐久性試験では、非鉄金属溶融スラグを細骨材として利用する場合においては、従来材料と同程度の路面性状や耐久性を期待できることがわかった。
- (9) 溶融スラグ等の再生資材を使用するために必要となる様々な費用を算定した結果、材料費は低下するものの、設備投資費等の増加により、プラント出荷量などによってはコストが上昇することがわかった。
- (10) 繰り返し再生利用システムが確立している舗装材に溶融スラグ等を混入した場合の舗装への蓄積状況を推定したところ、使用量と対象地域の規模によっては、蓄積量は無視できないものになる。このことから、混入率の増加が舗装の性能に影響を与える材料については累積混入量が増加しすぎないよう対策が必要である。

コスラグ)有効利用の課題とデータ集(2005年度版)、(社)日本産業機械工業会エコスラグ利用普及センター、2005.12

- 3) 環境省：循環型社会白書(平成17年版)、2005
- 4) 廃棄物研究財団：スラグの有効利用マニュアル、(財)廃棄物研究財団、1999.11
- 5) 田中信壽：環境安全な廃棄物物理立処分場の建設と管理、技報堂出版、2000.2
- 6) 国立環境研究所：環境負荷原単位データブック(3EID)、
<http://www-cger.nies.go.jp/publication/D031/index.html>
- 7) 産業環境管理協会：JEMAI-LCA Pro ver.2.1.2、(財)産業環境管理協会、CD-ROM、2005.11
- 8) (社)日本自動車タイヤ協会：タイヤリサイクルハンドブック、p.25、2007
- 9) (社)プラスチック処理促進協会：プラスチック製品の生産・廃棄・再資源化・処理処分の状況、p.3、2007.12
- 10) 日本道路協会編：舗装の構造に関する技術基準・同解説、日本道路協会、p.59、2001.9
- 11) R. Souza、姫野、平川、小澤：乗用車タイヤゴム粉を添加したAR密粒度混合物の性状、土木学会第60回年次学術講演会、5-138、2005.9
- 12) 小野、向後、姫野：アスファルトラバーを用いた密粒度混合物の疲労破壊特性、土木学会第61回年次学術講演会、5-0147、2006.9
- 13) ブリヂストン：社会・環境報告書2005、p.66、2005.7
- 14) プラスチック処理促進協会：プラスチック製容器包装の処理に関するエコ効率分析 2006年度、p.102、2006.9
- 15) 例えば、片脇、寺田：資源・エネルギー消費、環境負荷の算定手法の開発と実態調査報告書(その2)、土木研究所資料、第3256号、1994.3
- 16) 資源エネルギー庁：総合エネルギー統計2006年度、2008.5
- 17) 環境省、経済産業省：温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル、p.II-62、2008.5

参考文献

- 1) 土木学会：広域最終処分場計画調査 廃棄物海面埋立環境保全調査報告書(平成14年度版)、(社)土木学会、2003
- 2) 日本産業機械工業会エコスラグ利用普及センター：循環社会の輪をつなぐごみと下水の溶融スラグ(エ

4. 劣化アスファルト舗装の再生利用に関する研究

4.1 概説

昭和60年頃に本格化した舗装のリサイクルは現在では広く浸透し、アスファルト舗装発生材の99%以上が再利用(H14年以降)されている。このため、修繕工事等で発生するアスファルト塊や路面切削材等の舗装発生材は、繰返し再生されて劣化が進んでいることが懸念されている。

また、舗装の高耐久化、多機能化が求められる場面が増え、重交通対策や排水性舗装用等として、熱可塑性エラストマ等のポリマーを添加することにより改質されたポリマー改質アスファルト(以下、ポリマー改質アス)を使用する場面が増えている。これに伴い、このポリマーを含む舗装発生材も増加しつつある。改質アスファルトは、改質材として添加されるポリマーの特性から、ストレートアスファルトに比べて針入度が低い。

現在、舗装発生材からの再生加熱アスファルト混合物(以下、再生アスコン)の製造においては、発生材に含まれるアスファルトの針入度が20未満のものは劣化が著しく進行しているとされ、原則として使用できないこととなっている。しかし、上記のように、繰返し再生されたアスファルトやポリマーを含むアスファルトが増加したことなどの理由により、この針入度が低下傾向にある。このままでは、再生アスファルト混合物に使用できる舗装発生材が減少し、再生利用率も低下するおそれがある。

そこで、本課題では、針入度が低下したアスファルト舗装発生材のより高度な利用のために、品質規定の見直しなども含む技術開発を行うことを目的として、アスファルト舗装発生材の品質評価方法の検討、配合設計法、再生用添加剤の品質評価方法、再生加熱アスファルトの長期耐久性の検証等を行った。実験調査の着目点および実施項目は以下の通りである。

- ・アスファルト発生材の新たな品質評価方法
- ・再生加熱アスファルト混合物の配合設計方法
- ・アスファルトモルタルによる舗装発生材の評価方法
- ・再生用添加剤の品質評価方法の検討
- ・再生骨材中の劣化アスファルトの品質評価方法
- ・再生用添加剤の品質と繰返し再生への適用性
- ・改質材を含む劣化アスファルトの再生利用方法
- ・低針入度骨材を再生した舗装の耐久性
- ・再生排水性舗装の長期耐久性

4.2 アスファルト発生材の新たな品質評価方法の検討

4.2.1 検討の概要

低針入度化したアスファルトを再生しても疲労性状に劣ることが多く、早期にひび割れが発生し損傷する可能性が高い。このため、現時点では、原則として混入量等にかかわらず再生骨材の使用可否を定めるための針入度20の下限値が規定されている¹⁾。

舗装発生材から製造される再生骨材中のアスファルトの針入度の低下傾向の理由としては、再生利用の繰返しによるアスファルトの劣化のほか、改質アスファルトの普及、アスファルトの品質の変化などが考えられる。

低針入度化したアスファルトであっても、再生用添加剤の選択や混入量によっては舗装材としての性能を確保できる場合がある。また、改質アスファルトは、針入度は低くても、改質剤の効果により舗装混合物の性能は確保できる場合があることが知られている²⁾。

アスファルト舗装発生材を有効に利用するために、劣化アスファルトを再生利用する場合に懸念される疲労破壊性状を簡便に評価できる、新たな品質評価試験方法と配合設計手法の設定が求められている。圧裂試験は、溶剤によるアスファルトバインダの回収が必要な針入度評価に代わる、混合物試験により簡易に実施可能な評価法として期待されている³⁾。このため、日本アスファルト合材協会との共同研究を実施して、圧裂試験(図-4.1)の適用性について実験検討を行った。

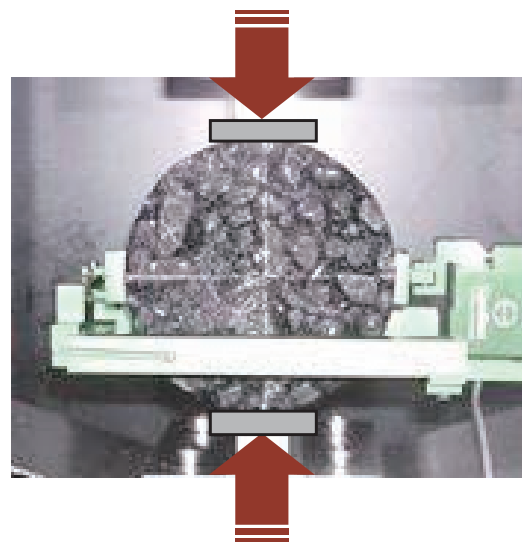


図-4.1 アスファルト混合物の圧裂試験

4.2.2 劣化アスファルトの疲労性状

アスファルトの劣化ならびに改質アスファルト混入の影響評価として、曲げ疲労試験を実施した。

ストレートアスファルト、改質アスファルトを用いた密粒度

アスファルト混合物(13)を調製し、オープン劣化により促進劣化させた供試体を作製して、疲労破壊回数、圧裂性状、アスファルトの針入度を試験した。

再生改質アスファルト混合物として、国道408号で12年間供用された排水性舗装の切削材を、改質アスファルトの混入した再生骨材試料として使用し、再生アスファルト混合物を作製した。配合条件は、新アスファルトと再生用添加剤を使用したものの2通りとした。

曲げ疲労試験は、舗装調査・試験法便覧³⁾「B018T アスファルト混合物の曲げ疲労試験方法」に準拠し、試験温度は20℃として実施した。

アスファルト混合物の疲労破壊回数と劣化アスファルトの針入度を図-4.2に示す。ストレートアスファルト(図中の●)、改質アスファルト(図中の▲)とも、劣化が進行し針入度が低下(図中の○と△)するに従い疲労抵抗性は小さくなる傾向がみられる。しかしながら、アスファルトの種類による疲労破壊回数の値の差は大きい。つまり、改質アスファルトは、劣化が進行し針入度が20未満となっても舗装の性能には優れていることがわかる。改質アスファルトを再生したアスファルト混合物(図中の◆と■)は、両者の中間の疲労性状を示している。これらのことから、改質アスファルトを含む再生アスファルト混合物は、針入度では適切に評価できないことが確かめられた。

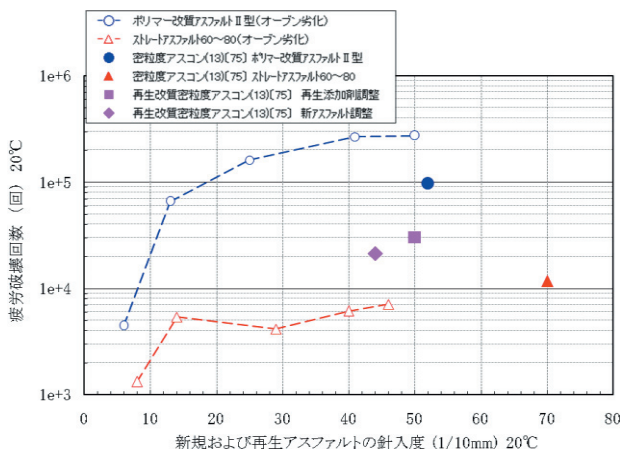


図-4.2 アスファルトの劣化と混合物の疲労性状

圧裂試験は一種の間接引張試験であり、最大強度をその時の変位量で除した値を圧裂スティフネスと定義し、劣化度の指標として用いることを検討している。圧裂スティフネスと疲労破壊回数を図-4.3に示す。アスファルトの種類ごとに相関の傾きは異なるものの、疲労性能が低下した場合、圧裂スティフネスが特定の値以上となることが見いだせる。つまり、アスファルトが劣化硬化して、たとえば1.5MPaを超えると、疲労性破壊抵抗性が数千回を下回るようになること

が判る。再生改質アスファルト混合物は、やはりストレートアスファルトと改質アスファルトの中間に位置しており、疲労性状の低下を同じ圧裂スティフネスの上限値で間接評価することができるものとみられる。

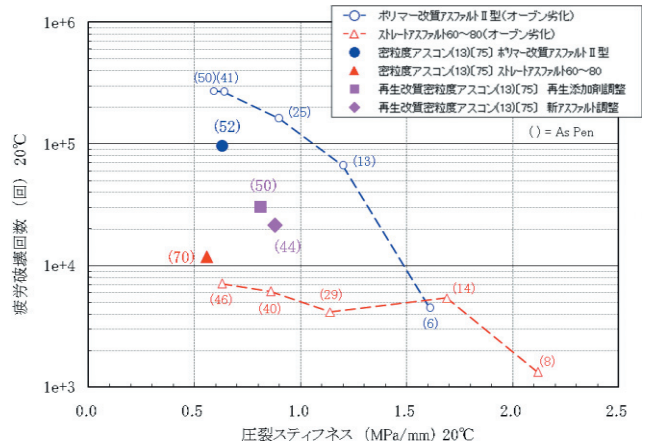


図-4.3 アスファルト混合物の疲労性状と圧裂スティフネス

4.2.3 圧裂試験の指標値

前項において、改質アスファルトを含む再生アスファルト材料を圧裂スティフネスで評価できることが示唆された。ストレートアスファルトを対象とした圧裂スティフネスとアスファルト劣化性状の関係は、これまでの共同研究の成果からある程度わかっており、図-4.4に示される多くの試験結果とマスターカーブが示されている。改質アスファルトを含む再生舗装材の今回の試験結果も同一の線上に載っており、再生改質アスファルト混合物についても、圧裂試験でその品質を評価することができ、配合設計に活用できることがわかった。

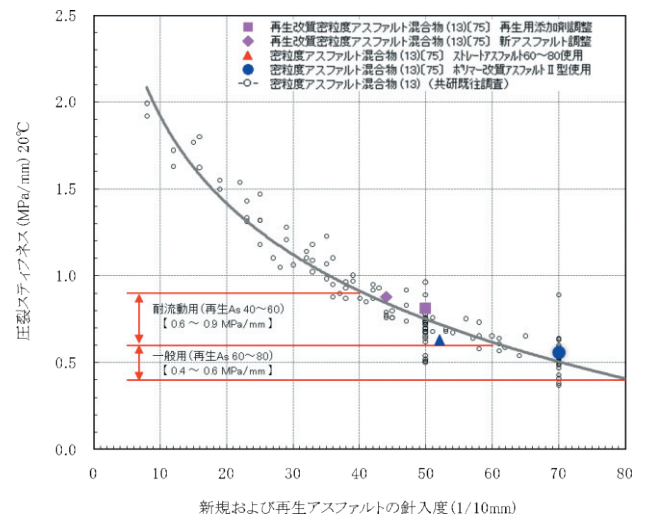


図-4.4 圧裂スティフネスと劣化アスファルトの針入度

4.2.4 配合条件の異なる舗装材への適用性

これまでの実験研究では、共同研究を含めてすべて密粒度アスファルト混合物(13)の配合条件によるアスファルト混合物を試験してきた。しかしながら、基層には一般的に粗粒度アスファルト混合物が使用されるほか、積雪寒冷地では耐摩耗性や耐寒性への対策のため配合条件の異なる材料を使用することが多い。たとえば、北陸地整では密粒13FH、東北地整では密粒13FTといった配合が仕様化されて用いられている。さらに、北海道では、低温時の収縮ひび割れ対策として、骨材配合のほか、針入度級が80~100のより軟質なアスファルトを使用することが多い。このため、寒地土研との連携により、これらの混合物への圧裂試験評価の適用性の実験検討を行った。

寒冷地で使用される舗装表層材料である、ストレートアスファルト80~100を使用した密粒度アスファルト混合物(13F)の圧裂試験結果をあわせて図-4.5に示す。わずかに柔らかめの傾向があるものの、骨材配合やアスファルト種が異なった場合にも、ほぼ同一の評価結果を得ることができた。

配合条件やアスファルト種が異なっても圧裂試験による再生アスファルト混合物の品質評価を同列に行えることがわかった。

4.3 再生加熱アスファルト混合物の配合設計方法の検討

4.3.1 検討の概要

再生混合物の配合設計は、再生アスファルトの針入度が舗装再生便覧²⁾に示されている設計針入度に適合するように新アスファルト、再生用添加剤で調整し、原則としてマーシャル安定度試験により要求性状を満足するように行う。ここで、設計針入度への調整は、再生骨材に含まれているアスファルト(以下、旧アスファルト)を回収し、回収した旧アスファルトの劣化度を針入度により評価した上で、針入度に応じて新アスファルトや再生用添加剤を旧アスファルトに添加して調整する手法が用いられている。

しかしながら、改質アスファルトが使用された再生骨材の場合、旧アスファルト中の改質材の回収が困難な場合があることが知られており、この場合には適切な再生アスファルトの設計針入度への調整が行えないことから、旧アスファルトの針入度試験による方法に代わる手法の確立が望まれている。

一方、前節の成果によれば、再生アスファルトの針入度と再生加熱アスファルト混合物の圧裂スティフネスには相関があり、圧裂スティフネスから再生アスファルトの品質を評価できることがわかっている(図-4.4参照)。

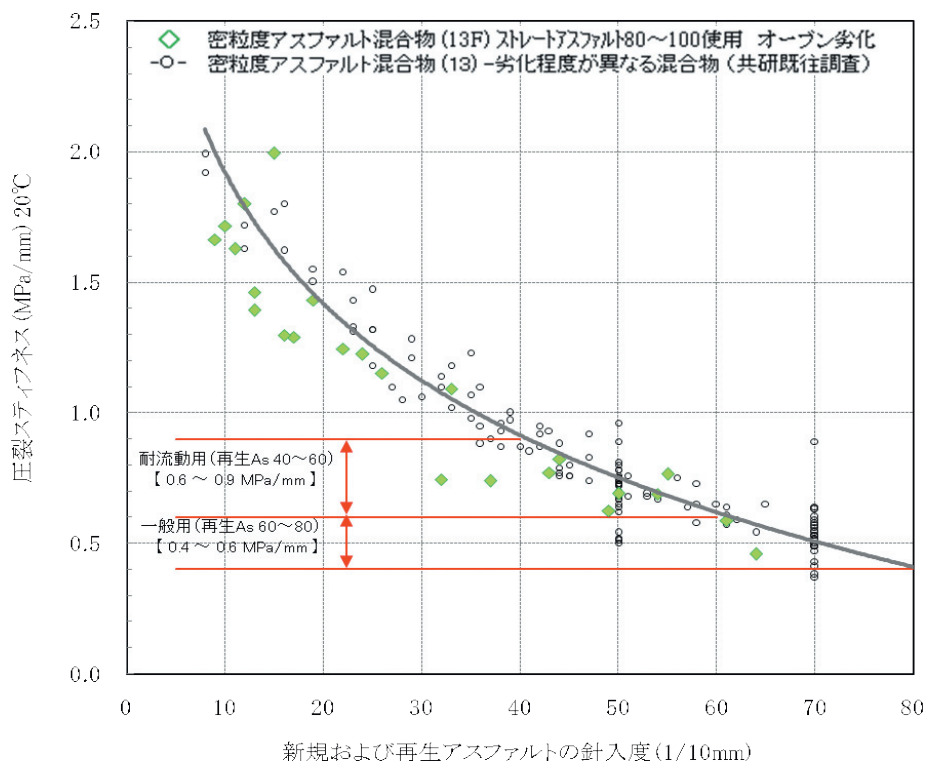


図-4.5 寒冷地で使用される舗装材料への圧裂試験評価の適用性
(寒地土研との連携による試験結果から)

以上のことを踏まえ、再生アスファルトの調整手法について、従来の針入度による方法に換えて、再生加熱アスファルト混合物の圧裂スティフネスによる手法の適用性について検討を行った。

ここで、圧裂スティフネスは、圧裂試験によって求まる圧裂強度を破壊時の変位量で除した値で、以下の式で求めることができる。

$$\text{圧裂スティフネス(MPa/mm)} = 2P / (\pi dlh) \dots \text{式1}$$

ここで、 P : 破壊時の最大荷重(N)

d : 供試体の厚さ(mm)

l : 供試体の直径(mm)

h : 破壊時の変位量(mm)

具体的には、旧アスファルトの針入度が既知の再生骨材を用いて、**図-4.6** に示すフローに従い、新アスファルトと再生用添加剤による旧アスファルトの再生方法、それぞれの場合について、従来の方法と圧裂スティフネスによる方法で配合設計を行い再生混合物の性状等を比較し、圧裂スティフネスによる方法の妥当性について判断した。**表-4.1** に対象とした再生混合物の概要を示す。

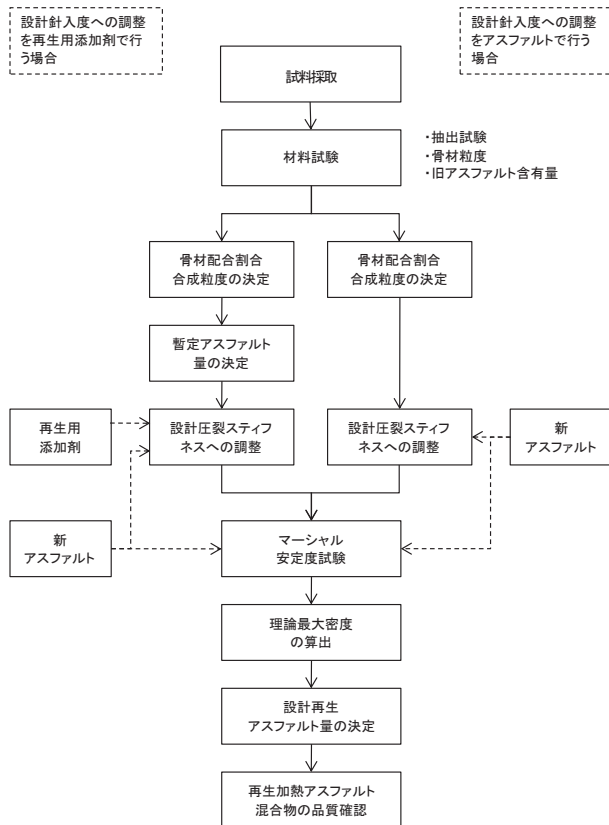


図-4.6 圧裂スティフネスによる配合設計のフロー

表-4.1 対象とした再生混合物の概要

回復方法	混合物種	用途	新アスファルトの種類	再生骨材の混入割合(%)
再生用添加剤	再生密粒度アスファルト混合物(13)[50]	一般用	ストアス60/80	40
				60
ストレートアスファルト	再生密粒度アスファルト混合物(13)[75]	耐流動用	ストアス40/60	40
				60
ストレートアスファルト	再生密粒度アスファルト混合物(13)[50]	一般用	ストアス80/100	20
				30
	再生密粒度アスファルト混合物(13)[75]	耐流動用	ストアス60/80	20
				ストアス80/100

4.3.2 配合試験結果

再生用添加剤を用いた場合の配合試験結果を**表-4.2**に、ストレートアスファルトを用いた場合の結果を**表-4.3**に示す。**表-4.2**のように、圧裂試験および針入度試験で求めた再生用添加剤の添加量は、同程度となった。また、圧裂試験によって配合設計した混合物の性状は、従来方法の基準を満足するものであった。

また、**表-4.3**のように、圧裂試験および針入度試験によ

表-4.2 再生用添加剤を用いた場合の配合試験結果

混合物の種類	再生密粒度アスファルト混合物(13)[50]		再生密粒度アスファルト混合物(13)[75]		基準値
	用途	一般用	耐流動用	—	
新アスファルトの種類	ストアス60/80		ストアス40/60		—
再生骨材の配合率(%)	40	60	40	60	—
再生用添加剤添加量(%)	圧裂試験		11.3		—
	針入度試験		13.0		
再生アスファルト量(%)	5.6		5.3		5~7
密度(g/cm³)	2.379	2.384	2.387	2.392	—
空隙率(%)	3.9	3.7	4	3.9	3~6
飽和度(%)	76.6	77.6	75.3	75.8	70~85
安定度(kN)	12.58	12.41	15.4	15.24	4.90(7.35)以上
フロー値(1/100cm)	26	26	32	31	20~40
圧裂スティフネス(MPa/mm)	0.48	0.48	0.73	0.73	0.4~0.6 (0.6~0.9)

※()内の基準値は、突き固め回数75回(耐流動用)の場合

表-4.3 ストレートアスファルトを用いた場合の配合試験結果

混合物の種類	再生密粒度アスファルト混合物(13)[50]		再生密粒度アスファルト混合物(13)[75]		基準値
	用途	一般用	耐流動用	—	
新アスファルトの種類	ストアス80/100		ストアス40/60		—
再生骨材の配合率(%)	20	30	40	60	—
再生アスファルト量(%)	圧裂試験		5.4		5~7
	針入度試験		5.3		
密度(g/cm³)	2.379	2.384	2.387	2.392	—
空隙率(%)	3.9	3.7	4.0	3.9	3~6
飽和度(%)	76.6	77.6	75.3	75.8	70~85
安定度(kN)	12.58	12.41	15.4	15.24	4.90(7.35)以上
フロー値(1/100cm)	26	26	32	31	20~40
圧裂スティフネス(MPa/mm)	0.48	0.48	0.73	0.73	0.4~0.6 (0.6~0.9)

※()内の基準値は、突き固め回数75回(耐流動用)の場合

って求めた再生アスファルト量は、同程度となった。また圧裂試験によって配合設計した混合物の性状は、再生用添加剤を用いた場合と同様に、従来方法の基準を満足するものであった。

以上のことから、密粒度アスファルト混合物においては従来の方法に換えて、圧裂スティフネスにより再生用添加剤の添加量や再生アスファルト量を決定することが可能で、図-4.6 に示すフローに従って再生混合物の配合設計をおこなえる可能性があると考えられる。

4.4 アスファルトモルタルによるポーラスアスファルト舗装発生材の品質評価方法の検討

4.4.1 アスファルトモルタル評価の適用性

(1) 検討の概要

アスファルト舗装発生材の品質は、溶媒で抽出したアスファルトの針入度により評価しており、この針入度により、アスファルトの品質改善のための再生用添加剤等の添加量を決定している。しかし、ポリマー改質アスでは抽出後の針入度評価による添加量決定が困難、抽出に使用する有機溶剤の使用量削減の必要性などから、新しい品質評価方法が求められている。

本検討では、アスファルトを抽出せずに、再生用添加剤等の添加量を求める方法として、アスファルトモルタルの性状により添加量を決定する方法を検討することとした。平成18年度は新アスファルト(改質Ⅱ型3種、改質H型3種)を用いてアスファルトモルタルを作製し、性状測定を行った。アスファルトモルタルの性状試験として一般的に行われるものはないため、今回は、アスファルトで行われる試験(ダイナミックシアレオメータ試験(DSR)、ベンディングビームレオメータ試験(BBR))を用いてアスファルトモルタルの試験を行った。

(2) 予備検討結果

DSRの結果を図-4.7に示す。ここで $G^*/\sin\delta$ は弾性率の一種で、耐わだち掘れ性の評価に用いられるものである。アスファルトモルタルは、DSRでも試験が行え、図のように、アスファルトの性状と関係が深いことが分かった。

BBRの結果を図-4.8に示す。ここでSは曲げスティフネスであり、低温ひび割れの評価に用いられるものである。やはり、アスファルトモルタルは、BBRでも試験が行え、アスファルトの性状と関係が深いことが分かった。

これらの結果より、アスファルトの抽出に代わり、アスファルトモルタルでの評価試験によりアスファルトの再生の設計ができる可能性が見いだされた。

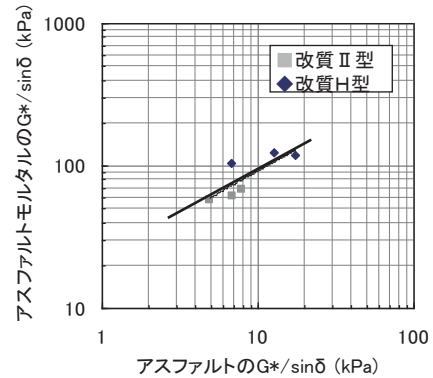


図-4.7 アスファルトとアスファルトモルタルの性状比較(DSR)

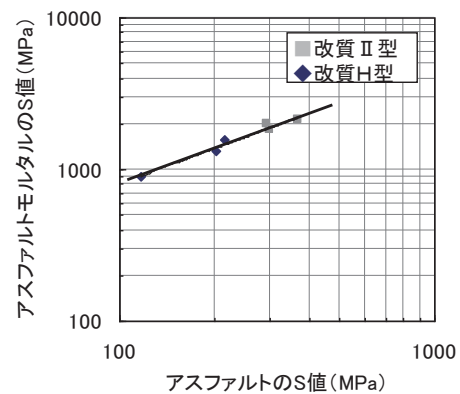


図-4.8 アスファルトとアスファルトモルタルの性状比較(BBR)

4.4.2 ポーラスアスファルト混合物の配合設計

アスファルトモルタル(以下、アスモル)による試験方法を検討した結果、舗装発生材の評価方法としての適用可能性が認められたため、平成19年度も引き続きアスモルによる評価の検討を行った。特に再生ポーラスアスファルト混合物(以下、再生ポラス混)の配合設計時にアスモルの試験を適用することが有効と考えられたため、再生ポラス混の再生アスモルを作製し検討を進めた。

(1) 方法

アスモルの検討を行うのに先立ち、従来までの知見で再生ポラス混を配合することにした。従来までの知見での配合設計方法としては、「舗装再生便覧((社)日本道路協会)」²⁾に参考として紹介されているカンタプロ試験を用いて行う配合設計法があり、これを行った。配合設計のフローを図-4.9に示す。

新規ポラス混も再生ポラス混も目標空隙率は20%とし、再生ポラス混は、使用する再生骨材をポラス混由来の再生骨材(以下、ポラス再生骨材)とストレートアスファルト混合物由来再生骨材(以下、ストアス再生骨材)の2種類を使用した。新規アスファルトはいずれも共通で、ポリマー改質アスファルトH型を使用した。

再生用添加剤、改質剤はいずれも市販のものを用い、改質剤はポリマー改質アスファルト H 型用として市販されているものを用いた。ポラス再生骨材もストアス再生骨材も 13~5mm に粒度調整したものを用いた。

決定した配合については、各種混合物性状(マーシャル試験、カンタプロ試験、圧裂試験、ホイールトラッキング試験)を実施するとともに、ポラスアスファルト混合物の場合、供用時の骨材飛散が問題になる場合もあるので、「舗装性能評価法別冊」⁴⁾((社)日本道路協会)に掲載されている「ねじり骨材飛散抵抗値」の測定方法により、ねじり骨材飛散値も計測した。

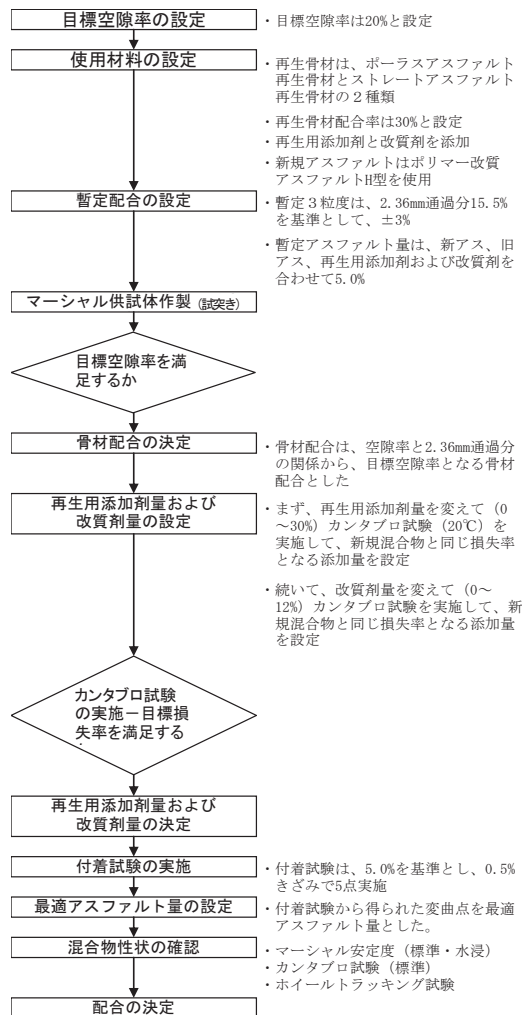


図-4.9 再生ポラス混の配合設計のフロー

(2) 結果

上記の配合および新規の配合の混合物性状を表-4.4 に示す。この配合設計法では、カンタプロ損失率を新規混合

表-4.4 新規および再生ポラス混の混合物性状一覧

	新規ポラスアスファルト混合物	ポラス再生骨材使用した再生ポラス混	ストアス再生骨材使用した再生ポラス混	基準値および目標値
アスファルト量 (%)	4.90	5.30	5.20	—
理論密度 (g/cm ³)	2.49	2.49	2.47	—
密度 (g/cm ³)	2.00	2.00	2.01	—
空隙率 (%)	19.80	19.10	19.40	20±1
安定度 (kN)	5.41	5.81	5.80	5kN以上
フロー (1/100cm)	36.50	28.30	31.70	20~40
残留安定度 (%)	—	98.60	94.50	75以上
カンタプロ損失率 (%)	11.40	8.40	10.10	15以下
圧裂試験 (20℃)	強度 (MPa)	0.63	0.85	0.73
	変位量 (cm)	0.25	0.18	0.20
	強度/変位量 (MPa/cm)	2.64	4.66	3.65
動的安定度 (回/mm)	—	6,517	7,269	3,000以上

物に合わせるように配合をしているが、再生ポラス混の決定配合では、新規ポラス混の値より小さくなり、良好な結果を得た。またその他の試験結果も各種目標値を満足している。

ねじり骨材飛散試験の結果を図-4.10 に示す。ポラス再生骨材を使用したものと新規ポラスはほぼ同じ曲線を描き、同等の性能を有するものと思われる。また、ストアス再生骨材を用いたものは骨材飛散が小さく新規のものよりもよい性状を示した。これは、決定配合ではストアス再生骨材の改質剤の添加量がポラス再生骨材の2倍となったためと考えられる。しかし、この混合物は粘性が高く、施工性が劣るものと予想された。

ここで得られた決定配合をもとにアスモルの配合を求め、アスモルによる評価法の検討を行った。

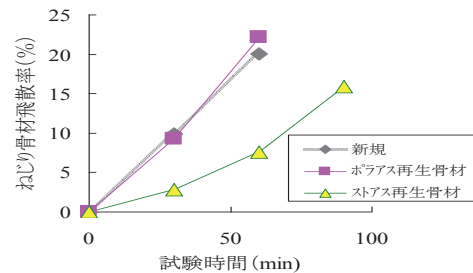


図-4.10 ねじり骨材飛散試験の結果

4.4.3 アスファルトモルタルによる評価法の検討

(1) 方法

前節で得られたポラス混の配合を基にアスモルの配合を求め、アスモル部分だけを作製し、各種性状を測定した。再生用添加剤や改質剤の添加量は、図-4.9 で求めた決定配合だけでなく、再生用添加剤量2×改質剤量3の6種類ずつ作製した。アスモル部分の配合設定は、ポラス混の配合の 1.18mm 通過分の骨材およびアスファルトをアスモルとして行った。なお、再生骨材は 13-5mm に調整したものであるから、普通にふるっただけでは 1.18mm 通過分は得

られない。そこで、再生骨材の表面に付着しているアスモル分を粗骨材を磨耗させないようにふるい目に擦って剥ぎ取り 1.18mm 通過分を得ている。ここで得た 1.18mm 通過分の再生骨材は全てがアスモル分となるが、全体のアスファルト量と異なるので、アスファルト量を別途計測した。

このようにして求めたアスモルの配合を表-4.5 に示す。

①～⑫が再生アスモルで、⑬が新材のアスモルである。前節の決定配合と同じ成分のアスモルは②と⑪となっている。②と⑪の混合物性状は、表-4.4 でも分かるように、どの項目でも新材による試験結果と比べて同等かそれ以上の性状を示したものである。

アスモルの試験は、DSR 試験や二重円筒回転粘度計による高温粘度の測定など、アスファルト用の試験を行った。

(2) 結果

アスモルの DSR 試験の結果を図-4.11 に示す。アスモルでの試験値の目標値はないため、全て新規材料の⑬と比較した。今回の再生骨材では特に改質剤を添加していない①④⑦⑩が⑬と同じような挙動を示しているため、改質剤を添加しなくても目標の性状になる可能性が見られた。また、カンタブロ試験での決定配合となった②と⑪は⑬より高い値を示し、60℃での性状は新規材料以上である可能性がみられた。

一方、カンタブロ試験による配合では、これまでの経験で現場施工において施工性に劣るものもあった。そこで、施工性をアスモルで評価できるか試みた。アスモルを回転粘度計で計測した結果を図-4.12 に示す。②においては⑬の 1.2 倍程度の値を示し、施工性には問題ないと考えられた。しかし、⑪は⑬の2倍近い値を示しており、実施工ではかなりの注意が必要であることが予測された。

以上より、再生アスモルはアスファルト用の試験で適用できるものがあり、60℃の性状などが把

握できた。また、現在の混合物のみで配合する方法では、特に施工性を考慮することができないことが確認できた。アスモルによる粘度判定を組み合わせることにより、よりよい配合ができる可能性があることが分かった。

表-4.5 アスモルの配合

骨材種類	添加剤等配合割合	再生骨材(7S含有)	細目砂	新As(改質H型)	再生用添加剤	改質剤
①	再生用添加剤10%, 改質剤0%	63.98	14.16	21.16	0.71	0
②	再生用添加剤10%, 改質剤3%設定	63.98	14.16	20.29	0.71	0.87
③	再生用添加剤10%, 改質剤6%設定	63.98	14.16	19.42	0.71	1.74
④	再生用添加剤5%, 改質剤0%設定	63.98	14.16	21.54	0.33	0
⑤	再生用添加剤5%, 改質剤3%設定	63.98	14.16	20.67	0.33	0.87
⑥	再生用添加剤5%, 改質剤6%設定	63.98	14.16	19.8	0.33	1.74
⑦	再生用添加剤10%, 改質剤0%	56.05	22.07	21.36	0.53	0
⑧	再生用添加剤10%, 改質剤6%設定	56.05	22.07	19.72	0.53	1.63
⑨	再生用添加剤10%, 改質剤12%設定	56.05	22.07	18.09	0.53	3.27
⑩	再生用添加剤5%, 改質剤0%設定	56.05	22.07	21.62	0.26	0
⑪	再生用添加剤5%, 改質剤6%設定	56.05	22.07	19.99	0.26	1.63
⑫	再生用添加剤5%, 改質剤12%設定	56.05	22.07	18.35	0.26	3.27
⑬	新規材料	—	49.26 +石粉25.0	25.74	—	—

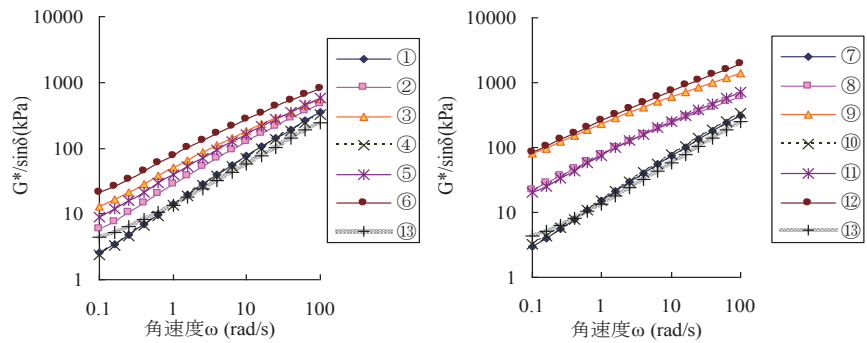


図-4.11 再生アスモルの DSR 試験結果

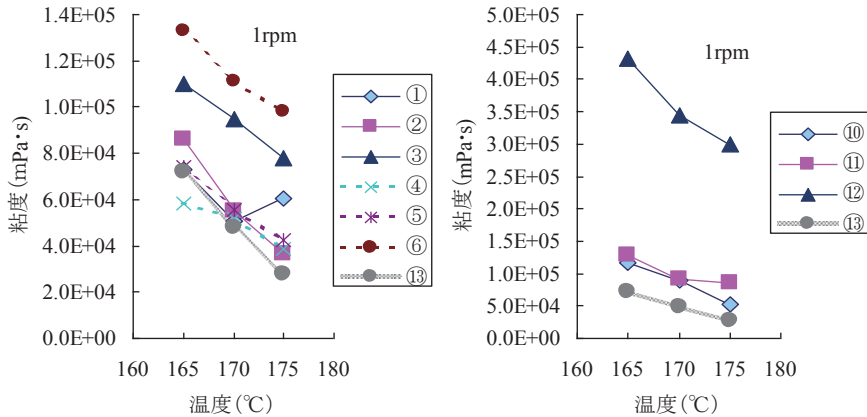


図-4.12 再生アスモルの高温粘度測定結果

(凡例 No.は表-4.5 の No.に対応)

4.5 再生用添加剤の品質評価方法の検討

4.5.1 バインダ試験

(1) 試験の概要

本課題は、針入度が低下したアスファルト舗装発生材のより高度な利用のために、品質規定の見直しなども含む技術開発を行うことを目的として実施している。

現在、再生用添加剤の品質は、「舗装設計施工指針」¹⁾ ((社)日本道路協会)に示されているが、規格値が定められている項目は少ない。再生舗装が主流になっており、繰返し再生も行われていることから、これを考慮して再生用添加剤の品質を定める必要がある。

そこで、現在流通している再生用添加剤について、繰返し再生を行った場合のアスファルトの性状を把握するとともに、混合物劣化試験による再生用添加剤の品質評価方法の検討を行った。

繰返し再生試験は図-4.13 に示す手順で劣化と再生を繰返し、針入度や軟化点といった基本的な性状を測定した。ここで劣化では、薄膜加熱試験(TFOT)後に加圧劣化試験(PAV)を行い、再生では、再生用添加剤を針入度 70 になるように添加した後、新アスファルト(以下、新アス)を 40% になるように添加した。新アスにはストレートアスファルト 60/80 (以下、StAs)を1種類用い、再生用添加剤は9種類用いた。なお、原アスファルト(原アス)とは、未劣化のものは新アスのことをいい、劣化後のものは再生アスファルト(再生アス)のことをいう。

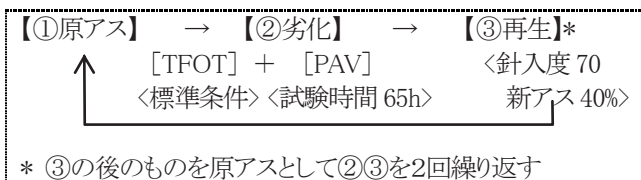


図-4.13 アスファルトの繰返し再生試験方法

(2) バインダ試験の結果

針入度は、図-4.14のように針入度が70になるように再生しているので、原アスは70付近になっている。薄膜加熱(TFOT)後、加圧劣化(PAV)後も再生添加剤の種類の影響も少なく、ほぼ同じような値となっている。一方軟化点は、図-4.15のように原アスでも比較的に広い範囲に分布しており、特に再生2回目の分布が広がっている。

これらの結果より、再生用添加剤種類によって再生アスファルトの性状は異なり、特に劣化後の軟化点は大きく異なることが分かった。

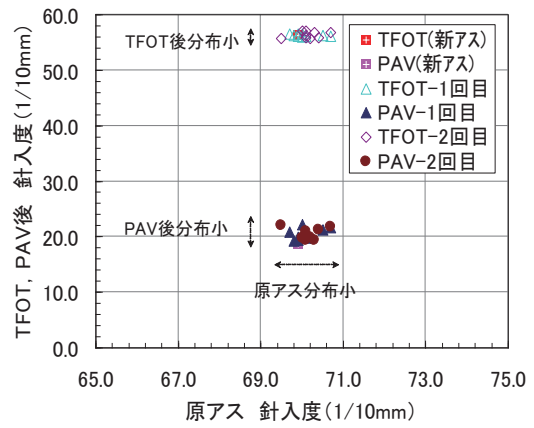


図-4.14 劣化と再生を繰り返したアスファルトの針入度

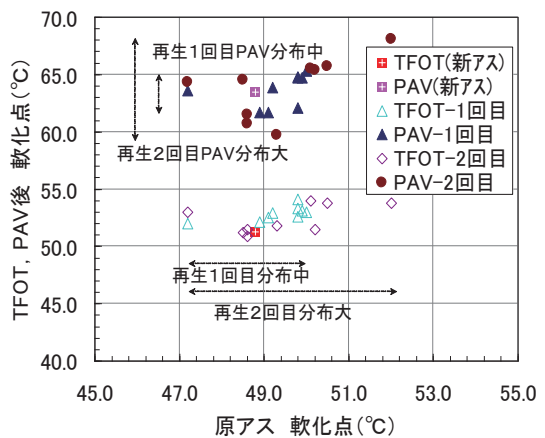


図-4.15 劣化と再生を繰り返したアスファルトの軟化点

4.5.2 混合物試験

(1) 試験の概要

現在、再生用添加剤の品質は、「舗装設計施工指針」¹⁾ ((社)日本道路協会)に示されているが、規格値が定められている項目は少ない。現在、再生舗装が主流になっており、繰返し再生も行われていることから、これを考慮して再生用添加剤の品質を定める必要がある。

アスファルトバインダにおける検討で、再生用添加剤の品質は繰返し再生を考慮する必要があると考えられたため、混合物を繰返し再生した場合の性状への影響を平成19年度に調べた。

(2) 混合物試験方法

試験は図-4.16 に示す手順で劣化と再生を繰り返した。劣化1は施工までに受ける劣化を再現する操作であり、劣化2は供用中に受ける劣化を再現するものである。劣化2の試験条件は、事前に劣化時間を変えて試験を行い、得られた劣化-時間の関係から、アスファルトの針入度が20になる試験条件として、劣化時間を51hとした。アスファルトはストレートアスファルト 60/80 で、再生用添加剤は2種類使用し

た。また、再生する場合の再生骨材の配合率は60%とした。評価試験は圧裂試験と水浸圧裂試験、抽出アスファルトの試験など行った。

【①混合物作製】 → 【②劣化1】 → 【③劣化2】*
 <再生骨材60%, 針入度70> <130°C, 1h+165°C, 1h> <110°C, 51h>
 * ③の後のものを再生骨材として②③をもう一度繰り返す

図-4.16 アスファルト混合物の繰返し再生試験方法

(3) 混合物試験の結果

図-4.17 に繰返し再生した混合物の圧裂試験結果を示す。ここで、新規とは全ての材料が新材のもの、劣化は図-4.16の②と③の劣化を施したもの、再生1回目、2回目は劣化後に再生したものである。圧裂強度は再生のものも新規と大きな違いがないが、破壊時の変位量(圧裂変位量)は新規のものより小さくなる傾向が見られる。その傾向は再生用添加剤の種類や回数によって異なっており、再生1回目よりも再生2回目、AよりもBが小さい。これは再生の場合、変位に対して追従できなくなっていく傾向を示しているものと考えられ、再生性状の評価としてこれに関する項目が今後必要と考えられた。

図-4.18 に繰返し再生した混合物から抽出回収したアスファルトの性状を示す。針入度は、新規アスファルトが61であったのに対し、再生時は70(60/80等級の中央値)を目標に配合したので、新規と再生で異なっている。軟化点をみると、針入度が再生時に高くなったにもかかわらず、軟化点も高くなっている。針入度が上がると軟化点は下がる傾向

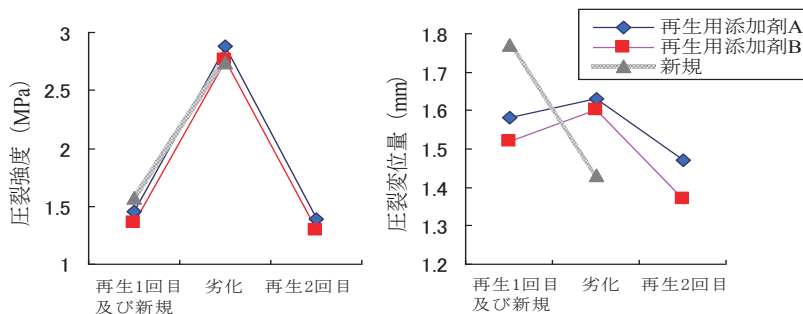


図-4.17 繰返し再生した混合物の圧裂試験結果

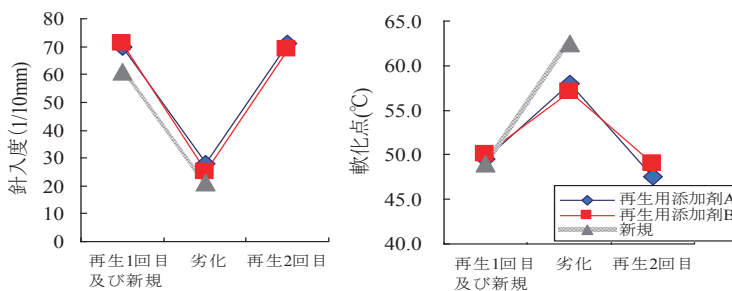


図-4.18 繰返し再生した混合物から抽出したアスファルトの性状

が見られるのが一般的であることから、図のような変動は、再生されたアスファルトの質が変化していることを示している。さらに劣化すると軟化点は上昇するが、劣化前後で新規のものでは変化が大きいのにに対し、再生では新規のものほど変化していない。再生ではこのように元のアスファルトとは異なる傾向がみられた。

以上より、アスファルト混合物は繰返し再生を行うことで、アスファルトの性質が変化しており、その変化には再生用添加剤の種類の影響も見られるため、今後再生を考慮した評価が必要と考えられた。

4.6 再生骨材中の劣化アスファルトの品質評価方法

本研究では、針入度が低下したアスファルト舗装発生材をより高度に利用するために、品質規定の見直しなども含めた技術開発を行うことを目標に、再生材料の評価法および利用法の実験検討を行った。

劣化アスファルトを再生利用する場合に懸念される、疲労破壊性状を簡便に評価できる新たな品質評価試験方法と配合設計手法の設定を目的に、中間処理施設で製造される劣化アスファルトを含む再生骨材への新しい評価方法の適用性の検討、および繰返し再生利用における再生用添加剤の適用限界の試験評価を行った。

4.6.1 検討の概要

低針入度化したアスファルトを再生しても疲労性状に劣ることが多く、早期にひび割れが発生し損傷する可能性が高い。このため前述の通り現時点では、原則として混入量等にかかわらず再生骨材の使用可否を定めるための針入度20の下限値が規定されている。

アスファルト舗装発生材の再生利用にあたっては、溶剤によりアスファルトバインダを回収し、針入度により評価しているが、煩雑で手間がかかるほか、ポリマーを含む場合には正確な品質評価が困難な場合がある。そこで、これに代わる簡易に評価法として圧裂試験が期待されている。本研究では、日本アスファルト合材協会との共同研究により、圧裂試験の適用性について実験検討を実施し、配合設計における目標値や再生用添加剤の添加量決定方法を見いだした。再生骨材中の劣化アスファルトの評価として、針入度にかわる品質指標としての、圧裂試験の適用性を検討した。

4.6.2 試験方法

再生資材の品質基準を有効に運用するためには、品質指標として用いる評価法が、再生骨材の粒度やアスファルト量、あるいはアスファルトの種類にかかわらず、アスファルトの劣化度を推定できるものである必要がある。このため、実験室で促進劣化させた試料の圧裂試験(図-4.19)を実施し、針入度と圧裂性状との関係を把握した。さらに、実際の現場抜き取り試料によりその適用性を確認した。

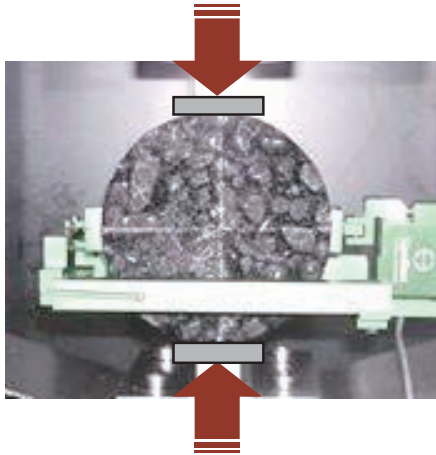


図-4.19 アスファルト混合物の圧裂試験

(1) 室内促進劣化試料

アスファルト混合物を実験室内でオープン劣化させることにより針入度の異なる劣化アスファルト混合物を調整した。アスファルトの種類はストレートアスファルト(以下、ストアス)60/80および改質アスファルトⅡ型の2種類とし、混合物は密粒度アスファルト混合物(13)とし、アスファルト量を4.0%から6.0%まで0.5%きざみで5段階変化させたものを使用した。アスファルト量ごとに3水準の促進劣化試料を調整し、各劣化水準

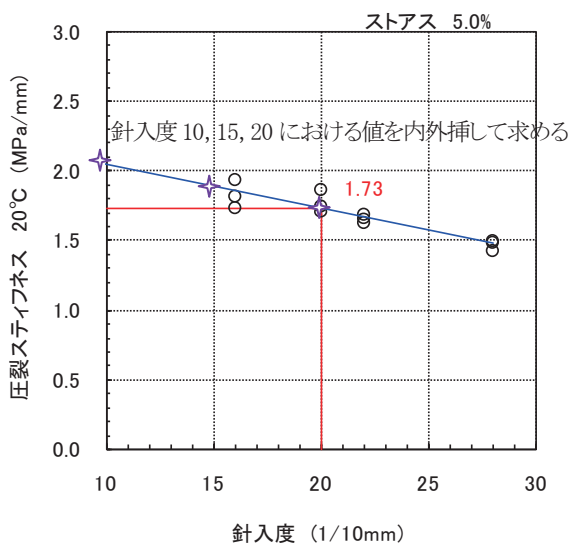


図-4.20 針入度と圧裂スティフネスの関係の一例(ストアス5%の場合)

につき3個の圧裂試験供試体から得られた試験結果から、図-4.20のように針入度(20,15,10)ごとの圧裂スティフネス値を内外挿により求めた。

(2) プラント再生材試料

実際の供用環境で自然劣化した再生材への適用性の確認として、プラントからの抜き取り試料について同様に試験した。日本アスファルト合材協会の全国各地の再生プラントから、劣化アスファルトを含む再生骨材を42試料採取して試験に用いた。

評価対象となる劣化したアスファルト混合物は、採取した再生骨材を165°Cで両面75回突き固めてマーシャル供試体を作製し、20°Cで圧裂試験を行った。あわせて、この再生骨材から劣化アスファルトを溶剤抽出し、針入度とアスファルト量を測定した。

4.6.3 試験結果

(1) 室内促進劣化試料

アスファルト量と圧裂スティフネス(図-4.20の結果から求めた各針入度の値)の関係を、アスファルト種および針入度ごとにプロットしたものが図-4.21である。この図から、アスファルトが劣化し針入度が低下するほど圧裂スティフネスが大きくなり、その関係はアスファルト量には大きな影響を受けないことがわかる。また、改質アスファルトはストアスに比べると、圧裂スティフネスが同程度でも針入度は小さいが、これは、改質アスファルトは針入度が小さくてもポリマーの効果により性能は保たれているという、これまでの知見と整合している。

ストアスの針入度20に相当する再生骨材の品質基準を圧裂スティフネスで設定しようとする場合、たとえば1.6MPa/mm付近にしきい値があるものと見られる。この場合、改質アスファルトでは針入度10~15になるとみられ、図-4.3等に示した疲労試験等による改質アスファルトの耐久性の目安とも一致する。ただし、試験条件や配合条件等による変動も予想されるので、これらを勘案した試験を継続して、より多くのデータをもとに慎重に設定する必要がある。

(2) プラント再生材試料

実道の供用環境で自然劣化した再生材の劣化レベルと圧裂試験性状との関連を、室内劣化試験結果(近似線)とともに図-4.22に示す。

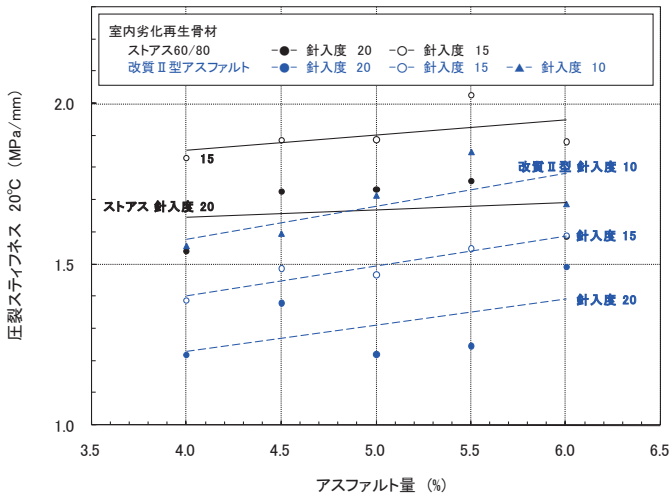


図-4.21 アスファルトの劣化レベルと圧裂スティフネス

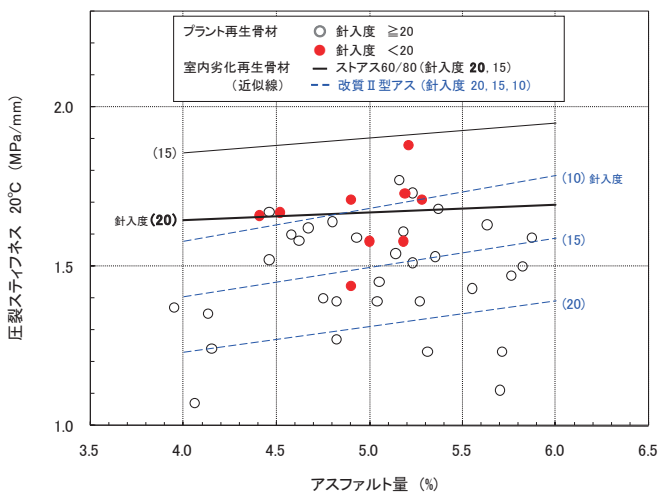


図-4.22 アスファルトの劣化レベルと圧裂スティフネス

アスファルト塊から中間処理施設で再生された材料は、アスファルト量は一樣でなく、その劣化度により圧裂スティフネスの値も幅をもっている。針入度と圧裂スティフネスの関係を見ると、劣化が進み針入度が20未満に低下したもの(赤丸)は圧裂スティフネスの値が母集団の分布のうち大きい側に集中して測定されることがわかる。さらに、試料によるばらつきはあるものの、室内劣化のストアス針入度20の線が、プラント再生材の針入度20未満の分布付近を通ることがわかる。したがって、針入度20基準に相当する資材評価を、圧裂スティフネスによって規定できそうなことがわかった。今後、試験の有効性、試験条件、誤判定の率などを考慮した検討を進め、実用的な品質規格の提案につなげる必要がある。

4.7 再生用添加剤の品質と繰返し再生への適用性

4.7.1 検討の概要

劣化の進んだアスファルトには、通常、軟化剤(若返り材)を混入して再生アスファルト混合物を製造する。これらの軟化剤のうち軽質オイル等の再生用添加剤は、劣化硬化したアスファルトを見かけ上軟化させる効果はあるものの、その品質や添加量が舗装の耐久性等に与える影響については不明な点が多い。過度に劣化したアスファルトに再生用添加剤を多量に添加し、針入度の値のみを確保することは、舗装用アスファルトとしての品質のバランスを欠き、十分な性能と耐久性を確保できなくなることが懸念される。

一方、オイル等の再生用添加剤ではなく、新アスファルトを添加することにより再生する手法がある。軟質なアスファルトの添加は、再生アスファルトの品質や成分バランスを著しく乱すことはなく、バインダ性能や耐久性、繰返し再生への適用性に優れるものと考えられる。

そこで、これらの軟化剤の添加が舗装用バインダとしての品質の変化、特に繰返し再生における再生利用限界に与える影響を把握して適用性の基準を提案するための資料とすべく材料試験を行った。

4.7.2 試験方法

促進劣化と再生(軟化剤の添加混合)を繰り返してバインダ性状ならびに混合物性状の品質変化を試験した。この繰返し再生試験は、アスファルトバインダのみの劣化試験とアスファルト混合物を用いた劣化試験を実施した。

バインダのみによる劣化試験は、アスファルト試料を薄膜加熱および加圧劣化(PAV)試験により劣化させ、針入度と軟化点の変化を測定した。これに軟化剤を添加して再生し、促進劣化および性状測定を繰り返した。

混合物試験は、アスファルト混合物を加熱オープンにて促進劣化させ、これを再生する操作を繰り返した。各段階で圧裂試験と、抽出回収したアスファルトの針入度と軟化点を測定した。

再生アスファルトの調整に使用した軟化剤は、オイル系再生用添加剤、軟質アスファルトである。バインダ試験、混合物試験には、同じアスファルトおよび軟化剤を使用した。

再生における劣化アスファルトの混入率は、いずれの試験も60%として行った。配合条件は3種類とし、試料Aは再生用添加剤のみを用いて再生、試料Bは再生用添加剤と軟質アスファルト(針入度 150/200)を併用、試料Cは軟質アスファルト(針入度 400程度)のみを添加して再生したものである。混合物試験はBとCについて実施した。

4.7.3 試験結果

図-4.23 に、繰り返し再生したアスファルト、混合物から抽出回収したアスファルトの性状を示す。バインダ試験と混合物試験の劣化条件が異なることから、劣化後の針入度は、バインダ試験で15~20、混合物試験では20~30となった。再生アスファルトの針入度は、それぞれ40~50、50~60程度であった。再生アスファルトの調整は針入度を指標にするため、軟化剤配合による再生後の針入度には変化は生じないが、劣化後の針入度は僅かに上昇傾向にあるともいえる。

図-4.24 に示すバインダ試験での軟化点の変化をみると、再生時に針入度が高くなったにもかかわらず、軟化点も高めに变化してゆく傾向が見られる。針入度が上がると軟化点は下がるのが一般的であることから、このような変動は、過度に劣化した成分の蓄積等により再生されたアスファルトの質が変化し、脆くなっているものと考えられる。特に、オイル系軟化剤のみを使用した試料Aでは繰り返し再生に伴う軟化点の上昇が顕著である。ストアスの試験値として80℃を超える軟化点は著しく異常であり、繰り返し再生によりアスファルトがかなり硬く変質していることが伺える。

図-4.25 に示す混合物試験での軟化点の変化では、バインダ試験ほどの軟化点の上昇はみられないものの、オイル系添加剤を使用した試料Bでは、繰り返し回数が3回を超えると軟化点が上昇の傾向を示している。これは、混合物の劣化条件が比較的緩やか(劣化後針入度が25~30)であったことが影響しており、針入度が20を下回るような繰り返し劣化を行った場合には、軟化点の上昇はより顕著になるものと考えられる。

図-4.26 に、繰り返し再生した混合物の圧裂試験結果を示す。繰り返し回数が少ない場合は軟化剤の種類による差異は見られないが、オイル系の軟化剤を使用すると、再生後の圧裂スティフネスの値が漸増することがわかる。前述の通り、圧裂スティフネスの基準値は1.6MPa/mm程度にあるものとみられ、繰り返しによる使用限界を考慮する必要がある。

このように、繰り返し再生により元のアスファ

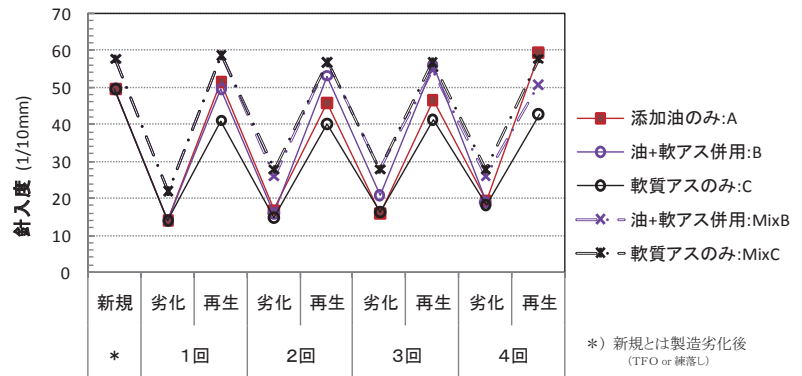


図-4.23 繰り返し再生による針入度の変化

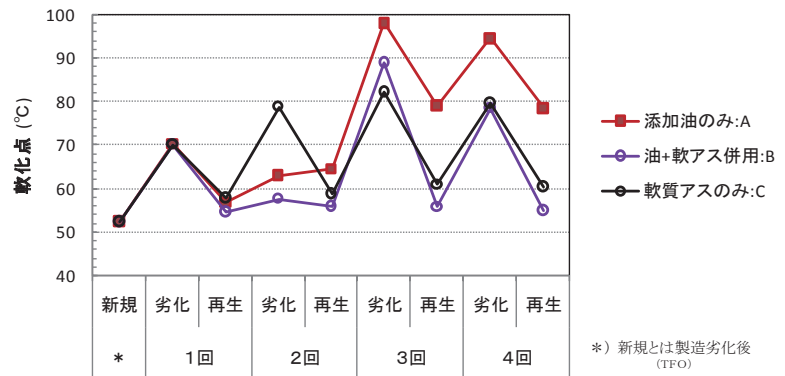


図-4.24 繰り返し再生による軟化点の変化(バインダ劣化)

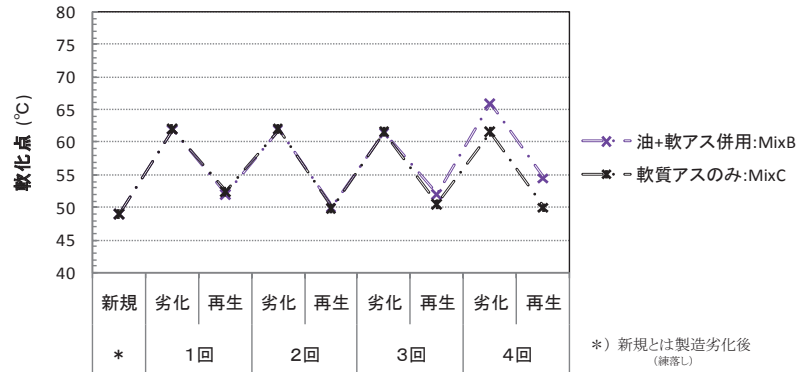


図-4.25 繰り返し再生による軟化点の変化(混合物劣化)

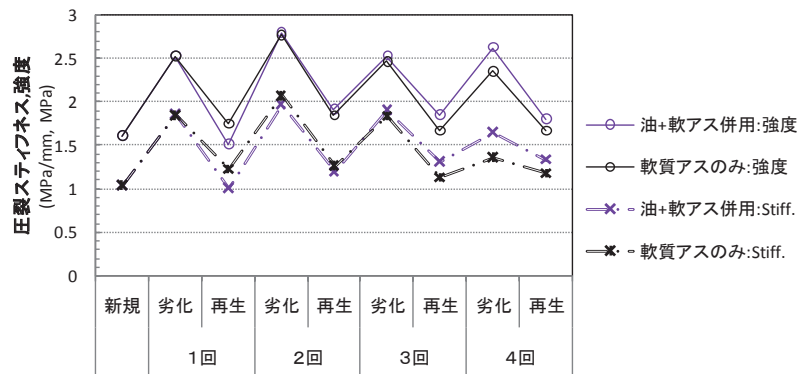


図-4.26 繰り返し再生による圧裂スティフネスの変化

ルトとは異なる性状に変化する傾向がみられ、アスファルトに比べてかなり軽質で成分構成も異なる再生用添加材を使用すると、その影響が特に顕著であることがわかった。

4.8 改質材を含む劣化アスファルトの再生利用方法

4.8.1 検討の背景

本研究では、ポリマー改質アスファルトの混入により針入度が低いアスファルト舗装発生材を有効に再生利用するための技術を確立することを目標に、再生材料の評価法および利用法の実験検討を実施している。改質材を含む劣化アスファルトの品質評価と利用方法に関する試験評価を平成21年度に行った。

低針入度化したアスファルトはアスファルト舗装に再生しても針入度が低くても疲労性状に劣ることが多く、早期にひび割れが発生し損傷する可能性が高いと言われている。このため、使用可否の判断基準として針入度20の下限値が規定されている。旧アスファルトの針入度が20未満の場合、再生骨材はアスファルト混合物へ利用することは現時点では原則としてできない。

しかしながら、改質アスファルト混合物の発生材を使用した再生混合物は耐流動性が向上することなどが知られており、舗装再生便覧²⁾では「旧アスファルトの針入度の規格値(20以上)は、ストレートアスファルト混合物の発生材を対象としたものであり、改質アスファルト混合物の発生材への適用の可否は確認されていない。(中略)改質アスファルト混合物の発生材は、旧アスファルトの針入度だけで劣化の程度を評価することは難しく、旧アスファルトの針入度が20未満のものでもアスファルトコンクリート再生骨材として利用することができるものもある。」と記述されている。

このように、改質アスファルトはその改質材の効果により、針入度では評価できない性能を有する。このため、改質アスファルトの性能を適切に評価するための評価試験方法の研究が別途進められている。再生利用においては、発生材が改質アスファルト由来であるかどうか、目視により使用アスファルトの種類を判別できないことから、有効利用の支障となっている。また、改質アスファルト由来であることがわかって、旧アスファルトの回収が困難な場合があるなど、劣化度を正しく評価できない。このため、再生骨材の利用の可否について、針入度に代わる判断手法の確立が望まれている。

4.8.2 試験の概要

本研究では、日本アスファルト合材協会との共同研究により、圧裂試験の適用性について実験検討を実施し、配合設計における目標値や再生用添加剤の添加量決定方法を見

いだした。この検討の継続として、圧裂試験による改質アスファルト由来の再生骨材中の劣化アスファルトの簡易な評価方法について検討した。

(1) 試験方法

再生資材の品質基準を有効に運用するためには、品質指標として用いる評価試験基準が、粒度やアスファルト量、あるいはアスファルトの種類にかかわらず、劣化度を適切に推定できる必要がある。ポリマー改質アスファルトの混入による判定結果への影響の評価として、様々な試料の圧裂試験を実施し、針入度と圧裂性状との関係を把握した。さらに、長期間の屋外暴露により劣化した試料によりその適用性を確認した。

(2) 暴露試験材料

実環境にて劣化した改質アスファルト試料は、舗装走行実験場において走行試験されていた舗装工区からの再取材、ならびに土木研究所構内暴露場に長期間暴露されていた密粒度アスファルト混合物(13)試験体である。アスファルトの種類は、製造メーカーの異なる改質アスファルトII型である。

(3) 実験操作および評価指標

暴露試験後の供試体を破碎し再生骨材に調整したのち、圧裂試験供試体を3個ずつ作製し、その試験結果から圧裂スティフネスを求めた。圧裂スティフネスは、繰返し再生されたストレートアスファルトの劣化度の指標であり、室内促進劣化試験を主体とした過年度の研究から1.7以下という許容値を提案している。さらに、残りの再生骨材から溶剤を用いて劣化アスファルトを回収し、針入度試験を行った。

4.8.3 試験結果

再生骨材を加熱転圧して作製した試料の圧裂スティフネスと、劣化アスファルトの針入度の関係を図-4.27に示す。改質アスファルト由来の材料は、針入度が20未満であっても圧裂スティフネスが許容値である1.7を大きく超えることはない。しかしながら、針入度が10未満になると、圧裂指数は2.0を超えることがわかる。

昨年度までの研究により、疲労抵抗性が急激に低下する劣化レベルは、ストレートアスファルトの場合は現行基準と同じく針入度20程度であるが、改質アスファルトの場合は針入度10程度であることがわかっている。今回の実験結果は室内促進試験によるこの知見と整合しており、実環境において長期間にわたり劣化した材料についても、圧裂試験により適切に劣化評価でき、さらにこの方法は、アスファルトの種類にかかわらず同じ基準値により運用できることがわかった。

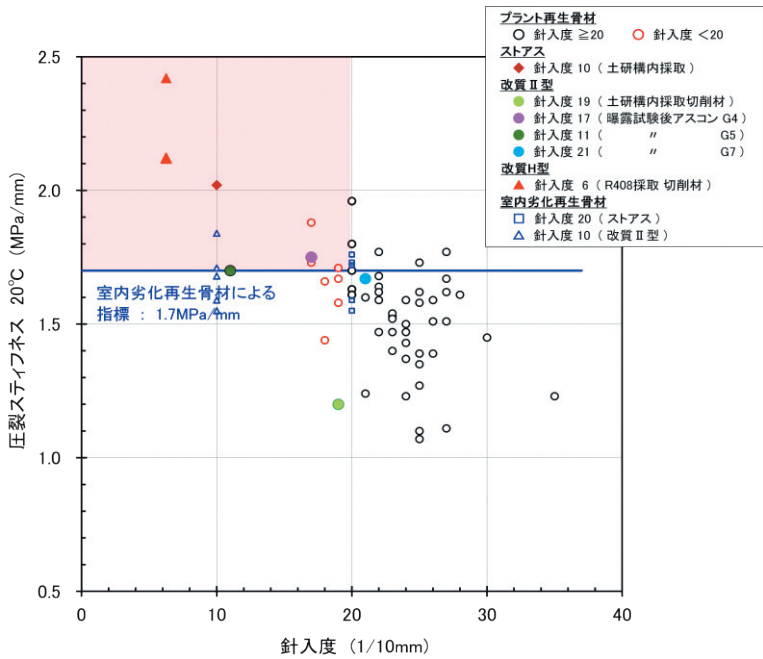


図-4.27 針入度と圧裂スティフネスの関係

4.9 低針入度骨材を再生した舗装の耐久性評価

4.9.1 検討の概要

ストレートアスファルト混合物由来の低針入度骨材の適用性や耐久性、ならびに配合率の上限を確認することを目的に、舗装走行実験場に試験舗装を構築し、荷重車の促進载荷を行って供用性状を確認した。

4.9.2 試験舗装の概要

低針入度骨材は、土木研究所構内(針入度 15)およびつくば市内の道路(針入度 18)から採取した。この骨材を用いて、再生骨材配合率が 60%の工区と、100%(低針入度骨材に再生用添加材のみを使用)の工区を設定した。表層混

合物の密粒度は13、基層の再生粗粒度は20とした。比較工区として、表層に全て新材(ストレートアスファルト 40~60)を用いた区間を設定した。なお、舗装の構造は、各工区とも表層:5cm、基層:8cm、上層路盤:17cm、下層路盤:40~45cmとした。

4.9.3 耐久性試験結果

舗装走行実験場の無人荷重車を使用し、49kN換算輪数で130万輪(N5交通量で13年分に相当)までの走行試験を実施した。図-4.28にわだち掘れ量の測定結果を示す。図から、低針入度骨材の使用の如何にかかわらず、夏季において毎年大きな横断凹凸量の変化が確認された。特に再生工区のOWPでは40mmを超える大きなわだち掘れが生じたため、路面切削(コブ取り)を実施して走行試験を継続している。路面の横断形状(図-4.29)の変化を見ると、後軸復輪によるいわゆるダブルわだちが進行して

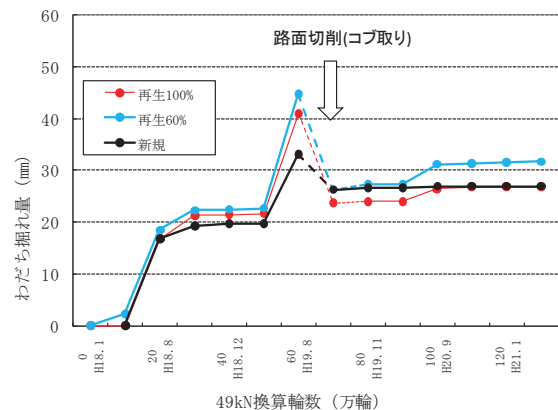


図-4.28 わだち掘れ量測定結果

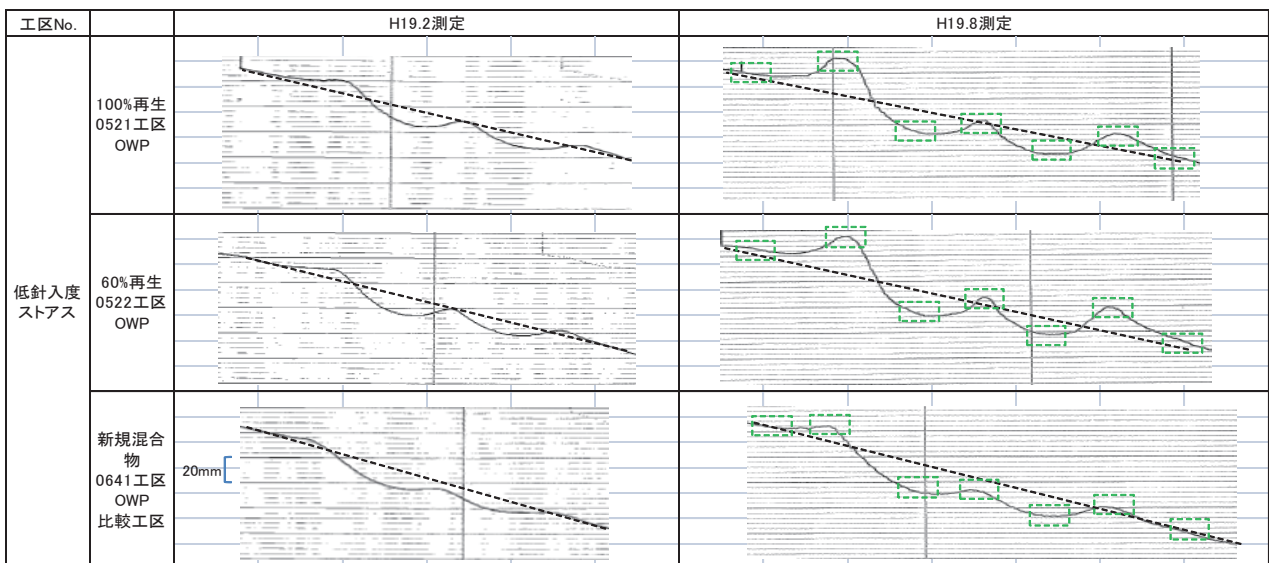


図-4.29 低針入度アスファルト再生舗装のわだち掘れ形状(OWPダブルタイヤ部分)

おり、その現象は再生舗装工区において顕著であることがわかる。

わだち掘れの原因調査としてコア抜き(図-4.29の破線枠位置)による層厚調査を行った。表基層の厚さの分布を図-4.30に示す。いずれの工区も、基層厚さの変化はほとんど無く、設計厚の80mmがほぼ保たれていることがわかる。つまり、わだち掘れを引き起こした塑性変形は表層に起因しており、その変形挙動は再生アスファルト混合物の性状による影響が大きいことがわかった。

大きな流動わだちを生じた原因は、劣化の進んだアスファルトに軟質なオイルである再生用添加剤を多量に使用したことにより、舗装用アスファルトとしての品質のバランスを欠いたことが原因と考えられる。再生混合物の評価は疲労抵抗性を確保することに注目が向きがちであるが、塑性変形抵抗性についても品質基準の整備が必要であると考えられる。

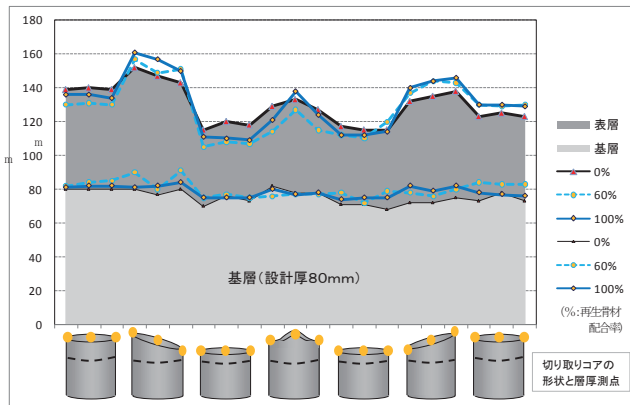


図-4.30 低針入度アスファルト再生舗装
わだち掘れ部の舗装厚

4.10 再生排水性舗装の長期耐久性の評価

4.10.1 検討の概要

排水性舗装に用いられるポーラスアスファルト混合物には、粘着力が非常に高い改質H型が用いられる。また、骨材の配合については、空隙率が20%程度となるように開粒度の配合としている。このように、ポーラスアスファルト混合物には通常のアスファルト混合物とは異なった材料や配合が用いられているため、通常の再生方法での対応では再生利用が困難である。

排水性舗装の再生利用には、発生元の混合物と再生先の混合物により様々な組合せがある。表-4.6に示す発生元の混合物と再生先の混合物の組み合わせについて、これまでに各方面で検討が行われているが、現状では、以下の課題が残されている。

①排水性舗装発生材を使用した再生密粒系混合物や再生

ポーラスアスファルト混合物を実道へ適用した場合の再生骨材配合率の限界値や供用性、長期の耐久性等が明らかでない。

②排水性舗装発生材と密粒系発生材の混合再生骨材(表層および基層の混合切削材)の利用条件が明らかでない。

③適切な配合設計方法や再生の程度に対する評価方法に定まったものがない。

表-4.6 発生材および再生先ごとの試験舗装事例

発生材の種類	再生先の混合物	
	密粒系混合物	排水性(空隙20%以上)
排水性舗装発生材	北陸・九州地整	関東・近畿・中国地整
排水性+密粒系発生材(表・基層混合再生骨材)	東京都道	国道408号(土研前)
密粒系舗装発生材	—※	中部・近畿・中国地整

※すでにマニュアルが整備され、十分な実績があり、実用化済み

4.10.2 直轄国道等での試験舗装の追跡調査

これらの課題を受け、排水性舗装の再生利用技術の確立へ向けて、直轄国道において試験舗装による調査を実施している。また、排水性と密粒系発生材の混合再生骨材の再生利用の適用性について、国道408号において試験舗装を構築し耐久性評価を行っている。本研究では、これらの試験舗装の追跡調査結果から混合発生材の適用性を確認した。

当該試験施工では、排水性舗装の表層切削材のみを再生利用するケースを対象としている。試験概要と確認項目を表-4.7に示す。

表-4.7 試験施工箇所および確認項目

確認事項	箇所 項目	排水性→排水性			排水性→密粒	
		関東地整 16号市原	近畿地整 176号西宮	中国地整 2号下関	九州地整 3号山鹿	北陸地整 8号白根
再生骨材粒度	分級範囲	13~5mm, 13~0mm			13~0mm	
限界配合率	再生骨材配合率	30, 20%	50, 30, 20%		30%	
配合設計方法	バインダの再生	カンタプロ損失率、目標針入度			目標針入度	
					50	40.50.60

排水性舗装に再生した工区の調査結果を図-4.31に示す(図中のR材13-5:20%とは粒径13-5mmの再生骨材を20%配合した再生混合物の意味)。排水性舗装へ再生する場合は、目標空隙率を20%とし、再生骨材の粒度調整の要

否と、再生骨材(R材)配合率の限界点を検討することとした。また、密粒系舗装へ再生する場合は、再生骨材配合率の限界点を求めること、配合設計時にアスファルトの回復をどの程度見込むのかを検討することとした。

交通により現場透水量と騒音低減効果が低下している路線(16号市原)はあるものの、わだち掘れ量などの変化は少なく、比較工区と同様な変化を示しており、再生材の混入による耐久性状への大きな影響は認められない。なお、密粒度舗装に再生した工区については今年度調査が行われなかったが、現地の技術者からは、目視観察では大きな変状は認められないとの報告を受けている。

以上のことから、混入率30%までの排水性舗装への再生、密粒度舗装への再生については、これまでのところ耐久性に問題はないと言える。今後も追跡調査を継続して長期耐久性を確認していく必要がある。

4.10.3 混合発生材(排水性+密粒系)の再生利用

舗装修繕工事は、交通開放時間や施工コスト縮減等の点から表層と基層を同時に切削しオーバーレイ(以下、2層切削OL)することが多い。また、再生アスファルトプラントにおいては排水性舗装以外の密粒系舗装の発生材の搬入が大

部分であり、敷地内のスペースも限られていることから、排水性舗装発生材と密粒度舗装発生材の分別保管は困難であるのが実情である。排水性舗装発生材の再生利用を広く進めるためには、混合再生骨材を分級せずに使用するなど、通常の工事形態やプラントの設備でも対応が可能な再生利用方法を確立する必要がある。

そこで、排水性舗装発生材と密粒系舗装発生材の混合材を用いた試験舗装を、茨城県土木部の協力を得て、土木研究所付近の国道408号にて実施している。試験舗装は図-4.32に示す工区割りとし、再生排水性舗装工区は表基層を2層切削OLで施工した。また、再生骨材配合率は0%、10%、20%、各工区の延長は100mとした。また、基層の更新やそれに代わる遮水層の効果なども評価できる工区割りとしている。

なお、再生舗装には、当該試験施工区間で12年間供用された既設排水性舗装の切削材を、改質アスファルトが混入した材料として使用し、これに密粒系舗装の切削材を混合して使用した。配合設計は、再生用添加剤およびプラントミックス型の改質添加材を用いて行った。現道での舗装を含めて製造施工上の問題点はみられなかった。

施工直後および2年供用後の路面性状調査結果から、タ

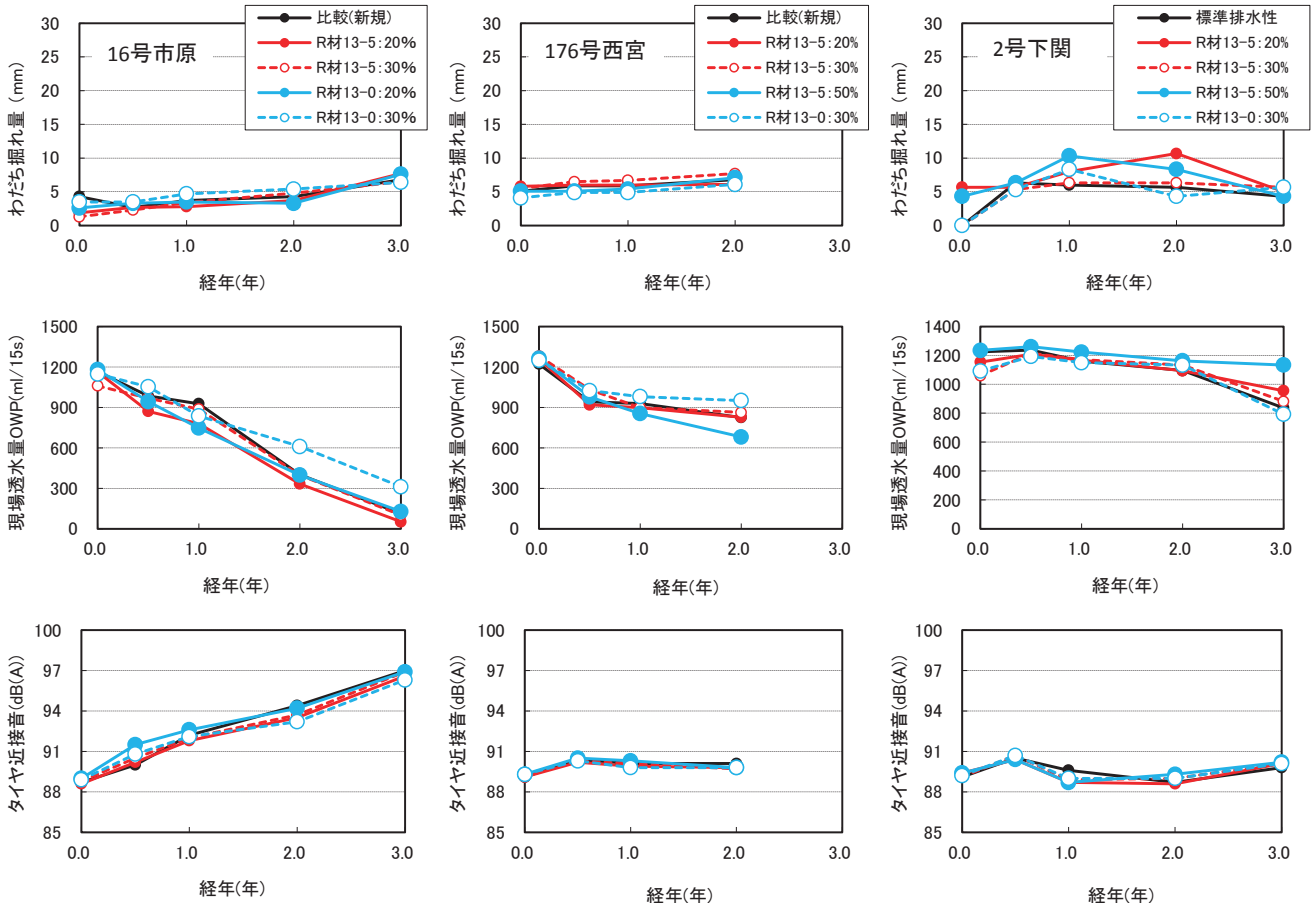


図-4.31 排水性→排水性舗装に再生利用した工区の路面性状変化

イヤ近接音および現場透水量、わだち掘れ量の変化を図-4.33、図-4.34、図-4.35にそれぞれ示す。

いずれの工区も供用初期に多少の機能低下を生じているが、供用2年後の時点でも性能値としては十分な値を保っている。わだち掘れ、平坦性、キメ深さなどの他の項目についても変化はみられておらず、良好な状態で供用されており、再生利用に関して耐久性の差異はみられていない。

以上の結果から、排水/密粒混合発生材の再生利用は、配合設計において必要な改質剤量や混合物品質を確保する限り、機能および耐久性に問題はないものと言える。

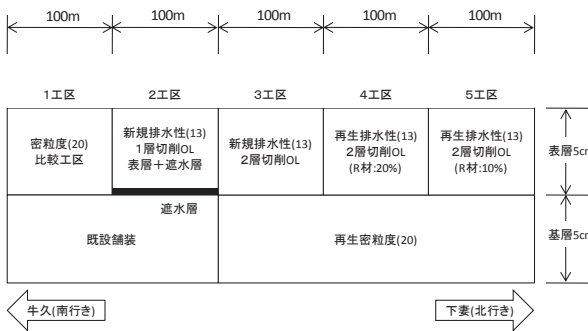


図-4.32 試験施工で評価した混合物/構造の種類(R408)

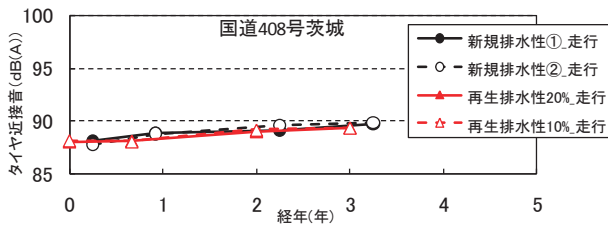


図-4.33 タイヤ近接音測定結果

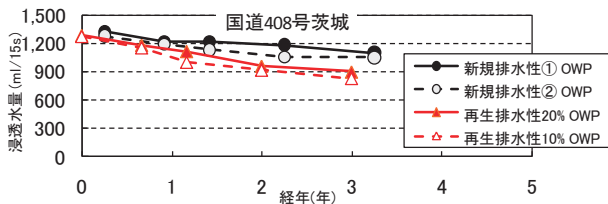


図-4.34 現場透水量測定結果

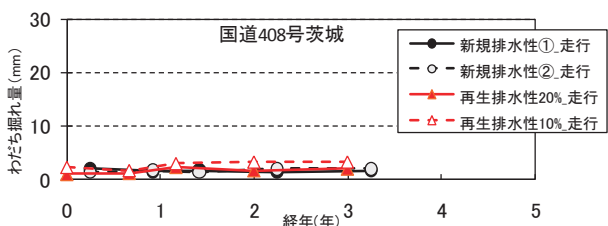


図-4.35 わだち掘れ量測定結果

4.11 まとめ

本研究の成果として、以下のことが分かった。

- 圧裂スティフネスと再生混合物から回収したアスファルトの針入度には高い相関があり、圧裂試験により再生アスファルトの品質評価が可能である。
- 圧裂スティフネスにより再生用添加剤の添加量や再生アスファルト量を決定することが可能で、再生混合物の配合設計を行うことが出来る。
- 繰り返し再生を考慮した場合には、再生骨材配合率は低い方が望ましい。
- 再生混合物の動的安定度は、新規混合物に比べ小さくなる傾向があり、再生混合物の評価項目に動的安定度を加える必要がある。
- アスファルトモルタルでの性状評価が可能で、特にポーラスアスファルトの配合設計においては、様々な温度域での評価が可能であることから、混合物試験だけによるものよりも施工性の評価が可能になるなど、有効であることが確認された。
- バインダの繰り返し再生試験ではアスファルトの性質が変化し、再生用添加剤の種類の影響も見られるため、繰り返し再生を考慮した再生用添加剤の評価の必要性が示された。
- 混合物での繰り返し再生試験を行ったところ、繰り返し再生により変位への追従性が低下する可能性がみられ、繰り返し再生を考慮した再生用添加剤の評価の必要性が示された。
- 圧裂試験により、再生骨材中のアスファルトの劣化度を混合物試験で簡易に評価できる可能性があることがわかった。
- ポリマー改質アスファルトを含む屋外暴露材の使用可否の目安は、圧裂スティフネス 1.7 程度、針入度 10 程度である。
- 圧裂試験から求められる圧裂スティフネスにより、劣化材の品質評価をアスファルトの種類にかかわらず同じ基準値により運用できることがわかった。
- 針入度調整により配合設計を行った再生アスコンは、いずれも適切とされる圧裂スティフネスを示す。
- 再生アスファルトの針入度が同程度であっても、軟化点の値に差があることから、再生アスコンの耐流動性は大きく異なることがある。
- 直轄国道における再生排水性舗装の追跡調査では、施工後3~4年目までの調査結果から判断すると耐久性に劣るなどの問題は生じていない。
- 排水性舗装発生材と通常の密粒系舗装の混合発生材を再

生利用した試験舗装において、供用3年目までの性能に問題はみられなかった。

・なお、ここでいう圧裂スティフネスは、舗装再生便覧(平成22年版)⁵⁾でいう圧裂係数と同じものをいう。

また、本研究の残された課題は以下の通りである。

- ① 繰り返し再生骨材の品質管理および分別回収方法
- ② 再生混合物の品質に応じた設計法など適切な活用方法(改質アスファルト混合物相当とする場合など)
- ③ 再生排水性舗装などの長期的な耐久性の継続確認

今後、これらの知見を踏まえた具体的な評価方法、運用可能な利用基準等の整備と、現場への普及が必要となる。

参考文献

- 1) 日本道路協会、「舗装設計施工指針(平成18年版)」、平成18年2月
- 2) 日本道路協会、「舗装再生便覧」、平成16年2月
- 3) 日本道路協会、「舗装調査・試験法便覧」、平成19年6月
- 4) 日本道路協会、「舗装性能評価法(別冊)」、平成20年3月
- 5) 日本道路協会、「舗装再生便覧(平成22年版)」、平成22年11月

5. 公共事業由来バイオマスの資源化・利用

技術に関する研究

5.1 概説

地球温暖化対策、エネルギー対策に大きく貢献することからバイオマス利用が世界的に注目され、我が国においても積極的な取り組みが期待されている。一方、国土交通省などの省庁や地方自治体などでは、道路、河川、公園、ダムなどの管理のため、毎年定期的に緑地の雑草の除草や樹木の伐採、流木の回収などが行われている。一般に、バイオマスは「広く、薄く」存在している上、水分含有量が多い、かさばる等の扱いづらさという特性のために収集が困難であることが、バイオマスが十分に活用されていない原因の一つである¹⁾が、道路、河川、公園、ダムなどの管理のため日ごろより草木が伐採、収集されており、収集・利用が容易であることから、比較的使用しやすいバイオマスと考えられる。

本研究は、これらを資源と位置付け、安全性を確保しつつ積極的な利用推進に繋げることを目的に、バイオマスの発生量や性質の基礎調査（バイオマスインベントリーシステム）や微量有害物質試験方法（刈草に含まれる農薬や下水汚泥中の抗菌剤等）の開発を行うとともに、利用技術の開発を行った。利用技術については、エネルギー変換技術（過給式流動炉）とバイオガスエンジンはほぼ実用化レベルのシステムを構築し、緑化基盤用ピートモス代替開発品は現地への現地適用評価を行った²⁾。

5.2 バイオマスインベントリーシステム

草地・緑地の管理における年間の刈り草の時期や回数は、管理者により現地の社会的、自然的環境状況、管理費用等を勘案して決定されている。緑地管理から発生する刈り草を資源として位置付けるデータ・情報整備は行われていない。このため、各種データを収集・整備した。

5.2.1 公共緑地・樹木の植物の種毎の組成調査

エネルギー資源、無機物資源さらにプロセスの制御や開発の基礎データを整備するために各種の草木類バ

イオマスを採取して、組成・性状を分析した。

1) 調査方法

草木類は、北海道から九州までの国直轄の10河川と11国道、北海道南部陣屋川、長万部終末処理場敷地ならびに土木研究所構内から、83種98検体を採取した。採取した試料は、水分と強熱減量を測定するとともに、風乾して粗粉碎、微粉碎を施し、高位発熱量のほかN、C、H、S、Oなどの主要構成元素からCa、K、Mg、Na、P、Si、Fe、B、Al、Mn、Zn、Sr、Ba、Cr、Ni、Cu、Mo、Co、Pb、Li、V、Cd、As、Se、Sn、Be、Ag、In、Sb、Te、Tl、Uを分析した。

2) 調査結果

83種98試料の水分、強熱減量、高位発熱量及び各元素の分析結果をとりまとめた²⁾。草木類バイオマスの資源化を検討する際の伐採時における生資材の値としては中央値から±10%の範囲内にある表-5.1に示す値を用いてよいものと思われた。

表-5.1 草木類の資源化検討のための代表的な値

	水分 (%-全重)	強熱減量 (%-乾重)	高位発熱量 (kJ/kg-乾重)
草 本	67~73	91~93	17,500~18,100
木本(木幹)	48~52	91~97	18,700~19,100
木本(小枝・葉)	58~62	89~94	19,000~19,600

5.2.2 公共緑地・樹木の除草・剪定による実試料の組成調査

実際の緑地の草木類は複数種が混在することに配慮し、北海道から九州まで、河川事務所および国道事務所等の堤防法面や道路法面より、複数種が混合された145試料を採取し、調査を行った。

1) 調査方法

緑地・樹木管理によって実際に発生した草木系バイオマス試料の組成の調査は、10河川事務所および14国道事務所、その他2緑地（土木研究所内緑地、下水処理場内緑地）より、通常の維持管理作業で発生する刈草と同様の組成となるよう、複数種が混合された145試料を採取し、調査を行った。分析項目は含水率、強熱減量、高位発熱量、主要構成元素（炭素、水素、窒素、硫黄、酸素）とした。

2) 調査結果

緑地・樹木管理によって実際に発生した草木系バイオマス試料の組成の調査における、145試料の乾燥重量あたりの高位発熱量は、最大値は20,390kJ/kg、最小値は12,220kJ/kg、相加平均値は17,315kJ/kgであった。本調査における全試料145試料（河川事業に由来する

86 試料、道路事業に由来する 46 試料) の回収時の含水率の調査では、河川管理に由来する試料は、道路管理に由来する試料の含水率より低い傾向を示した。道路管理に由来する除草・剪定物は、存置できる空間が少なく通行への支障が生じやすいことから、即日の収集が行われることが多いため、河川管理に由来する試料と比較して含水率が高かったと考えられた。また、本調査における全試料 145 試料のうち、試料の回収された状況が明らかで、伐採直後に回収された試料および数日間存置させるなどして乾燥後に回収された試料の含水率の調査の結果、伐採直後に回収された試料の含水率の相加平均値は 62.5%であり、乾燥後回収された試料の含水率の相加平均値は 26.6%であった。

5.2.3 公共緑地の除草・剪定実施状況調査

国土交通省管轄（内閣府沖縄総合事務局所管事業を含む。以下同じ。）の全国の公共緑地の除草・剪定の実施状況を調査し、緑地や樹木の管理により発生する除草・剪定枝葉のエネルギー賦存量を推算した。推算の結果、国土交通省管轄の緑地・樹木管理から発生する除草物・剪定物のエネルギー賦存量は、3.1PJ/year、0.17PJ/year であった。除草物と剪定物の合計では、3.3PJ/year (=3.3×10¹⁵J/year)であった。この熱量は、A 重油 8.6×10⁷L に相当した。A 重油の熱量は、39.1 MJ/L³⁾ とした。地域別の国土交通省管轄の緑地・樹木管理から発生する除草物・剪定物のエネルギー賦存量を **図-5.1** に示した。

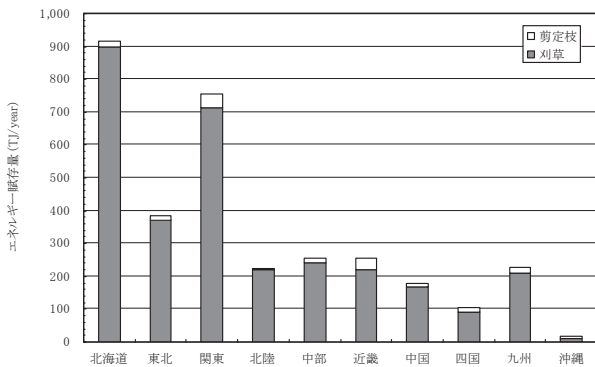


図-5.1 推算された地域別の国土交通省管轄の緑地・樹木管理から発生する除草・剪定物のエネルギー賦存量

5.3 微量有害物質の試験方法の開発

5.3.1 刈草等の農薬等に関する分析法の検討

刈草等のリサイクル資材に含まれる可能性のある微量有害物質を把握するために、含有量の分析方法の検

討および実態調査を行った。国土交通省地方整備局の河川および道路事務所より入手した刈草試料 10 検体について、殺菌剤等の農薬 65 種類の含有量を、高速液体クロマトグラフータンデム型質量分析計 (LC/MS/MS) (対象 23 物質) およびガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS) (対象 42 物質) により分析した。

結果は表-5.2 および表-5.3 に示す通りであり、分析法の回収率 (添加回収試料検出濃度/添加濃度) は LC/MS/MS で 25.3%~132%、GC/MS で 49.5%~153.4% であり、ng/g オーダーの検出下限値が得られており、LC/MS/MS および GC/MS を用いる本分析法は、スクリーニング目的に実用可能であると考えられた。

調査対象農薬は、LC/MS/MS で分析可能な親水性の高い物質から GC/MS で分析可能な比較的親水性が低い物質まで含んでいるが、全て検出下限値未満であったことから、刈草試料中にこれらの農薬が含まれている可能性は低く、リサイクル由来の環境影響の可能性も低いと考えられた。

表-5.2 刈り草試料中の殺菌剤等農薬の分析結果 (LC/MS/MS 分析)

ID	農薬番号	物質名	用途	添加回収試験結果		検出下限値 LOD(ng/g)	10検体中 検出率(%)
				回収率(%)	CV		
1	36	asulam	除草剤	124	1.3	11.5	0
2	74	methomyl	殺虫剤	128	1.4	11.5	0
3	87	tricyclazole	殺菌剤	101	4.0	1.9	0
4	82	probenazole	殺菌剤	86.5	1.2	0.0	0
5	55	thiophanate-methyl	殺菌剤	84.2	2.6	5.1	0
6	96	thiodicarb	殺虫剤	39.1	1.5	31.6	0
7	18	carbofuran	殺虫剤	80.2	1.4	9.1	0
8	48	carbaryl	殺虫剤	79.5	7.3	8.7	0
9	1	thiram(thiuram)	殺菌剤	41.8	12.5	7.3	0
10	68	diuron	除草剤	45.5	8.4	12.1	0
11	86	bensulfuron-methyl	除草剤	126	3.4	9.9	0
12	95	flazasifuron	除草剤	132	6.3	5.4	0
13	98	siduron	除草剤	49.4	8.0	7.6	0
14	90	azoxystrobin	殺菌剤	77.6	4.4	7.6	0
15	84	daimuron(dymron)	除草剤	64.1	4.3	8.4	0
16	26	iprodione	殺菌剤	36.2	18.3	27.1	0
17	58	carpropamid	殺菌剤	35.1	8.0	4.7	0
18	42	bensulide	除草剤	36.4	7.1	44.6	0
19	17	bentazone	除草剤	61.2	1.3	4.0	0
20	94	halosulfuron-methyl	除草剤	60.2	13.7	5.9	0
21	19	2,4-D	除草剤	25.3	16.5	5.2	0
22	20	triclopyr	除草剤	35.8	5.7	11.7	0
23	45	mecoprop	除草剤	40.5	15.9	2.6	0

農薬番号: 厚生労働省水質管理目標設定項目15の対象農薬リストにおける番号
検出率: 10検体中の検出下限値以上の検体数の割合(%)

5.3.2 下水汚泥中の抗菌剤等に関する生物試験方法の検討

下水汚泥中に抗菌剤等が含有されている場合があることが分かっており、これらの物質が土壌中で生物へどのように移行するかを把握するために、シマミミズを用いた曝露試験を行った。下水汚泥より検出されることがある抗菌剤等 11 物質を 4 段階の異なる濃度 (無添加、0.1mg/kg、1mg/kg、10mg/kg) で添加した人工土壌を用いて、シマミミズを 10 週間にわたり飼育して体組織中の抗菌剤等の濃度変化を調査した。人工土壌お

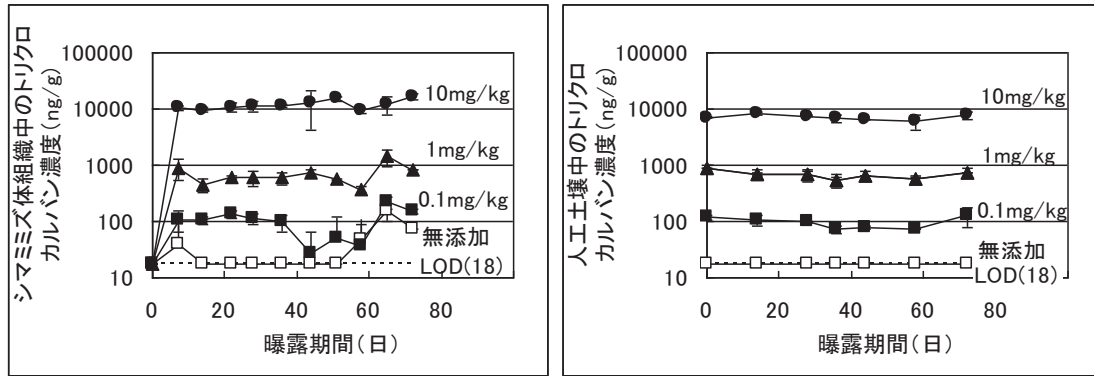


図-5.2 抗菌剤等の生物曝露試験の結果(トリクロカルバンの例)

よびミミズ体組織中の抗菌剤等は、試料より超音波抽出を行い、高速液体クロマトグラフータンデム型質量分析計 (LC/MS/MS) を用いて分析した。

試験結果として、曝露したシマミミズ 160 検体中で死亡は 1 検体のみであったことから、個体の生死レベルをエンドポイントと考えた場合の急性毒性は見られなかった。これは、一般にシマミミズは重金属や化学物質毒性への耐性が比較的大きいとされていることに合致する結果である。

体組織への移行については、例として図-5.2 に日用品由来の抗菌剤トリクロカルバンの結果を示す。トリクロカルバンは人工土壤中で 10 週間残存し、ミミズ体組織へも移行して濃度が同レベルとなった。一方でメチルパラベン、人工土壤中で速やかに分解し、ミミズ体組織中の濃度もほとんど上昇しなかった。他の物質についてもそれぞれ異なった挙動が見られ、物質特性に応じて土壤中での挙動および生物への移行の度合いが異なるものと考えられたが、高度に生物濃縮される物質はなかった。

シマミミズは入手および飼育管理が容易であり、これを用いた曝露試験は、物質特性に応じた挙動の違いを把握することが可能であることから、リサイクル資材由来の微量有害物質の土壌生物への影響把握に有効な試験方法と言える。ただし、試験が容易とはいえず、試験生物の準備および試験の実施に相当の労力および期間を要することから、より迅速に結果が得られる方法も必要である。超音波抽出および LC/MS/MS・GC/MS 分析の場合は、より迅速に含有濃度を把握することができ、物質によってはそれがそのまま生物影響濃度と考えることができる。

従って、まずはスクリーニング試験として、LC/MS/MS・GC/MS 等による分析を行い、高濃度に検出された物質について追加検討が必要と判断した場合は、シマミミズ等を用いた生物曝露試験を実施すると

表-5.3 刈り草試料中の殺菌剤等農薬の分析結果 (GC/MS 分析)

ID 番号	農薬 番号	物質名	用途	添加回収試験結果		検出下限値 LOD(ng/g)	10検体中 検出率(%)
				回収率(%)	CV		
1	54	Isoproc carb (MIPC)	殺虫剤	80	6.0	5.3	0
2	12	Fenobucarb (BPMC)	殺虫剤	89	3.7	23.4	0
3	100	Trifluralin	除草剤	95	5.2	49.1	0
4	43	Benfluralin	除草剤	78.0	5.7	34.2	0
5	66	Dimethoate	殺虫剤	116.3	5.0	15.0	0
6	63	Atrazine	除草剤	69.1	7.7	23.3	0
7	6	Diazinon oxon	殺虫剤	129.2	11.6	21.1	0
8	6	Diazinon	殺虫剤	86.6	1.0	22.0	0
9	10	Propyzamide	除草剤	86.1	6.3	65.3	0
10	50	Pyroquilon	殺菌剤	65.6	6.6	43.9	0
11	81	Disulfoton	殺虫剤	74	18.9	108.7	0
12	38	Terbutcarb	除草剤	95	7.8	34.2	0
13	7	Fenitrothion oxon	殺虫剤	85.0	10.3	109.1	0
14	59	Bromobutide	除草剤	75.5	6.9	17.3	0
15	47	Alachlor	除草剤	84.8	7.2	7.9	0
16	37	Dithiopyr	除草剤	74.0	6.7	36.3	0
17	34	Metalaxyl	殺菌剤	74.0	7.0	212.8	0
18	7	Fenitrothion	殺虫剤	84.6	3.5	91.3	0
19	83	Esprocarb	除草剤	77.6	5.4	31.5	0
20	73	Malathion	殺虫剤	77.2	4.7	36.4	0
21	3	Thiobencarb	除草剤	120.9	2.6	68.3	0
22	22	Isofenphos oxon	殺虫剤	131.1	20.9	66.3	0
23	22	Isofenphos	殺虫剤	102.5	15.8	118.7	0
24	46	Methidymron	除草剤	74.4	9.5	93.4	0
25	79	Phenthoate	殺虫剤	93.0	8.4	310.3	0
26	78	Dimepiperate	除草剤	77.1	10.3	79.9	0
27	57	Methidathion	殺虫剤	83.9	6.3	34.1	0
28	69	α-Endosulfan (I)	殺虫剤	49.5	4.9	44.5	0
29	41	Butamifos	除草剤	84.4	6.6	45.8	0
30	32	Flutolanil	殺菌剤	101.8	9.8	71.8	0
31	53	Pretilachlor	除草剤	79.3	11.3	104.7	0
32	8	Isoprothiolane	殺菌剤・殺虫剤	81.8	7.7	78.8	0
33	80	Buprofezin	殺虫剤	76.7	5.8	90.9	0
34	69	β-Endosulfan (II)	殺虫剤	72.1	8.1	196.3	0
35	49	Edifenphos(EDDP)	殺菌剤	132.9	10.2	100.0	0
36	69	Endosulfan - sulphate	殺虫剤	68.0	6.3	126.7	0
37	56	Thenylchlor	除草剤	116.2	17.1	49.6	0
38	40	Pyributycarb	除草剤	153.4	12.6	81.1	0
39	26	Iprodione	殺菌剤	112.0	8.4	369.7	0
40	88	Piperophos	除草剤	128.8	13.6	322.8	0
41	62	Anilofos	除草剤	146.1	13.1	87.8	0
42	101	Cafenstrole	除草剤	119.2	14.3	128.8	0

農薬番号: 厚生労働省水質管理目標設定項目15の対象農薬リストにおける番号
検出率: 10検体中の検出下限値以上の検体数の割合(%)

いう、2 段階の試験方法が合理的と考えられ、本研究では、その両方の手法を開発することができた。

5.4 エネルギー変換技術 (過給式流動炉) の開発

下水汚泥の従来の焼却炉に替わる新しい省・創エネルギー型の燃焼炉を開発した。また、現在利用の進んでいない草木系バイオマスと下水汚泥の混合焼却によるエネルギー変換も可能なシステムとして開発を行った。本研究は、独立行政法人産業技術総合研究所と月島機械株式会社ならびに三機工業株式会社との共同研究「高含水

バイオマスの熱化学的エネルギー直接変換技術に関する研究」により実施した。また、その実用化を目指して、平成17年3月より、これらの共同研究者と独立行政法人新エネルギー・産業技術総合研究機構(NEDO)との間において共同研究「都市バイオマス収集システムを活用するためのエネルギー転換要素技術開発」を実施した。

5.4.1 開発技術の基本的構成

今回開発した過給式(加圧)流動炉技術⁴⁾の基本的な構成及びフローを図-5.3に示す。下水汚泥または下水汚泥と草木との混合物は定量フィーダから流動炉に供給され、約0.2MPa(ゲージ圧)の圧力下で燃焼される。そこで発生した燃焼ガスは流動炉に供給するための空気予熱器を経て集塵装置に送られ燃焼残渣の灰分が回収される。除塵され高温高压の状態を維持した燃焼ガスは過給機に送られ、ファンを100,000rpmほどに高速回転させて圧縮空気を産する。得られた圧縮空気は流動炉に対して流動床の維持と燃焼に必要な分が空気予熱器を介して送られる。余剰となった圧縮空気は他に有効利用される。過給機を稼動したのちの燃焼ガスは従来の焼却設備と同様に白煙防止予熱器および排煙処理塔を介して大気放出される。

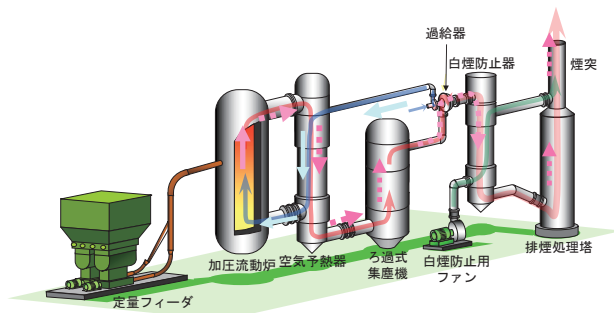


図-5.3 開発技術の設備構成及びフロー

5.4.2 開発技術の特徴

通常よりも圧力が高い場での燃焼は、例えば燃料の炭素と空気中の酸素の接触距離が通常よりも近づき、酸素と炭素の関係が高密度になっている。この効果は大きく2つあり、1つは、燃焼速度が高まることであり、これは安定した燃焼をもたらし、具体には炉の燃焼制御がし易くなる効果がある。他の1つは、高温高压の燃焼ガスが発生することである。これは、開発抽出できるエネルギー量が大きくなることを意味する。具体の効果としては、従来の汚泥焼却では実現できない炉に投入する汚泥中の水分を高温高压蒸気として取り出せることにあり、そのエネルギーを動力に変えられる。

加圧状態の大きさ0.2MPaは、炉構造材の強度を考慮した実用的な耐圧構造と、そこから得られる高温高压ガス

を動力に変換する機器の関係から決定された。動力変換機には過給機が選ばれた。過給機は乗用車から大型船舶用のエンジンまで幅広く採用され、実績ある汎用機器として流通していることから安価に導入、装備できる。

これによる装置上の特徴として次が挙げられ、従来の流動床式よりもコンパクトな燃焼システムとなる。

- ① 炉の容積が従来の1/3となり、更新に際しての配置、施工が容易となる。また、炉表面からの放熱量も少なくなり熱効率が高まる。
- ② 過給機が圧縮空気を生産することから従来装備していた流動ブロワが不要となる。
- ③ 炉から過給機までのラインの内圧が高く維持されているために、従来、円滑な燃焼維持のために装備されていた誘引ファンが不要となる。
- ④ 前述の汚泥中水分が動力として利用できるために、過給機で生産される圧縮空気に炉供給用以外に余剰が生じる。これを他の用途とすることができる。例えば、水処理施設のエアレーションタンクに供給することなどが考えられる。

5.4.3 実証研究

開発技術の性能を検証するために、実証用のプラントを北海道長万部町長万部終末処理場内に設置して、実際の下水の脱水汚泥や各種のバイオマスを用いた燃焼実験を行った。

1) 実証プラントの概要

実証プラントの構成及びフローを図-5.4に示す。また、加圧流動炉本体の概観と過給機を写真-5.1に示す。加圧流動炉は処理能力:180kg-脱水汚泥/hで設計され、大きさは外径:1,200mm(内径:700mm)、高さ:9,200mmである。流動媒体として珪砂5号と4号の混合物が流動部分の初期量として530kg封入された。また、炉内温度をモニターするために、流動用分散管の中心線(0mm)から炉頂方向に温度センサーを砂層温度(1):300mm、砂層温度(2):600mm、砂層温度(3):1,300mm、FB(フリーボード)温度(1):3,000mm、FB温度(2):4,600mm、FB温度(3):6,800mmの6点に装備している。

過給機は、小型船舶用のものを適用した。大きさは外径:約250mm、重量:約10kgほどである。

2) 下水汚泥専焼実験

下水汚泥は高含水で粘性が高いために、加圧炉内への密封投入が容易であり、常に安定した燃焼を示した。一例として、水分:86.1%、強熱減量:87.2%-dry、高位発熱量:20,300kJ/kg-dryの脱水汚泥を用いた燃焼実験における炉内燃焼状況のモニター結果を図-5.5に示す。いずれの指示値も非常に安定したものである。

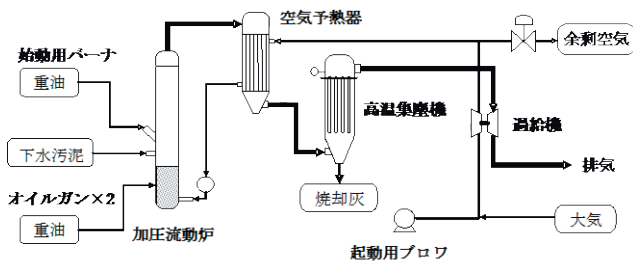
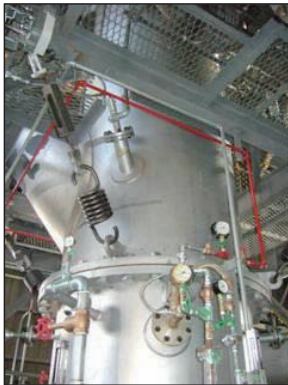


図-5.4 実証プラントの構成及びフロー



(加圧流動炉本体)



(過給機)

写真-5.1 実証プラントの加圧流動炉本体と過給器

実験では低負荷運転や負荷変動運転等を行い、いずれにおいても良好な燃焼成績を示すことを確認した。また、自動立ち上げ運転法についても検討し、効果を確認した。

3) 下水汚泥と草系バイオマスの混焼実験

草系バイオマス(以下、単に「バイオマス」という)は、その形状から投入に際して空隙ができる粗な性状であることから、加圧状態にある炉への投入方法について綿密な検討を必要とした。木質系はチップ化することにより汚泥と馴染み易くなり円滑に投入できるものであったが、草

表-5.4 実施した下水汚泥とバイオマスの混焼実験

日付	バイオマス種類	供給量(kg/h)		混焼DS比 汚泥:バイオマス	焼却時間
		汚泥	バイオマス		
7月4日	枯草	184.2	31.8	0.9 : 1	6h
7月5日	枯草	181.3	14.4	2.1 : 1	6.5h
7月19日	チップ	180.8	27.5	1.5 : 1	7h
7月20日	チップ	185.0	49.5	0.7 : 1	7h
8月23日	チップ	176.3	35.7	1 : 1	24h
9月5日	パーク	181.0	20.9	1.2 : 1	6h
9月6日	刈草	186.4	27.7	1.7 : 1	8h
10月17日	イタドリ	148.6	43.9	1.5 : 1	7h
10月18日	パーク	73.4	28.6	0.5 : 1	7h
11月14日	干草	159.7	28.4	1 : 1	12h
11月29日	チップ	157.8	~73.5	~0.45 : 1	12h

本系は破碎する必要があった。このために加圧流動炉投入に適した破碎機としてカッティングナイフ付ダブルミキシングスクルー式破碎機を選定適用し、良好な投入を確認した。

下水汚泥とバイオマスの混焼実験は表-5.4 に示すケースを実施し、いずれも良好な成績を得た。

4) エネルギー効率

実証プラント実験から得られたデータをもとに、投入エネルギーが圧縮空気の動力エネルギー(圧力エクセルギー)に変わった変換率を求めた結果、高温集塵機以降のプロセスの規模が大きかったために過給機入口温度が低くなったことが起因して、汚泥専焼時で6.9%、バイオマスとの混焼時で5.4%と低い転換率であった。実験データをもとに実用機の平均的な規模である100t-脱水汚泥/日の規模について試算した結果、汚泥専焼時で12.5%、バイオマスとの混焼時で15%の結果が得られた。この約1/4相当が余剰圧縮空気分と試算された。

また、実用規模:100t-脱水汚泥/日における従来の流動床炉の消費電力:355kW に対して開発技術では168kWの削減が可能と試算され、40%以上の省エネルギーが達成できるものと思われた。

5) 排ガス性状

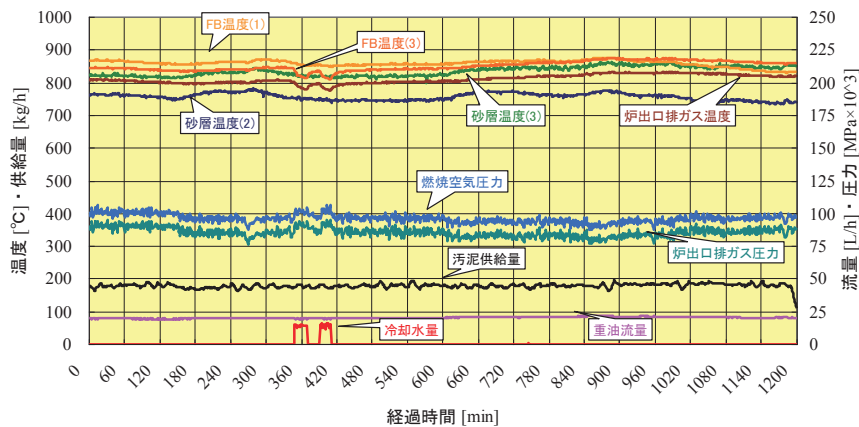


図-5.5 下水汚泥専焼時の炉内燃焼指示値のモニター例

下水汚泥には窒素が多く含まれているために、焼却処理では酸化態窒素の発生が重要視される。特に近年は地球温暖化ガスである N_2O の発生を抑制するための高温燃焼が取り組まれている。

汚泥専焼実験において最も高い温度を示したフリーボード温度(FB 温度(2))と排ガス中の N_2O 濃度の関係を図-5.6 に示す。これらを汚泥中の窒素からの転換率で表すと 0.3~3.0%(gN- N_2O /gN-汚泥)となり、通常の流動床炉に比べて濃度ともに非常に小さい値である。これは、高密度燃焼による速い燃焼速度がもたらす安定した高温領域の形成によるものと考えられる。また、これらの値はバイオマスが混合投入されると更に低減した。他の排ガス規制項目も問題となるような排出はなく、本開発技術は環境負荷の低い燃焼が得られていた。

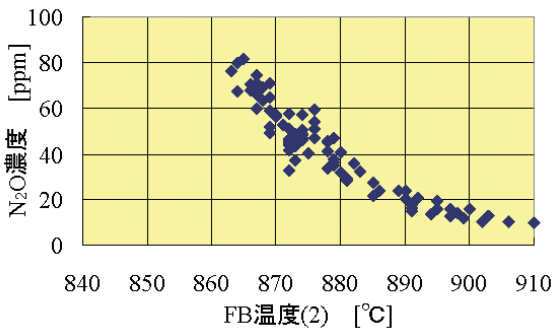


図-5.6 汚泥専焼時のフリーボード温度(FB 温度(2))と排ガス中 N_2O 濃度の関係

5.5 バイオガスエンジンの開発

バイオガスの利用促進に向けて、従来よりも小型かつ廉価なバイオガス発電機を初めとする汎用性の高い動力システムを開発した。本技術の開発は、ライト工業株式会社・株式会社井上政商店との共同研究「消化ガスエンジン動力システムの開発」により実施した⁵⁾。

5.5.1 バイオガス発電機の概要

本共同研究で開発したガスエンジンは、市販のディーゼル発電機(デンヨー社製 DCA-60ESH)を改造し、バイオガスを精製してメタン濃度を高めることなく運転することができるようにしたものである(写真-5.2、表-5.5)。

5.5.2 基礎実験

$CH_4 \cdot CO_2$ 混合ガスを使用して安定した発電が可能となるように、エンジン本体を調整し、土木研究所内で動作確認を行った。燃料として使用したガスは工業用の CH_4 ガスと CO_2 ガスを混合したものを使用した。また、長時間運転の耐久性についても調査を行った。

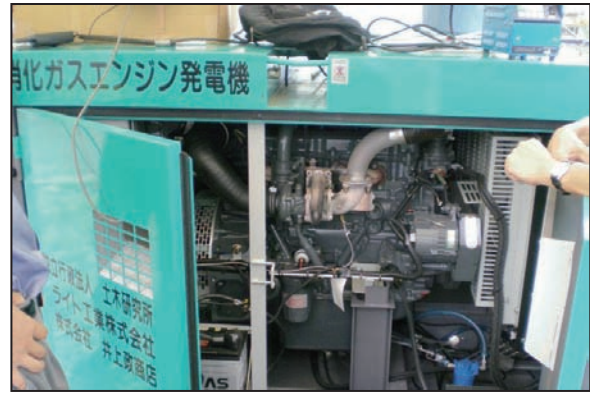


写真-5.2 開発した消化ガスエンジン発電機

表-5.5 DCA-60ESH の基本スペック

型 式		DCA-60ESH			
交流発電機		ディーゼルエンジン			
周 波 数	50Hz	60Hz	名 称	日野W04D-TG	
出力	三相(3線)(4線)	50KVA	60KVA	形 式	直接噴射式・過給器付
	単相(3線)	28.9KVA	34.6KVA	気筒数×内径×行程	4-104mm x 118mm
電 圧	三相(3線)(4線)	200V	220V	総排気量	4,009cc
	単相(3線)	100V/200V	110V/220V	定格出力	57.4KW
電 流		144A	157A	定格回転数	1500/1800 rpm
力 率	三相(3線)(4線)	0.8(遅れ)		燃 料	軽油
	単相(3線)	—		燃料タンク容量	125L
励磁方式		ブラシレス(AVR付)		燃料消費量	50%負荷6.3L/h 75%負荷10.6L/h 50%負荷7.9L/h 75%負荷11.6L/h
極 数		4		冷却水容量	12.2L
単相出力	電 圧	100V	110V	潤滑油量	16.5L
	出 力	7.5KVAx2		バッテリー×個	80D26Rx2
全長×全幅×全高		2050mm x 880mm x 1250mm			
乾燥質量(整備質量)		1,240kg(1,380kg)			
騒 音 値		7mdB(A)	61dB/64dB(無負荷時7m四方方向平均値)		
		LwA dB	92dB(音響パワーレベル) 無負荷定格回転(60Hz時)		
排出ガス対策指定機		第2次排出ガス対策型建設機械			

実験の結果、 CH_4 ガスの濃度が 45 v/v-%でもエンジンが稼動することを確認し、 CH_4 濃度が約 60 v/v-%のバイオガスの燃料利用が十分可能であると判断された。また 24h 間程度の連続運転も可能であることを確認した。

5.5.3 実証実験

1) バイオガス供給圧による稼働実験

バイオガスエンジンを山形県鶴岡市浄化センターに設置し、脱水・脱硫・脱シロキサン処理がなされた同センターのバイオガスを用いて稼働実験を行った。発生しているバイオガス中の平均 CH_4 濃度は 60.3 v/v-%であった。

図-5.7 に供給ガスの元圧と、発電できた最大の電力値を示す。周波数は 50Hz、電圧は 200V である。0.4~0.06MPa までのいずれの元圧条件下でも、エンジンは始動することができた。しかし、元圧が 0.1MPa 未満では、発電のために回転数を高めるとエンジンが停止した。元圧が 0.2MPa 以下では発電電流はガスの供給量によって制限されており、0.3MPa 以上では排気ガ

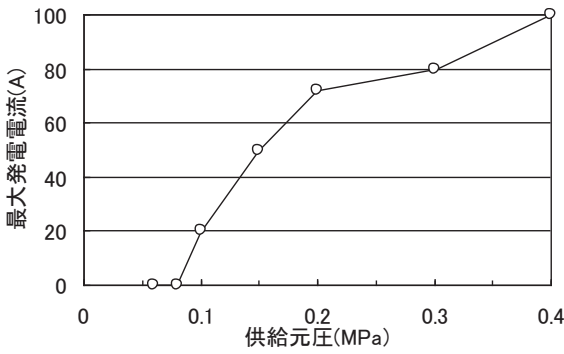


図-5.7 供給ガスの元圧と最大発電電流

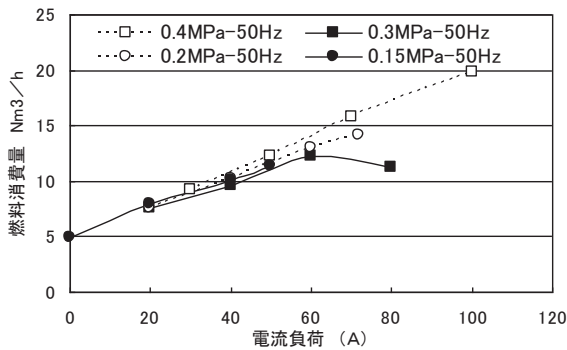


図-5.8 電流負荷と燃料消費量

ス温度の上限値によって制限されていた。

電流負荷と燃料消費量の関係は図-5.8のように一次関数で示される。電流を流していない時でもエンジンの駆動の為に燃料を約 5Nm³/h で消費している。エネルギー効率（消費燃料ガスの熱量に対する発電電力量の比）は、今回の実験では最高で20%を超えていた。

2) 長期連続稼働実験

次の段階として、システムの耐久性を確認するため長期連続稼働実験を実施した。バイオガスエンジンを北海道函館湾浄化センターに設置し、約40日間にわたり同センターで発生しているバイオガス（CH₄濃度：58.3 v/v-%）を用いた稼働実験を行った。燃料ガスはシリカゲル及び活性炭によってガス中の水分及びシロキサンを除去したバイオガスで、0.4 MPaに加圧してエンジンに供給した。ガスエンジンで発電した電力は三相交流の200v-約10Aであり、浄化センター内の消化槽に設置された排風機(1.5kw)・送風機(2.2kw)の電源として使用した。

人為的な要因を除くと、安定して電力を供給することができており、電圧、周波数も安定している(図-5.9、5.10)。本実験での発電効率は、供給電流が10Aと定格発電量と比べて少ないため、3%程度であった。

一方、2秒毎の変動を見ると、運転安定時においても電圧は232.3~173.1Vで変動しており(図-5.11、

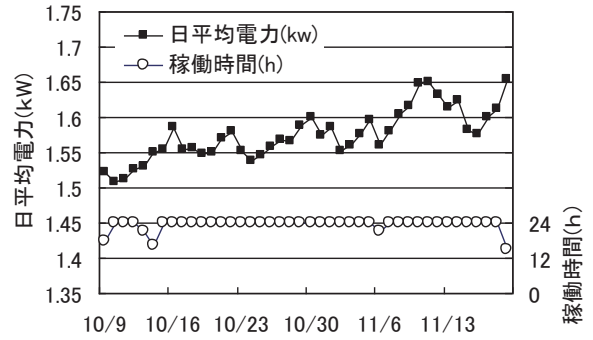


図-5.9 日平均供給電力の推移と稼働時間

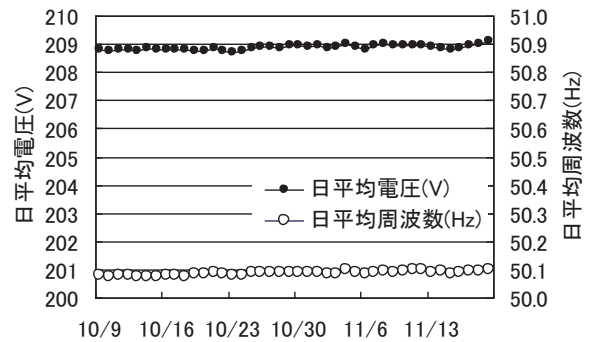


図-5.10 日平均電圧と周波数の推移

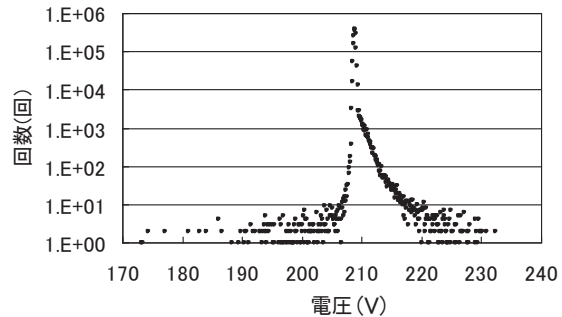


図-5.11 実験期間中に観測された全電圧の頻度分

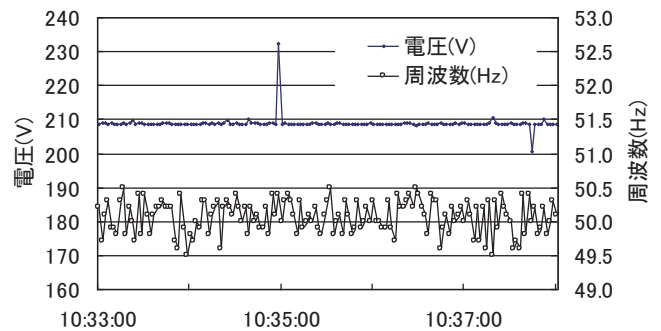


図-5.12 2秒毎の電圧・周波数の変動の一例
11/2(電圧最高値観測時前後)

5.12)、これは「電力品質確保に係る系統連系技術要件ガイドライン」⁶⁾に示されている202±20Vの基準値の幅を超えていることから、系統連系のためにはインバーターによる整流が必要であることがわかった。

5.6 緑化基盤用ピートモス代替開発品の現地適用評価

これまでに土木研究所では、東興建設株式会社、日本植生株式会社、ライト工業株式会社との共同研究により、木質系廃棄物に蒸煮爆砕処理を施すことによりピートモスの代替材料として法面緑化資材へ利用する工法（以下、「本工法」という）を開発してきた⁷⁾。本工法を、道路建設工事の法面に適用し、本工法の施工性、植生基盤の耐久性、植物の生育性を調査した。

5.6.1 施工方法

調査にあたっては、裸地状態での生育基盤の耐久性を確認するため、植物が生長するまでに時間が十分と取れるよう、しばらくは発芽が少ないと考えられる10月下旬頃に施工することとした。施工場所は、道路建設工事の南西向き勾配1:1.2の法面100m²とし、金網設置後、植生基盤の吹き付けを行うこととした。吹き付け材の配合条件は、過去の実験⁷⁾を参考に、表-5.6のとおりとした。蒸煮爆砕物は、嘉瀬川ダム建設工事に伴って生じたイヌシデ、シイ・カシ類、クロキ、ヤマハゼ、クヌギ、コナラ、スギ等の抜根材を破砕機で5cm程度に破砕したチップに、2.5MPaの蒸気によって3分間蒸煮後、爆砕した。吹付厚さは5cmとした。

表-5.6 生育基盤材の配合条件(仕上がり1m³あたり)

材料	蒸煮爆砕物	パーク堆肥	肥料	接合剤	中和剤	種子
単位	L	L	L	kg	kg	-
配合量	850	850	170	0.85	0.85	有り

5.6.2 追跡調査方法

施工後の追跡調査として生育基盤材の理化学試験および生育した植生を調査した。生育基盤材の理化学試験では、pH、水分含有率、電気伝導率、C/N比、水溶性有機酸(酢酸、プロピオン酸)、土壌硬度指数を測定した。pH、水分含有率、電気伝導率、C/N比は、肥料分析法⁸⁾に従った。水溶性酢酸は、植生基盤材25g(湿潤重量)に超純水500mLを加え、20℃の恒温室にて120rpmで1時間浸漬し、メンブレンフィルター(孔径0.2μm)によるろ過を行い、ろ液をイオンクロマトグラフ(IC20 Ion Chromatograph, Dionex Corporation)により測定した。生育した植生については、品種、本数、高さ、緑被率を調査した。調査は、平成20年10月28日(施工直後)、平成20年11月28日(31日経過)、平成21年1月29日(92日経過)に実施した。



写真-5.3 蒸煮爆砕処理物



写真-5.4 施工時の状況



写真-5.5 施工完了時の状況

5.6.3 施工結果

施工時の状況および施工完了時の状況を写真-5.4、5.5に示す。吹き付け作業については、作業者によると、生育基盤材が比較的細かく均質であるため、ムラがでにくく、作業性は良かったとのことであった。また、今回使用したノズル径では植生基盤材がノズルに詰まることなく作業できた。

5.6.4 追跡調査結果

生育基盤の組成の分析結果を表-5.7に示す。92日目の調査時には、雨天であったため、水分含有率は高か

った。有機酸は、酢酸とプロピオン酸が検出された。酢酸およびプロピオン酸は、31日目には、減少していた。酢酸をはじめとする有機酸は低分子であるため、屋外においては微生物によって分解が進行する⁹⁾ためと思われる。また、pHは、蒸煮爆砕物単独では3程度となるが、中和剤をはじめとする資材と混合した生育基盤材の吹き付け時のpHは、5.7であった。31日経過時では、ややアルカリ性となった。高濃度の有機酸や低pHは、植物の生育を阻害するが、吹き付け後、時間を経ることによって、生育に適した条件に近づいたと言える。また、本生育基盤材の物性は、未分解チップを主原料とした生育基盤材と比較して、やわらかく、保水性が高く、植物の生育に適した性質を示した。

生育基盤材の発芽密度の結果を表-5.8に示す。31日目の調査時には種子からの発芽が確認された。メドハギやクリーピングレッドフェスクは、31~92日目の間に凍上によって枯死したものと考えられる。

期間中の降雨によって生育基盤材が大きく流出することは無く、耐久性に問題は見られなかった。施工区では凍上が起きることもあったが、生育基盤材の外見に大きな影響は見られなかった。法面緑化は植物の生育により、法面の安定と土壌の侵食防止効果を期待しているが、植物がまばらで侵食防止効果を有するまで生長していない状態が5ヶ月程度と、比較的長期間であっても、耐侵食性を有していることが示された。

表-5.7 生育基盤材の理化学性と経時変化

分析項目	単位	0日目	31日目	92日目
pH	(-)	5.7	7.7	7.5
水分含有率	(%)	58	46	68
電気導率	(mS/cm)	3.1	0.75	0.76
C/N比	(-)	48	42	43
酢酸	(mg/L)	1690	37	42
プロピオン酸	(mg/L)	30.1	0.6	1.8

表-5.8 生育基盤材の発芽密度

種	単位	0日目	31日目	92日目
メドハギ	(本/m ²)	0	10	0
ヨモギ	(本/m ²)	0	0	0
イタドリ	(本/m ²)	0	0	0
ススキ	(本/m ²)	0	0	0
クリーピングレッドフェスク	(本/m ²)	0	1	3

5.7 まとめ

バイオマスインベントリーシステム整備により、以下の成果を得た。

- 1) 公共緑地・樹木の植物について、83種98試料の水分、強熱減量、高位発熱量及び各元素組成を明らかにした。
- 2) 国土交通省管轄の地域別緑地・樹木管理量および平成19年度の維持管理作業に伴う発生バイオマスの実態を明らかにした。
- 3) 草木系バイオマス145試料の乾燥重量あたりの高位発熱量は、最大値は20,390kJ/kgであり、最小値は12,220kJ/kgであり、相加平均値は17,315kJ/kgであった。
- 4) 国土交通省管轄の緑地・樹木管理から発生する除草物および剪定物のエネルギー賦存量は、3.1PJ/year、0.17PJ/yearと推算された。除草物と剪定物の合計では、3.3PJ/year (=3.3×10¹⁵J/year)と推算された。この熱量は、A重油8.5×10⁷Lに相当した。

微量有害物質の試験方法の開発により、以下の成果を得た。

- 1) 公共緑地管理から発生するバイオマスである刈草中に含まれる可能性のある微量有害物質(殺菌剤等農薬)のLCMS/MS・GC/MSによる試験方法を開発した。
- 2) 実試料中からは殺菌剤等農薬は検出されなかった。
- 3) シマミミズを用いた生物暴露試験により、バイオマスを堆肥化した場合に含まれる可能性のある微量有害物質について土壌生物への影響を考慮した試験方法を開発した。

エネルギー変換技術の開発により、以下の成果を得た。

- 1) 開発技術は燃焼排ガスによって過給機を駆動して得られる圧縮空気を燃焼空気として炉に供給する、加圧流動炉と過給機を組み合わせたシステムであるが、このシステムが問題なく稼働することを確認した。
- 2) 下水汚泥専焼、下水汚泥とバイオマスとの混焼においても、各部温度や圧力に大きな変動はなく、安定運転が行えた。
- 3) 開発技術では、排ガス中のN₂O発生が大幅に抑制され、他の排ガス項目についても問題なく、従来炉にない環境負荷の低い燃焼が行えた。
- 4) 平均的な実用規模:100t/日における圧縮空気生産のためのエネルギー変換効率は12~15%と見積もられた。

バイオガスエンジンの開発により、以下の成果を得た。

- 1) バイオガスの利用促進のため、市販のディーゼルエ

ンジン改造した汎用性の高い廉価な動力システムを開発した。

- 2) 開発システムは、バイオガスの精製無しで運転が可能で、エネルギー効率は最高で20%を超えていた。
- 3) 40日間にわたる連続稼働試験では人為的要因の影響を除き、運転は安定していた。
- 4) 運転安定時でも電圧の変動幅が大きいため、系統連系にはインバーターによる整流が必要である。

緑化基盤用ピートモス代替開発品の現地適用評価により、以下の成果を得た。

- 1) 蒸煮爆砕の処理を行った木質廃棄物による緑化基盤用ピートモス代替品を開発し、道路法面への試験施行を行った。
- 2) 生育基盤材が比較的細かく均質であるため、ムラがでにくく、作業性は良好だった。
- 3) 生育基盤材の理化学性は、吹き付け後、時間の経過とともに植物の生育に適した条件に近づいた。
- 4) 31日目の調査時には種子からの発芽が確認された。
- 5) 植物がまばらで侵食防止効果を有するまで、凍上や降雪があったが、生育基盤材に支障は見られなかった。

謝辞

本研究のうち、エネルギー変換技術の開発およびバイオマスインベントリーシステムの整備の一部は、独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)と三機工業株式会社、月島機械株式会社、独立行政法人土木研究所並びに独立行政法人産業技術総合研究所による共同研究「都市バイオマス収集システムを活用するためのエネルギー転換要素技術開発」により実施した。実証プラントにおける試験は、北海道庁と長万部町の多大な支援と協力を得て実施した。

国土交通省及び内閣府沖縄総合事務局管轄事務所の緑地・樹木の除草・剪定の実施状況調査は、国土交通省総合政策局事業総括調整官室と共同で実施した。

バイオガスエンジンの実証実験には、鶴岡市並びに北海道庁、北海道函館土木現業所、函館湾流域下水道事務組合の関係各位に協力頂いた。

緑化基盤用ピートモス代替開発品の現地適用評価の施工にあたっては、嘉瀬川ダム工事事務所より協力を得るとともに、追跡調査にあたっては、共同研究者である日本植生株式会社、ライト工業株式会社より協力を得た。

ここに記して謝意を表する次第である。

参考文献

- 1) バイオマス・ニッポン総合戦略、平成18年3月31日閣議決定
- 2) 独立行政法人土木研究所、平成20年度 土木研究所成果報告書、公共事業由来バイオマスの資源化・利用技術に関する研究、<http://www.pwri.go.jp/jpn/seika/pdf/report-seika/2008-1-2-5.pdf>
- 3) 経済産業省資源エネルギー庁・総合エネルギー統計検討会事務局、2005年度以降適用する標準発熱量の検討結果と改訂値について、平成19年5月。
- 4) 山本隆文、小関多賀美、落修一、村上高広、下水汚泥とバイオマスの加圧流動燃焼によるエネルギー回収、日本エネルギー学会・三部会合同シンポジウム講演集、pp.15~20、2007。
- 5) 宮本豊尚、岡本誠一郎、落修一、バイオガスエンジン発電システムの開発、土木技術資料、第51巻、第1号、pp.59、2009。
- 6) 資源エネルギー庁、電力品質確保に係る系統連系技術要件ガイドライン、平成16年10月。
- 7) 牧 孝憲、高橋 徳、舛田 智江、根本 健児、落修一、木質爆砕物の法面緑化資材としての利用、土木学会論文集G、Vol. 62、No. 2、pp.220-228、2006。
- 8) 農林水産省農業環境技術研究所、肥料分析法(1992年版)、財団法人日本肥料検定協会発行、1992。
- 9) 河田弘、バーク(樹皮)堆肥 製造・利用の理論と実際、博友社発行、1981。

6. 結論

循環型社会構築のため、建設事業内でのリサイクル推進のほか、他産業リサイクル材料の建設分野での利用、国土交通省所管事業から発生するバイオマスの利用が求められている。これら利用の促進のためには、安心して使えるリサイクル材料の評価、利用技術の確立が必要である。本重点プロジェクト研究では、建設分野のリサイクル技術のうち、他産業リサイクル材料利用の評価手法、舗装分野のリサイクル技術、および、公共事業由来バイオマスの資源化技術を対象として、開発等に関する研究を行った。

「他産業リサイクル材料の有効利用技術」に関しては、2006年出版の「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル（第一版）」の改訂作業を行い、発生量等データの最新版への更新、新たな用途、品質、設計法、留意点などの追加を行うとともに、発泡廃ガラス等のリサイクルを事例として、LCA（ライフサイクルアセスメント）、LCC（ライフサイクルコスト）による評価を追加した。最終的に、「建設工事における他産業リサイクル材料利用技術マニュアル（第二版）」（素案）として取りまとめた。

「溶融スラグ等の舗装への適用性評価」に関しては、LCAを取り入れた環境負荷、コスト、環境安全性についての評価法を提示し、溶融スラグ等を舗装に利用した場合の環境負荷やコストの評価を行った。また、溶融スラグ等の利用による路面性状や耐久性等の変化を明らかにするとともに、繰り返し再生利用における混入率増加に関する留意事項を示した。

「劣化アスファルト舗装の再生利用」に関しては、圧裂係数と再生混合物から回収したアスファルトの針入度には高い相関があることを見出し、圧裂試験により再生アスファルトの品質評価が可能であること、また、圧裂係数により再生用添加剤の添加量や再生アスファルト量を決定することが可能であることを示した。また、繰り返し再生における動的安定度の低下傾向やアスファルト性質の変化等を明らかにし、再生骨材配合率や再生用添加剤の評価に関する留意事項を示した。この他、再生排水性舗装についての追跡調査から、施工後3~4年目までは耐久性に問題が生じていないことを示した。

「公共事業由来バイオマスの資源化・利用技術」に関しては、国土交通省管轄の緑地・樹木管理から発生する除草物および剪定物のエネルギー賦存量を明らかにするとともに、含有可能性のある微量有害物質の評価を行っ

た。また、エネルギー変換技術として、下水汚泥加圧流動炉と過給機を組み合わせたシステムや汎用性の高いバイオガスエンジンを開発し、その安定性や環境負荷低減効果、エネルギー変換効率等を確認した。この他、緑化基盤用ピートモス代替品として蒸煮爆砕処理した木質廃棄物を開発し、道路法面への試験施行によりその性能を確認した。

独立行政法人土木研究所

沿革

大正 10 年（1921）5 月 内務省土木局道路材料試験所 設置
大正 11 年（1922）9 月 内務省土木研究所 創立
昭和 23 年（1948）1 月 総理府建設院第一技術研究所と改称
昭和 23 年（1948）7 月 建設省土木研究所と改称
平成 13 年（2001）1 月 国土交通省土木研究所と改称
平成 13 年（2001）4 月 独立行政法人土木研究所 発足

土木研究所報告

編集委員長：研究調整監

編集委員：地質監 企画部長 技術推進本部長

研究企画課長 業務課長

事務局：企画部研究企画課研究評価・国際室

土木研究所報告は、大正 14 年（1925）3 月以来、土木研究所が発行する報告論文誌であった。

平成 13 年（2001）4 月、土木研究所を引き継ぐ形で独立行政法人土木研究所が設立され、同時に、本刊行物も独立行政法人土木研究所に引き継がれることになった。

なお、土木研究所の発行による土木研究所報告は、No.198 をもって終了している。

新しく独立行政法人土木研究所が発行する土木研究所報告は、報告論文誌であった従来から性質を改め、論文集として、定期的に発行を行うことになった。

土木研究所報告

第 221 号

平成 26 年 11 月 発行

編集兼

発行者 独立行政法人土木研究所

〒305-8516 茨城県つくば市南原 1-6



PWRI 土木研究所報告

Research Report of PWRI No. 221 November 2014

編集・発行 — © 独立行政法人土木研究所

■ 本資料の転載・複写の問い合わせ

〒305-8516 茨城県つくば市南原1番地6

1-6, Minamihara, Tsukuba-shi, Ibaraki-ken, 305-8516 Japan

独立行政法人土木研究所 企画部研究企画課研究評価・国際室

Incorporated Administrative Agency

Public Works Research Institute

Planning and Research Administration Department

Planning and Management Division

Research Evaluation and International Section

TEL 029-879-6700(代)

URL <http://www.pwri.go.jp/>

e-mail www@pwri.go.jp