

化学物質の暴露リスク評価の考え方を使った海面処分場整備の実現可能性とその意義

H30年11月

日本沿岸域学会

沿岸域における災害廃棄物処理手法に関する研究グループ

被害が広域に及ぶ大規模災害発生時における災害廃棄物の対策をどうするか，は社会にとって重要な課題である．災害廃棄物は災害の規模等によって様々な規模・態様で発生するものであり，それらに対して柔軟かつ的確に対応していかなければならない．そうした状況にあるものの，平常時の延長だけでは対応が困難になる大規模な災害において迅速かつ適切に災害廃棄物を処理する手法の検討はあまり行われていない．

そうした状況への沿岸域を対象とした対応の一つとして，既存の港湾整備の事業スキームを活用して災害廃棄物を迅速に処理し，同時にそれによる環境影響を問題のない水準に抑える方法を検討するため，沿岸域学会に沿岸域における災害廃棄物処理手法に関する研究グループを設置し，検討を行った．本報告書は，以下のメンバーによる検討と議論をもとに，研究グループの活動の一環として取りまとめたものである．

鈴木武	国土技術政策総合研究所 沿岸海洋・防災研究部
関本恒浩	五洋建設株式会社 技術研究所
田中裕一	五洋建設株式会社 環境事業部
青野利夫	東亜建設工業株式会社 技術研究開発センター
田谷全康	東亜建設工業株式会社 エンジニアリング事業部
早川淳	東亜建設工業株式会社 エンジニアリング事業部
藤原隆一	東洋建設株式会社 鳴尾研究所
山崎智弘	東洋建設株式会社 鳴尾研究所
井口謙史朗	若築建設株式会社 技術研究所
木俣陽一	若築建設株式会社 土木部

※所属は研究会活動中のものである．

## 目次

1. はじめに .....	1
2. 化学物質の暴露リスク評価の一般的な考え方 .....	2
2.1 リスクとは <sup>2.1)</sup> .....	2
(1) リスクの大きさ .....	2
(2) 懸念されるリスク .....	2
2.2 リスクアセスメントとは .....	2
2.3 リスク評価実施のメリット .....	3
(1) 暴露リスク評価による効率的な物質管理 .....	3
(2) 関係者とのリスクコミュニケーションの促進 .....	3
2.4 暴露リスク評価を行う際の留意事項 .....	3
(1) シナリオの設定 .....	3
(2) 毒性情報の収集 <sup>2.3), 2.4)</sup> .....	4
(3) 水質基準の見直しにおける検討概要 <sup>2.6)</sup> .....	5
(4) 環境中での物質の挙動 <sup>2.1), 2.7)</sup> .....	6
(5) リスクの判定法 .....	9
3. 海面処分場が持つ優れた特性 .....	10
3.1 海面処分場の費用低減 .....	11
(1) スケールメリット .....	11
(2) 建設数量の低減：港湾特性の利用 .....	11
(3) 施工稼働率を上げる：施工性の高いサイトの選定 .....	12
(4) 跡地利用も含めたコスト低減 .....	12
3.2 海面処分場の工期短縮 .....	13
(1) 手続期間の短縮策 .....	13
(2) 工事期間の短縮策：建設数量の低減 .....	13
(3) 施工性の向上 .....	13
3.3 留意点 .....	13
3.4 比較優位性 .....	14
(1) アクセス性 .....	14
(2) 建設用地の収用 .....	14
(3) 土対法の対象外 .....	14
(4) 潜在的ばく露リスク（飲用水経由） .....	14
4. 海面処分場に関する水質・土壌の環境規制値の現状と課題 .....	16
4.1 水質関連基準の関連性 .....	16
4.2 海面処分場における規制 .....	17
(1) 排水の規制 .....	17
(2) 廃棄物の判定基準 .....	17
4.3 水質規制値から見た海面処分場での暴露リスク .....	18
4.4 水底土砂の埋立に係る問題 .....	18
5. 海面処分場の点検と大規模な流出が発生した場合の対応 .....	21

5.1 点検方法.....	21
(1) 点検の時期・頻度と項目.....	21
(2) 損傷箇所の把握.....	22
(3) 水位観測による流出水量の把握.....	23
(4) 採水モニタリングによる水質の把握.....	25
5.2 補修・復旧方法.....	26
(1) 二重遮水シートによる護岸.....	27
(2) 二重鋼矢板護岸.....	28
(3) ハイブリッドケーソン護岸.....	29
5.3 まとめ.....	30
6. 暴露リスク評価を使った海面処分場技術の評価.....	32
6.1 暴露リスク評価の体系の基本的な考え方.....	32
(1) 海面処分場と周辺環境のモデル化と解析.....	32
(2) 対象物質.....	41
(3) 暴露シナリオ.....	43
(4) 評価基準.....	44
(5) 評価条件と評価結果.....	45
6.2 暴露リスク評価によって得られる利益.....	50
6.3 暴露シナリオの設定と評価.....	51
6.4 まとめ.....	51
7. 海面処分場の暴露リスク評価に関する補足検討.....	55
7.1 用語の整理.....	55
7.2 遮水層内の流れと物質輸送の分析.....	56
(1) 計算の条件の設定.....	56
(2) 計算ケース.....	58
(3) 計算の結果と考察.....	58
7.3 降水による処分場内水位の変動.....	63
(1) モデルの構成.....	63
(2) 計算ケースの設定.....	65
(3) 計算の結果と考察.....	65
8. まとめ.....	68

## 1. はじめに

海面処分場は、生活・経済活動や自然災害等によって発生する廃棄物を安全に処分するために建設される。廃棄物はさまざまな物質を含むため、それらの物質が環境中に出て人や社会に悪い影響を及ぼさないよう、管理型処分場は周囲に護岸や遮水工などが設けられる。

管理型海面処分場の遮水性能は基本的に陸上処分場の考え方をもとに規制されている。陸上処分場の場合、最も厳しい条件になるのは、主として、場内物質が処分場から地下水に移行し、その地下水が飲水されることによる人の健康への影響である。それに対して海面処分場は海域への設置であるため、地下水経由の健康影響を考慮する必要がある場合は基本的に考えられない。そのため管理型海面処分場については、その遮水性能に対する規制を一部緩和しても安全性を確保できる可能性がある。

そこで、管理型海面処分場内の物質が場外に出て人の健康や生活・産業に影響を与えるリスクの評価について、関連する情報を収集して整理するとともに、処分場が海域への設置であることや投入廃棄物の性格を考慮して、処分場の点検・補修や化学物質の暴露リスク評価の方法論等について調査、検討、整理、分析および考察を行った。

## 2. 化学物質の暴露リスク評価の一般的な考え方

化学物質の環境放出に対する暴露リスク評価の一般的な考え方（目的・体系・現状の課題等）を、化学物質管理の分野を参考にして整理した。

化学物質の環境放出によるリスクの評価が、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下、化審法）<sup>2.2)</sup>などにもとづく行政分野において既に行われている状況にあるため、これに関連する情報を参考にした。

化審法は、人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息・生育に支障を及ぼすおそれがある化学物質による環境の汚染を防止することを目的とする法律で、大きく分けて次の三つの部分から構成されている。

- ① 新規化学物質の事前審査
  - ・新たに製造・輸入される化学物質に対する事前審査制度
- ② 上市後の化学物質の継続的な管理措置
  - ・製造・輸入数量の把握（事後届出）、有害性情報の報告等に基づくリスク評価
- ③ 化学物質の性状等（分解性、蓄積性、毒性、環境中での残留状況）に応じた規制及び措置
  - ・性状に応じて「第一種特定化学物質」等に指定
  - ・製造・輸入数量の把握、有害性調査指示、製造・輸入許可、使用制限等

### 2.1 リスクとは<sup>2.1)</sup>

#### (1) リスクの大きさ

「物質によるリスク」は、ある物質が『ヒトの健康』や『環境中の生物』へ望ましくない影響を与える可能性をいう。リスクの大きさは、図 2.1 に示すように化学物質の「有害性」の強さと「暴露」の量で評価され、有害性が強でも暴露量が少なければ小、逆に有害性が弱でも暴露量が多ければ大となる。

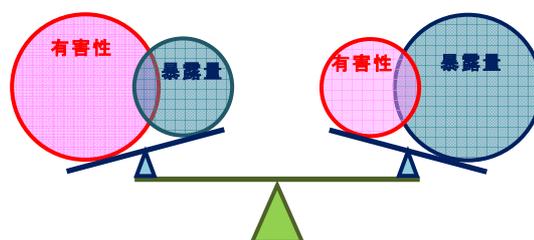


図 2.1 リスクの大きさの比較

#### (2) 懸念されるリスク

事業所から環境中（大気、水など）に放出される物質によって、人の健康および環境中の生物に懸念されるリスクとしては、表 2.1 に示すリスクがある。製品経由のリスクは、主に製造業からの発生となるが、建設業においても塗装材などに含まれる溶剤が発生源と成る可能性があるので注意を要する。

表 2.1 懸念されるリスク

懸念されるリスク	概要
作業員へのリスク	作業員が、扱う物質を吸い込んだり、触れたりすることで、作業員の健康に影響が生じる
環境経由のリスク	環境中（大気や水など）への排出物質が起因し、周辺環境のヒトや生物の健康に影響が生じる
製品経由のリスク	製品に含まれる物質によって、ヒト（消費者等）の健康および環境中の生物に影響が生じる
事故のリスク	火災などの事故によって、設備などのモノおよびヒトの健康や環境中の生物に影響が生じる

### 2.2 リスクアセスメントとは

リスクアセスメントとは、リスクの大きさを評価し、そのリスクが許容できるか否かを決定する全体的なプロセスをいう。具体的には、リスク分析により明確化されたリスク因子（危険を引き起こすかもしれない要因）に基づき、つぎの手順で実施する。

- ① リスク因子により、どのような悪影響を及ぼしうるかの評価

- ② 対処すべきリスク因子の優先順位を決定
- ③ リスク対処のコストパフォーマンスを、影響度も絡めて分析評価し、再検討

## 2.3 リスク評価実施のメリット

事業者が、化学物質の暴露リスク評価を実施する利点としては、『環境リスク評価による効率的な物質管理』および『関係者とのリスクコミュニケーションの促進』が挙げられる。

### (1) 暴露リスク評価による効率的な物質管理

物質による周辺環境へのリスクは、環境中への排出量の削減により低減されるが、全ての物質の排出量の削減は難しく、対策はリスクの大きいものからの検討となる。また、代替品の利用は新たなリスクを産む場合もあり、リスク低減の観点からは効率的な方法とはならない。

化学物質の暴露リスク評価を行うことにより、つぎの①～④などが分かり、効果的かつ効率的なリスク低減が可能になる。

- ① 現状の環境リスク発生状況
- ② 対策を優先すべき物質の選定
- ③ リスク軽減に繋がる排出の削減量
- ④ 代替品の採用によるリスク低減量

### (2) 関係者とのリスクコミュニケーションの促進

リスク評価の結果を活用することで以下の効果が期待できる。

- ① リスク評価の結果の開示は、住民などの関係者との情報共有に利用できる。
- ② リスク評価に基づいた物質管理は、周辺住民との信頼関係の構築や強化にも繋がる。

## 2.4 暴露リスク評価を行う際の留意事項

### (1) シナリオの設定

#### (a) 暴露経路、影響対象

汚染物質による暴露は、暴露媒体を介して環境中の生物に至る。このため、汚染物質の環境中での挙動は、表 2.2 に示すように排出物質の物理化学性状を考える必要がある。

#### (b) 物質の環境中への排出

物質は、製造・使用中（事業所、家庭、車等の移動発生源）に環境中に排出される。また、廃棄段階に高い濃度の排出となる可能性がある。物質は多岐に亘り利用され、大気、水、土壌を介して暴露する。

- ① 大気経路：大気中に揮散した物質は、吸入が主な経路となる。
- ② 水経路：水域に排出された物質は、水や水産物の摂取が主な経路となる。
- ③ 土壌経路：土壌へ移行した物質は、身体付着、誤食や農作物の摂取が主な経路となる。

表 2.2 物質の環境中での挙動

物理化学性状	指標	移動形態
蒸気圧	揮発性	気体で大気に拡散
水溶解度	浸出水・保有水への溶解性	溶液で水域に移動
土壌吸着係数	土粒子(細粒分)への吸着性	粉塵として飛散
オクタノール/水分分配係数	生物の脂質への蓄積性	生物を介して移動

表 2.3 毒性を評価する濃度

濃度	概要
LD <sub>50</sub> 半数致死量	一群の半分(50%)を殺す物質質量
ED <sub>50</sub> 半数作用量	一群の半分(50%)に対して有害作用を引き起こさせる化学物質質量
LOAEL 最小毒性量	調べた中で害の出た最小の値 LOAEL > NOAEL
NOAEL 最大無毒性量	いかなる有害作用が無発生の最大投与量調べた中で害の出なかった最大の値
ADI 一日許容摂取量	食品中のある特定物質を一生摂取し続けても影響ない一日当たりの量
TDI 一日耐容摂取量	意図せず汚染物質などを一生摂取し続けても影響ない一日当たりの量
VSD 実質安全量	毒性に閾値がない場合、他の事象のリスクより影響が少なくなる量

(2) 毒性情報の収集 <sup>2.3), 2.4)</sup>

(a) 毒性を評価する濃度

毒性を評価する濃度には、表 2.3 に示すように死に至る濃度や影響を与えない最低濃度などがあり、評価の条件により用いる濃度が異なる。

リスクアセスメントでは、表 2.4 に示すように閾値がある物質には ADI, TDI が、閾値がない物質には VSD が評価指標として用いられている。なお、これらの指標は、NOAEL (または LOAEL) や LED を不確実性係数で除して設定される (図 2.2 参照)。

表 2.4 リスクアセスメントにおける評価指標

リスクアセスメントにおける評価指標	主な評価機関	①算出の 起点 (POD)	②付加係数	算出法	閾値あり		閾値無し
					非発がん	発がん(毒性) 非遺伝	遺伝
ADI:1日摂取許容量	・JECFA ・EFSA(欧) ・食品安全委員会	・NOAEL	安全係数 (SF)	①÷②	○	○	×
TDI: 耐容1日摂取量			不確実係数 (UF)		○	○	×
VSD: 実質安全量	・WHO ・US.FDA(米) ・US.EPA(米)	・LED ・BMDL	PODからゼロ点への直線に発がんレベルを当てはめた値。		×	△	○
TTC: 毒性学的懸念の閾値	・JECFA ・US.FDA(米) ・食品安全委員会	毒性が既知の物質との対比で推定した値		○ (毒性データが不十分な場合)			
UL: 許容上限摂取量	・厚生労働省 ・食品安全委員会	・NOAEL ・LOAEL	不確実係数 (UF)	①÷②	○	-	-

※水道水質基準は、平成4年度にWHOの飲料水ガイドライン沿い、VSDを採用。

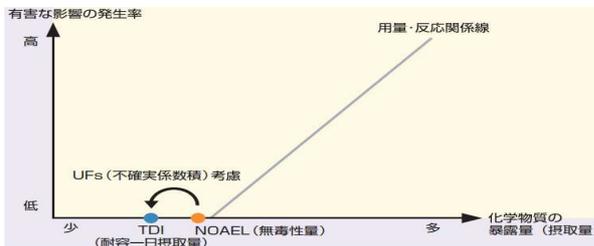
JECFA: 国連の食糧農業機関(FAO)と世界保健機関(WHO)の合同食品添加物専門家会議

BMD: 毒性発現頻度と摂取量の相関性に数理モデルを適用して算出される所定の毒性発現頻度での摂取量。

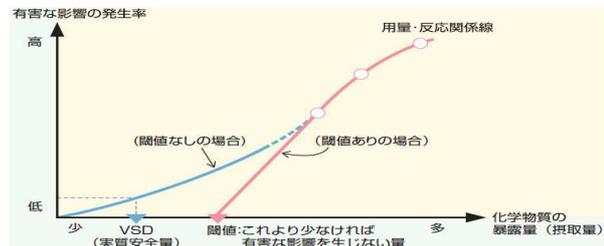
LED: 発がんリスクをエンドポイントとした場合の信頼限界下限(通常は95%信頼限界を使用)用量。

BMDL: BMDの安全側の信頼限界値をいう。

LOAEL: 最小毒性量



(a) NOAEL と TDI の関係



(b) 10 万分の 1 発生率と VSD の関係

図 2.2 毒性を評価する濃度 <sup>2.3)</sup>

(b) 閾値がある場合の評価基準濃度

動物実験などで閾値が求められた物質に対しては、表 2.5 に示す不確実係数を採用して評価基準濃度が設定される。しかし、この値が大きいくほど、その有害性評価の信頼性が低いといえ、本来懸念されないリスクを「あり」と判定する可能性が生じる。このため、リスク評価結果を慎重に扱う必要がある。

(c) 閾値がない場合の評価基準濃度

発がん性物質はたとえ少量でも、がんの発生の可能性を否定出来ない。発がん

表 2.5 不確実性の要因と不確実係数

・種差	10 (動物試験データに基づく場合) 1 (ヒトのデータに基づく場合)
・個人差	10
・LOAEL(最小毒性量)の使用	10 (LOAELからNOAELに換算している場合) 1 (NOAEL使用時)
・試験期間(短期間の試験データを使用し たとき)	10 (1か月の試験期間) 5 (3か月の試験期間) 2 (6か月の試験期間) 1 (6か月以上の試験期間)
・修正係数	試験及び試験データの信頼性により評価者の判断で追加する係数。追加が無ければ1に設定。 ・暴露経路の違い ・信頼性(GLP <sup>※</sup> の要件を満たすか)
等..	

※ GLP (Good Laboratory Practice) : GLP制度は、試験施設ごとに運営管理、試験設備、試験計画、内部監査体制、信頼性保証体制、試験結果などをチェックし、試験成績の信頼性の確保を図るもので、3年ごとに確認更新が必要。

性物質に対しては、動物実験で「発がん確率の10万～100万分之一」の値を求め、この確率から決まる化学物質量をVSD(実質安全量)としている。この値は、「安全」と「危険」との線引きラインでなく、対策の効果の指標として用いられる。

化学物質などによる損失余命を図2.3に示す。図より、喫煙や自殺などによる損失余命が多く、喫煙は化学物質(ホルムアルデヒド)の200倍多いことがわかる。

なお、VSDの設定で多く用いられている死亡率 $10^{-5}$ から損失余命を求めると0.047日(キシレンとDDTのほぼ中間)となる(2004年の統計値の損失余命と死亡率から回帰式(損失余命=3370×死亡率 $^{0.966}$ )を求めて算出した)。

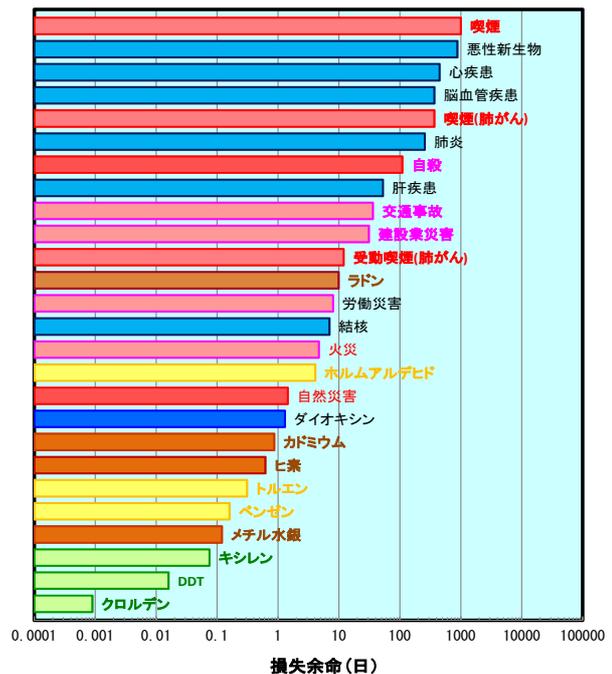


図 2.3 化学物質などによる損失余命<sup>2.5)</sup>

#### (d) 各種制度のVSDの許容リスクレベル

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

各種制度のVSD(実質安全量)の許容リスクレベルは、表2.6に示すように平成4年の「水道水質」が最初であり、「今後の有害汚染物質対策のあり方について」の答申により逐次追加されている。

表 2.6 各種制度のVSDの許容リスクレベル

法規等	概要	生涯リスクレベル
「水道水質に関する基準のあり方について」(平成4年12月)	世界保健機関(WHO)の飲料水ガイドラインに沿い、閾値がない発がん性物質に対し、生涯リスクレベルを我が国で初めて設定した。	$10^{-5}$ 1/10万で発がんする確率
今後の有害大気汚染物質対策のあり方について	専門家を含む関係者の意見を聴取し、目標とするリスクレベル(RL)を定めることが必要とした。	$10^{-5}$ (参考) (中間答申:平成8年1月)
今後の有害大気汚染物質対策のあり方について	現段階では生涯RLを当面の目標に有害大気汚染物質対策に着手することが適当とした。	$10^{-5}$ (第二次答申:平成8年10月)
環境基本法第16条に基づく環境基準	ベンゼンに対し米国EPAによるIRIS(1999)のヒト経口摂取による発がんリスク相当レベルを採用。	$10^{-5}$ (平成9年2月)
今後の有害大気汚染物質対策のあり方について	塩化ビニルモノマー、ニッケル化合物に閾値のない発がん性物質としてRLを設定。	$10^{-5}$ (第七次答申:平成15年7月)
今後の有害大気汚染物質対策のあり方について	クロロホルム、1,3-ブタジエン、1,2-ジクロロエタンに閾値のない発がん性物質としてRLを設定。	$10^{-5}$ (第八次答申:平成18年11月)
今後の有害大気汚染物質対策のあり方について	ヒ素及び無機ヒ素化合物に閾値のない発がん性物質としてRLを設定。	$10^{-5}$ (第九次答申:平成22年10月)

「化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイダンス」II.7.4 各種の制度等における実質安全量の許容リスクレベル 平成26年6月 厚生労働省・経済産業省・環境省

#### (3) 水質基準の見直しにおける検討概要<sup>2.6)</sup>

厚生科学審議会生活環境水道部会水質管理専門委員会が、平成15年4月に行った水質基準の見直しでは、可能な限り多くの化学物質を対象として検討することを目指し、答申(Ⅲ.化学物質に係る水質基準)に記載されている考え方により、検討対象化学物質を抽出した。調査結果は、水質基準、水質管理目標設定項目、要検討項目およびその他項目に分類し、項目毎に個別表とりまとめられた。検討対象化学物質に対して行われた水質基準の見直しの結果を表2.7

～表 2.8 に示す。なお、表中には土壤汚染対策法（土対法）および環境基準（水質および土壤）の対象物質が判るよう○印で示している。

調査された物質には評価指標が VSD の物質が 6 種類、リスクの基準値が LOAEL の物質が 9 種類含まれている。

#### (4) 環境中での物質の挙動<sup>2.1), 2.7)</sup>

環境中に放出された物質は、光や微生物などによる分解、揮発、溶解や沈降などにより大気中や水中などの媒体中を移動し、その過程で他の物質と反応したり、生物に取り込まれたりする。物質の形態や存在する媒体が変わると、影響を受ける生物種や物質の濃度が変化するため、物質による生態系への影響を考える場合、環境中での形態や濃度に対する考慮が必要となる。

物質の環境中での挙動は、移動、輸送、変換に分類できる。移動は『環境媒体間の動き』を意味し、揮発、沈降、生物濃縮、吸脱着等により起こる。食物連鎖による生物濃縮が起こる場合は、高濃度の物質による影響を引き起こす重要なファクターとなる。

輸送は環境媒体の中での『場所の動き』であり、大気や水の中では流れや拡散、土壤では表面から水流により川や地下水等への動きである。変換とは化学物質が化学反応や分解によりその『形態をかえる』ことである。

化学物質は一つの環境媒体に留まることは少なく、環境媒体間を図 2.4 に示すように移動する。

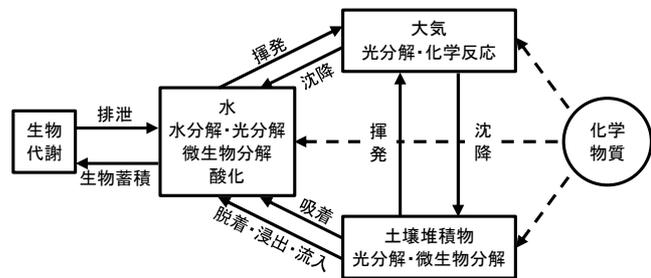


図 2.4 環境媒体における化学物質の挙動<sup>1.7)</sup>

##### (a) 生物濃縮

物質が生物体内で濃縮する場合は、物質の存在する媒体が変わるだけでなく、生物の移動によりその分布が変化する。また、物質を体内に蓄積した生物を食べる上位の生物は、環境中の濃度より高い濃度の物質に曝されることになる。従って、物質が生体中で濃縮するかどうかは、生態系への影響評価では重要な意味を持っている。

##### (b) 生分解性

環境中での物質の分解の有無は、生態系への影響の評価に大きく関係する。なお、微生物による分解は、環境中における分解の主要な要因である。

我が国の化審法では、新規化学物質の届出に際しては分解度試験が要求され、微生物による無機化率が 28 日間で約 60%を超えない場合、魚による濃縮度試験および 28 日間の反復投与毒性試験が求められることが多い。

##### (c) 環境中での物質の分解の有無と生物濃縮の可能性

物質の生体内への蓄積は、それ自体は有害でないが、身体への負荷をもたらす、濃縮されることで毒性を発揮することもある。生物濃縮は、つぎの特徴を持たない物質で発生しやすい。

###### ① 体内で分解しやすい

体内で高濃度になる前に分解（削減）され、体内では高濃度とならない。

###### ② 物質が水に溶けやすい

表 2.7 水質基準の見直し（平成 15 年 4 月）リスク 1

I. 健康に関する項目		項目	土 対 法	環境基準		水質基準 等 分 類	評価 指 標	リスク			備考
1. 無機物質	整理No.			水 質	土 壌			基準値	不確実 係数	寄与率 (%)	
	(1)金属類										
	11101	アンチモン				目01	TDI	NOAEL	1000	10	
	11102	ウラン				目02	TDI	LOAEL	100	10	
	11103	カドミウム	○	○	○	基03					微量重金属調査研究会(1970)
	11104	銀				検01	-	-	-	-	要検討項目として知見の収集
	11105	クロム(六価クロム)	○	○	○	基04					健康影響に基づく最大耐容濃度
	11106	水銀	○	○	○	基05	-	-	-	10	基準の継続性を考慮
	11107	セレン	○	○	○	基06	TDI	NOAEL	-	10	
	11108	鉛	○	○	○	基07	TDI	-	-	10	
	11109	ニッケル				目03	TDI	NOAEL	1000		
	11110	バリウム				検02	TDI	NOAEL	10		
	11111	ビスマス				検03	-	-	-	-	評価値の算定は不可能
	11112	ひ素	○	○	○	基08					TDIやVSDで健康指針値が設定不能
	11113	モリブデン				検04	TDI	NOAEL	3		平成4年専門委員会報告
	(2)その他										
	11201	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素				目04	ADI	-	-	10	
	11202	シアン	○	○	○	基09	-	-	-	-	経緯及び基準の継続性を考慮
	11203	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素				基10	ADI	-	-	10	
	11204	ふっ素	○	○	○	基11	-	-	-	-	斑状歯発生予防の観点から現行値
	11205	ほう素	○	○	○	基12	TDI	NOAEL	100	40	
	2. 有機物質										
	12001	アクリルアミド				検05	-	-	-	-	閾値のない毒性のアプローチが妥当
	12002	アクリル酸				検06	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12003	17-β-エストラジオール				検07	TDI	NOAEL	100	10	
	12004	エチニル-エストラジオール				検08	TDI	LOAEL	1000	10	
	12005	エチレンジアミン四酢酸(EDTA)				検09	ADI	-	-	1	WHOの評価
	12006	エピクロロヒドリン				検10	TDI	LOAEL	100	10	
	12007	塩化ビニル				検11	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ3
	12008	キシレン				検40	TDI	NOAEL	1000	10	
	12009	酢酸ビニル				検12	-	-	-	-	水質基準とする必要性は小さい
	12010	2,4-ジアミノトルエン				検13	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12011	2,6-ジアミノトルエン				検14	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12012	四塩化炭素	○	○	○	基13	TDI	NOAEL	1000	10	
	12013	1,4-ジオキサン	-	○	-	基14	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ2B
	12014	1,2-ジクロロエタン	○	○	○	目05	-	-	-	-	健康にかかわる評価値
	12015	1,1-ジクロロエチレン	○	○	○	基15	TDI	LOAEL	1000	10	
	12016	シス-1,2-ジクロロエチレン	○	○	○	基16	TDI	NOAEL	1000	10	
	12017	トランス-1,2-ジクロロエチレン				目06	TDI	NOAEL	1000	10	
	12018	1,2-ジクロロプロパン				他01	TDI	LOAEL	3000	10	平成4年専門委員会報告
	12019	1,3-ジクロロプロペン	○	○	○	目15 <sup>*1</sup>					実験動物で発がん性に十分な知見
	12020	1,4-ジクロロベンゼン				他02	TDI	LOAEL	1000	10	
	12021	ジクロロメタン	○	○	○	基17	TDI	NOAEL	1000	10	
	12022	シマジン(CAT)	○	○	○	目15 <sup>*1</sup>	ADI	-	-	10	
	12023	N,N-ジメチルアニリン				検15	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12024	スチレン				検16	TDI	NOAEL	1000	10	
	12025	ダイオキシン類				検17	TDI	-	10	-	
	12026	チウラム	○	○	○	目15 <sup>*1</sup>	ADI	-	-	10	
	12027	チオベンカルブ	○	○	○	目15 <sup>*1</sup>	ADI	-	-	10	
	12028	テトラクロロエチレン	○	○	○	基18	-	-	-	-	健康にかかわる評価値
	12029	トリエチレントラミン				検18	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12030	1,1,2-トリクロロエタン	○	○	○	目07	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ3
	12031	トリクロロエチレン	○	○	○	基19	TDI	LOAEL	3000	10	発がんリスクから評価値
	12032	トルエン				目08	TDI	NOAEL	5000	10	
	12033	ノニルフェノール				検19	TDI	NOAEL	100	10	
	12034	ビスフェノールA				検20	TDI	NOAEL	100	10	
	12035	ヒドラジン				検21	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12036	1,2-ブタジエン				検22	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12037	1,3-ブタジエン				検23	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
	12038	フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)				目09	TDI	NOAEL	100	10	
	12039	フタル酸ジ(n-ブチル)				検24	TDI	NOAEL	1000	10	
	12040	フタル酸ブチルベンジル				検25	TDI	NOAEL	100	10	
	12041	ベンゼン	○	○	○	基20	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ1
	12042	マイクロキスチンLR				検26	TDI	NOAEL	1000	80	
	12043	メチル-t-ブチルエーテル(MTBE)				目21	TDI	NOAEL	1000	10	
	12044	有機すず化合物				検27	TDI	NOAEL	100	10	

基=基準項目、目=水質管理目標設定項目、検=要検討項目、他=その他項目

目15<sup>\*1</sup>: 目15(農薬類として)

基09<sup>\*2</sup>: 基09(シアンとして)

表 2.8 水質基準の見直し（平成 15 年 4 月）リスク 2

I. 健康に関する項目		土 対 法	環境基準		水質基準 等分類	評価 指標	リスク			備考
整理No.	項目		水 質	土 壌			基準値	不確実 係数	寄与率 (%)	
3. 消毒剤・消毒副生成物										
(1)無機化合物										
13101	亜塩素酸、二酸化塩素				目10	TDI	NOAEL	100	80	
13102	シアン	○	○	○	基09 <sup>※2</sup>					経緯及び基準の継続性を考慮
13103	塩素酸				目11	TDI	NOAEL	1000	80	
13104	臭素酸				基21	VSD	10 <sup>-5</sup>			IARC発がん性リスク:グループ2B
13105	二酸化塩素				目12	TDI	NOAEL	100	80	
(2)トリハロメタン										
13201	クロロホルム				基22	TDI	LOAEL	100	20	
13202	ジブロモクロロメタン				基23	TDI	NOAEL	1000	20	
13203	ブロモジクロロメタン				基24	TDI	LOAEL	1000	20	
13204	ブロモホルム				基25	TDI	NOAEL	1000	20	
13205	総トリハロメタン				基26	-	-	-	-	総括的指標
(3)ハロ酢酸										
13301	クロロ酢酸				基27					
13302	ジクロロ酢酸				基28	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ2B
13303	トリクロロ酢酸				基29	TDI	NOAEL	1000	20	
13304	ブロモクロロ酢酸				検28	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
13305	ブロモジクロロ酢酸				検29	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
13306	ジブロモクロロ酢酸				検30	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
13307	ブロモ酢酸				検31	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
13308	ジブロモ酢酸				検32	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
13309	トリブロモ酢酸				検33	-	-	-	-	現時点で評価値の設定は不適切
(4)ハロアセトニトリル										
13401	トリクロロアセトニトリル				検34	-	-	-	-	現時点では評価値の設定は困難
13402	ジクロロアセトニトリル				目13	TDI	NOAEL	1000	20	評価値は暫定的
13403	ブロモクロロアセトニトリル				検35	-	-	-	-	現時点では評価値の設定は困難
13404	ジブロモアセトニトリル				検36	TDI	NOAEL	1000	20	
(5)その他										
13501	アセトアルデヒド				検37	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
13502	MX				検38	VSD	10 <sup>-5</sup>	-	-	IARC発がん性リスク:グループ2B
13503	クロロピクリン				検39	-	-	-	-	今後知見が収集された段階で検討
13504	抱水クロラール				目14	TDI	LOAEL	3000	20	
13505	ホルムアルデヒド				基30	TDI	NOAEL	100	20	
II. 性状に関する項目										
1. 無機物質										
21001	亜鉛				基31	-	-	-	-	味覚及び色の観点
21002	アルミニウム				基32	-	-	-	-	色の観点
21003	塩素(残留塩素)				目16	-	-	-	-	おいしい水の観点
21004	塩素イオン				基33	-	-	-	-	味覚の観点
21005	硬度(Ca、Mg等)				基34/目17	-	-	-	-	おいしい水の観点
21006	鉄				基35	-	-	-	-	味覚及び洗濯物の着色の観点
21007	銅				基36	-	-	-	-	洗濯物等への着色を防止する観点
21008	ナトリウム				基37	-	-	-	-	味覚の観点
21009	マンガン				基38/目18	-	-	-	-	黒水障害の発生防止する観点
21010	遊離炭酸				目19	-	-	-	-	おいしい水と施設の維持管理の観点
2有機物質										
22001	陰イオン界面活性剤				基39	-	-	-	-	発泡を防止する観点
22002	ジェオスミン				基40	-	-	-	-	快適水質項目として目標値
22003	1,1,1-トリクロロエタン	○	○	○	目20	TDI	NOAEL	1000	10	
22004	非イオン界面活性剤				基41	-	-	-	-	発泡を防止する観点
22005	フェノール類				基42	-	-	-	-	臭味発生防止の観点
22006	2-メチルイソボルネオール				基43	-	-	-	-	処理技術の観点
22007	有機物質(KMnO <sub>4</sub> 消費量)				基44	-	-	-	-	おいしい水の観点

基=基準項目、目=水質管理目標設定項目、検=要検討項目、他=その他項目

目15<sup>※1</sup>: 目15(農業類として)

基09<sup>※2</sup>: 基09(シアンとして)

高い水溶性を示す物質は、汗や尿として体外に容易に排出され、体内で高濃度とならない。

③低濃度で強い毒性を示す

体内濃度が高濃度になると生物は死滅するため、体内濃度が高い生物は少ない。

## (5) リスクの判定法

リスク評価には、一般的に *HQ*（ハザード比，*Hazard Quotient* の略） または *MOE*（暴露マージン，*Margin of Exposure* の略）などの指標が用いられる。リスク評価に対する基本的な考え方は、両者とも同じものである。

### (a) *HQ*（ハザード比）を用いた評価方法

*HQ*（ハザード比，*Hazard Quotient* の略）は、以下の式で表される。

$$HQ = EHE / TDI$$

$$TDI = NOAEL / UF_s$$

ここで、*EHE* はヒトへの推定暴露量である。*TDI* は耐容一日摂取量，*Tolerable Daily Intake* であり、ヒトが一日あたりに摂取しても安全な量である。動物実験等で求められた *NOAEL*（無毒性量）を *UF<sub>s</sub>*（不確実係数積）で除してヒトの無毒性量に変換する。

*HQ* は、*EHE* と *TDI* の大小を比べたもので、その値を 1 と比較して大きい（すなわち *EHE* が *TDI* を超える）場合はリスクあり、1 と比較して小さい（すなわち *EHE* が *TDI* を超えない）場合はリスクなしと評価する。

### (b) *MOE*（暴露マージン）を用いた評価方法

*MOE*（暴露マージン，*Margin of Exposure* の略）は、以下の式で表される。

$$MOE = NOAEL / EHE$$

*MOE* は、*NOAEL* と *EHE* の大小を比べたものである。しかし、*NOAEL* は動物実験等で求められたものであり、*MOE* の値にはヒトへの変換（不確実性の考慮）が含まれていない。従って、その値を *UF<sub>s</sub>* と比較して小さい場合はリスクあり、大きい場合はリスクなしと評価する。このとき、*UF<sub>s</sub>* が大きいほど、結果の信頼性が低いといえる。

## 参考文献

- 2.1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課（2007年5月）：事業者のみなさんへ 化学物質のリスク評価のためのガイドブック 実践編
- 2.2) 経済産業省：化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）  
[http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/index.html](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/index.html)
- 2.3) 独立行政法人製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター（2016.01）：化学物質のリスク評価について
- 2.4) 国際生命科学研究機構 食品安全研究会：【食品リスク研究部会】 1. 「リスクアセスメントで用いる用語の説明」 別紙1 リスク評価指標一覧
- 2.5) 本城勇介，伴亘（2006年11月9日）：統計資料に基づいた日本人のリスクの比較，土木学会 安全問題研究論文集 Vol.1
- 2.6) 水質基準の見直しにおける検討概要：  
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>
- 2.7) 化学物質アドバイザー認定審査 テキスト（2008年度版）  
<https://www.env.go.jp/chemi/communication/taiwa/bosyuu/text.html>

### 3. 海面処分場が持つ優れた特性

人々が豊かでうるおいのある生活を行っていくためには、様々な資源やエネルギーの消費が必要であり、効率化や工夫がなされていてもその消費の過程において廃棄物が発生することは避けられない。

最近では市民の環境への負荷低減の意識向上や資源循環利用技術の向上等により、平成12年頃をピークにごみの排出量は減少してきている。しかしここ数年はその減少傾向も緩やかなものとなり、下げ止まり感がある(図3.1)。このように、人が生活を営み続ける限りにおいては、将来に渡って廃棄物は発生し続け、その最終的な処分先としての最終処分場は永久的に必要な施設である。

一方で、最終処分場は迷惑施設(NIMBY)とされ、陸上において建設場所を確保することは非常に困難が伴い、用地選定から確保には非常に長い時間が必要で計画的な施設整備に支障をきたしている。

大規模災害によって発生する災害廃棄物は膨大な量となるが、災害被害の復旧・復興においては、災害廃棄物の迅速な処理が求められる。しかし、災害廃棄物の処理に既存の最終処分場を用いることは、その後の廃棄物処理計画が大きく影響を受け、追加的な処理容量確保が必要となる。そのような混乱を回避するためには、発災時に災害廃棄物を受け入れるための処分場が、既存施設とは別に確保できることが理想である。

しかし、早期に供用できることが求められるうえ、災害対応の非常時であってもその後の財政への影響を考慮してできるだけ安価に整備できることも求められる。そこで、海面処分場の工期短縮および費用低減のために求められる事項について、検討を行った。

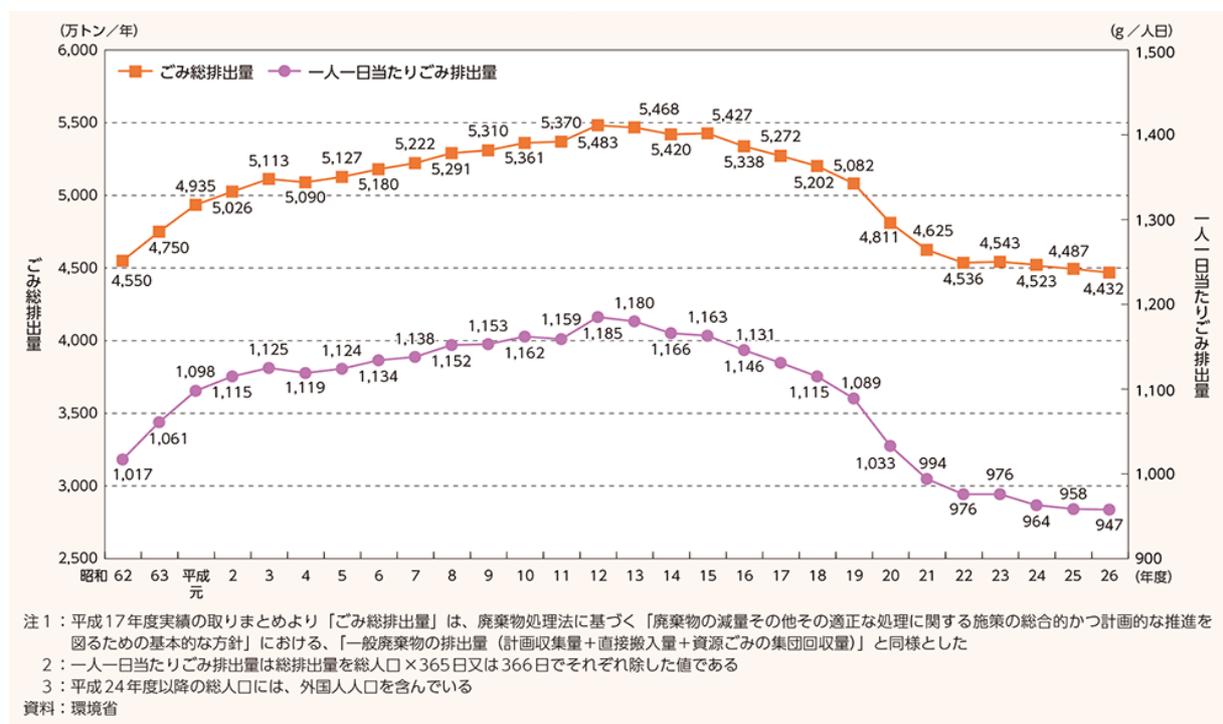


図3.1 ごみ排出量と一人一日あたりごみ排出量の推移<sup>3.1)</sup>

### 3.1 海面処分場の費用低減

#### (1) スケールメリット

施設規模が大きくなるほど、建設単価（単位処分量あたりの建設費）が下がる。このことは陸上処分場においても言えることではあるが、過去の事例からも海面処分場は陸上処分場より大規模な施設が存在しており（図 3.2）、スケールメリットによるコストダウンによる効果は海面処分場においてより顕著であると言える。陸上での処分場整備が可能な規模範囲であれば海域がコスト面で比較優位となる可能性が低いため、陸上処分場の建設事例がほとんどない 100 万 m<sup>3</sup> 以上の規模（図 3.3）をターゲットに海面処分場の研究を進めることが、一つの方向性ではないかと考える。

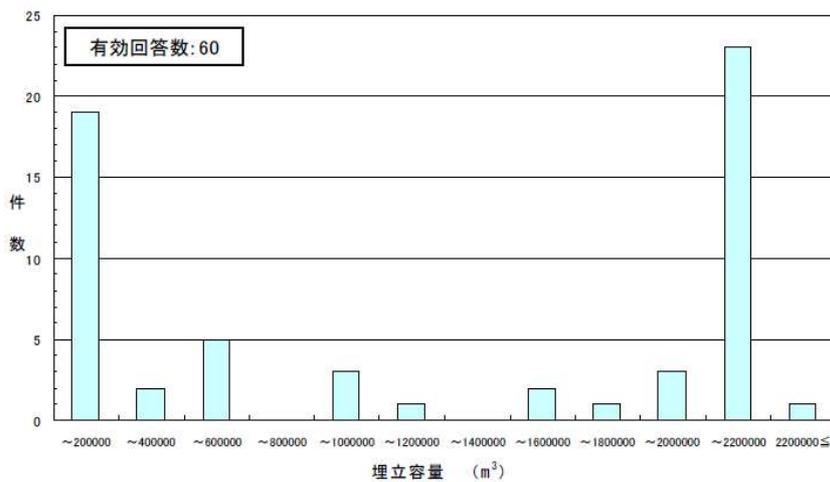


図 3.2 海面処分場の規模の分布<sup>3.2)</sup>

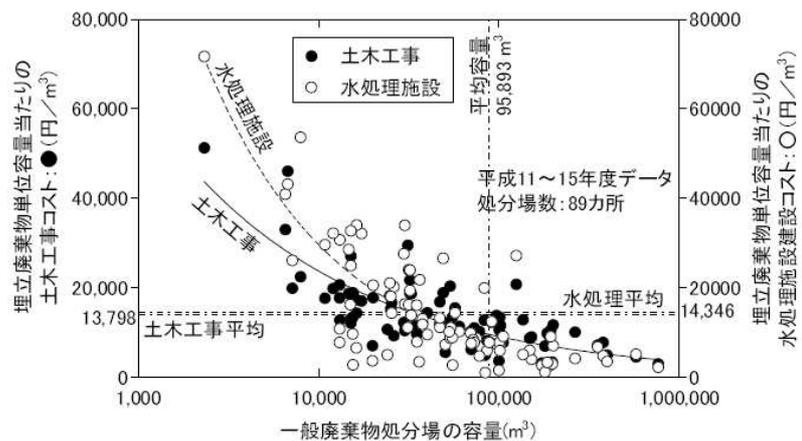


図 3.3 陸上処分場の規模の分布<sup>3.3)</sup>

#### (2) 建設数量の低減：港湾特性の利用

海面処分場の建設において工法や断面を工夫することによる施工期間の軽減が可能な方策があるとすれば、様々な工夫が海面処分場や港湾構造物の整備において既に取り入れられており、画期的な方策を見出すことは容易ではない。さらに、災害時という非常事態ではあっても廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃掃法）に基づく構造基準等を逸脱することは現在の枠組みでは困難であり、災害時に特別な断面を採用することは基本的に困難である。それらを踏まえ

本章では、港湾域での特性である既設構造物等を利用することで建設数量を低減し、コストの低減につなげる可能性について検討を行った。

#### (a) 不透水性地層の利用

不透水性地層があり底面遮水の条件を満たし、遮水工は鉛直遮水のみで対応可能なことが有利な条件となる。ただし軟弱な粘性土では、護岸直下の地盤改良が必要になり、工程延伸要因にもなりかねないので注意が必要である。

#### (b) 既存施設（護岸）の利用

既存構造物を活用し、新規に整備する護岸が少なく済むような平面形状とすることが考えられる。

対象となる既存構造物については、低利用施設や老朽化施設等で、海面処分場へ転用しても影響を受ける利用者や利害関係者が少ないことが見込めればさらに望ましい。ただし、老朽化した施設の場合、地震時に被災して、護岸や背後地の復旧に多大の費用や時間が掛かるような状態の施設ではかえって工期短縮の効果は見込めなくなってしまう。従って、既存構造物を利用した平面形状の候補についても事前に複数の候補を挙げておき、発災後の被災状況を勘案して候補地が絞り込めるようにしておくことが、迅速で的確な対応を行っていくために必要である。あるいは、事前に絞り込んでおいた候補地に対して予め液状化判定あるいは耐震診断や対策を施しておくことも有効である。

災害時における既設構造物を利用した海面処分場建設候補地としては、既設構造物に囲まれた穏やかなまとまった水面が存在する場所を選択することになるが、老朽化した利用度の低い突堤間、利用が少なくなっている水面貯木場などが考えられる。

### (3) 施工稼働率を上げる：施工性の高いサイトの選定

施工期間をできるだけ短縮して施工するためには、施工効率が高いことが有利なため、可能な限り施工条件が良好で整っていることが必要である。海面処分場の整備において必要な条件としては以下のような項目が考えられる。

- ・比較的水深が浅いこと（概ね-10m～-15m 以浅）
- ・新設護岸がケーソンや鋼板セル式の場合、近傍に製作・仮置ヤードが確保できること

ただし、発災後にこのような条件を検討し選択する作業を行ってはいは、建設着手が遅れてしまうため、平常時のうちに施工条件も勘案して大規模災害時における海面処分場建設候補地を検討・選定しておくことが望まれる。

### (4) 跡地利用も含めたコスト低減

港湾地域においては、緑地等のように地下の埋設物等の影響をあまり受けない利用計画がある。このような利用計画がある場合、その計画場所を廃棄物処分場として利用し、その後計画していた緑地等のための施設・設備等を整備することで、護岸整備費等の重複するコストを省略し、トータルコストの削減につなげることができる。

港湾計画における将来の利用計画をにらみつつ、多段的に利用しながら施設整備を行うことができるようなエリアを確保しておくことも港湾地域での整備であれば可能な工夫である。

### 3.2 海面処分場の工期短縮

#### (1) 手続期間の短縮策

海面処分場の建設にあたっては、工事に着手するまでは、種々の手続が必要である。それらの手続を簡素化することで全体工期を縮減することが可能である。ただし、現行法令下の手続きを省略できるようにするには法令の見直しが必要であり、将来に向けての提案としては考慮する余地があるが、直ちに対応できる方策ではない。しかし、すでに手続きが進められているエリアの活用（転用）、手続きに必要な準備等の先行実施で、手続きに係る時間を短縮することは可能である。

阪神淡路大震災における災害廃棄物処理において、通常6ヶ月から2～3年要する筈の港湾計画の改訂を発災後1か月程度で行い、海面埋立によって迅速に災害廃棄物の処理を行うことができた。これは、たまたま港湾計画の改訂が予定され、準備が進められていたことによって、関係者、関係機関との調整がほぼ終わっていたことが計画策定期間を短いものにした事例<sup>3,4)</sup>である。これは、事前に必要な手続きの準備を進めておくことの有用性を示す事例である。

海面処分場整備における主な手続きとしては、表3.1に示す港湾計画変更、埋立申請、環境アセスメントといった手続きが挙げられる。

#### (2) 工事期間の短縮策：建設数量の低減

コスト低減の項目で挙げた建設数量の低減は、工事期間の短縮にもつながる要素であり、港湾域での特性を活かして既存施設や不透水性地層の活用を計画に盛り込むことで、工期の縮減も期待できる。

#### (3) 施工性の向上

大量の物資の輸送のための結節点である港湾においては、物流のための広大な敷地が確保されていることが多い。また中長期的な利用計画を見越して用地整備がなされていることもあり、周辺における海面処分場建設におけるヤード等のための一時的利用への柔軟な利用を計ることによって効率的な整備が見込める。

### 3.3 留意点

前述のような費用低減策や工期短縮策をより実効性のあるものとするためには、海面処分場建設の工期短縮や費用低減のために活用できる可能性のある既存施設等および底質の透水性を計画に先立って把握しておく必要がある。

表 3.1 海面処分場整備における主な手続

項目
候補地選定
港湾計画手続き
原案策定・関係機関調整
地方港湾審議会
交通政策審議会(港湾部会)
公有水面埋立申請
申請書原案作成
利害関係者との調整
環境アセスメント
出願・審査(知事)
認可申請・審査(大臣)
免許取得
廃棄物処理施設設置申請
環境アセス
現況調査
配慮書手続き
方法書手続き
準備書手続き
影響評価書作成

また、港湾計画における用途において、処分場の跡地となっても整備が可能なエリアを、処分場としての先行利用が行えるように多段に利用するという調整を行っておくことも重要になる。

港湾計画、埋立申請および環境アセスメント等の手続きをスムーズに進めることができるように、事前調整や協議を可能な限り事前に実施しておくことも重要である。

### 3.4 比較優位性

現状の海面処分場整備における工期短縮の方策ではないが、陸上処分場整備と比較することで、工期が短縮できる優位性が見込まれる項目について整理した。

#### (1) アクセシビリティ

陸上処分場は山間部あるいは他の利便施設から隔てられた場所に立地することが多く、廃棄物の発生場所からのアクセスのためのインフラが整っていないか脆弱なことが多く、建設時における資機材や作業員の運搬において支障があることが多い。一方海面処分場は港湾区域に立地することが多く、都市圏を背後にした物流の結節点でありアクセスのためのインフラは比較的整っており、優位性がある。さらに災害時においても海上輸送という代替ルートの設定や救援や復旧作業との輻輳回避が可能である点等でも優位性がある。

#### (2) 建設用地の収用

陸上処分場の計画においては、建設用地の確保において、地権者等との交渉が難航することが多く、計画立案から整備の実施までにかかなりの時間を要することが多い。また、そのことから大規模に用地を確保することも難しいため、大規模な施設を計画することは容易ではなく、そのため施設の大規模化による建設コスト等のスケールメリットを出すことが難しい。

#### (3) 土対法の対象外

陸上の3,000㎡以上の土地の改変を行う際には、土対法における届出等の対象となり、届出において汚染の可能性が認定された場合には調査命令が発出される。調査の結果、具体的な汚染が確認された場合には、土地利用や残土処分等に制限を受けることになる。海面処分場の整備においては、陸上処分場と異なり、公有水面あるいは埋立竣工前の埋立地（土地登記される前）の状態であれば、3,000㎡以上の広さで土を動かす工事を行う場合でも土地の改変とはならないので、土対法手続きの必要が無く、手続きによる遅延等のリスクを受けない。

#### (4) 潜在的ばく露リスク（飲用水経由）

人が飲用利用する水源が存在する場を中心として眺めると、陸上処分場はその上流側、海面処分場はその下流側に建設される。処分場からの汚水等の流出の確率が同程度であれば、飲用水が汚染されることによる流出物質へのばく露リスクは海面処分場の方が低いと言える。

また、海面処分場においては、その周囲には莫大な量の海水があり、万一の堤内水等の流出があったとしても、速やかな希釈拡散が見込まれるため、人の健康当への影響のリスクは低く抑えられる。

このような観点から、海面処分場整備における周辺住民や関係者とリスクコミュニケーションは、陸上処分場整備の場合と比べて相対的にスムーズに進展することが期待される。

参考文献

- 3.1) 環境省（2017）：平成 28 年版 環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書， p.179
- 3.2) （財）日本環境衛生センター（2005）：海面最終処分場閉鎖・廃止基準適用検討調査 報告書（アンケート調査編）， p6
- 3.3) 遠藤和人・山田正人・井上雄三・小野雄策（2010）：廃棄物最終処分場のライフサイクルコストに関する一考察， 廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集， pp.545-546
- 3.4) 土田孝ら（1998）：阪神・淡路大震災におけるがれきの処理・活用に関する調査と考察， 港湾技研資料， No. 899

#### 4. 海面処分場に関する水質・土壌の環境規制値の現状と課題

さまざま事業活動に対して、その活動に伴って発生すると想定される環境汚染負荷に対して、その負荷量を規制するために関係環境項目についての基準値が定められている。これらの基準値は基本的に人の健康の保護および生活環境の保全のために設定されている環境基準の達成に必要な規制値との位置づけである。廃棄物埋立処分場における事業活動に伴う負荷としては、処分場で発生する浸出水（余水）があり、その浸出水（余水）の排出に関する規制値ならびにその水質に影響を与える処分する廃棄物の判定基準が定められている。<sup>4.1)</sup>

##### 4.1 水質関連基準の関連性

前述のように水質に関する規制値の設定は、水質環境基準値を基にして、負荷の範囲が環境基準適合性に影響が及ばないことを根拠として設定されている。そのため、水質環境基準の基準値や基準項目の改正が行われると、それに従って順次関連する規制値が改正されている（表 4.1）。

表 4.1 水質関連基準の改正履歴<sup>4.4)</sup>

	水質環境基準	排水基準	特別管理産業廃棄物としての判定基準	廃棄物最終処分場からの放流水の排水基準
1,1-ジクロロエチレン	平成 21 年 11 月 30 日基準値改正 (公共用水域・地下水) 0.02mg/L→0.1mg/L	平成 23 年 11 月 1 日基準値改正 0.2mg/L→1mg/L	平成 24 年 12 月報告書 今後改正の可能性あり	平成 25 年 6 月 1 日基準値改正 0.2mg/L→1mg/L
クロロエチレン (塩化ビニルモノマー)	平成 21 年 11 月 30 日新項目として追加 (地下水のみ) 0.002mg/L	平成 23 年 2 月答申 現段階で公共用水域への排出に関し排水規制を導入する必要性は認められない	平成 24 年 12 月報告書 (追加しない事が適当)	平成 24 年 12 月報告書 (知見の収集に努める必要がある)
1,4-ジオキサン	平成 21 年 11 月 30 日新項目として追加 (公共用水域・地下水) 0.05mg/L	平成 24 年 5 月 25 日新項目として追加 0.5mg/L	平成 25 年 6 月 1 日濃度基準新設 0.5mg/L 5mg/L(廃酸・廃 <sup>ア</sup> カリ)	平成 25 年 6 月 1 日濃度基準新設 0.5mg/L
1,2-ジクロロエチレン	平成 21 年 11 月 30 日新項目として追加 (地下水のみ) 0.04mg/L	平成 23 年 2 月答申 排水規制を導入する必要性は認められない	平成 24 年 12 月報告書 (追加しない事が適当)	平成 24 年 12 月報告書 (知見の収集に努める必要がある)
トリクロロエチレン	平成 26 年 11 月 17 日基準値改正 (公共用水域・地下水) 0.03mg/L→0.01mg/L	平成 27 年 10 月 21 日改正 0.3mg/L→0.1mg/L	平成 28 年 9 月 15 日基準改正 0.3mg/L→0.1mg/L	平成 28 年 9 月 15 日基準改正 0.3mg/L→0.1mg/L
カドミウム	平成 23 年 10 月 27 日基準値改正 (公共用水・地下水) 0.01mg/L→0.003mg/L	平成 26 年 12 月 1 日改正 0.1mg/L→0.03mg/L	平成 27 年 12 月 25 日基準値改正 0.1mg/L→0.03mg/L	平成 27 年 12 月 25 日基準値改正 0.1mg/L→0.03mg/L

※平成 24 年 12 月報告書：「廃棄物処理基準等専門委員会 検討結果報告書」中央環境審議会廃棄物・リサイクル対策部会 廃棄物処理基準等専門部会

水質の規制の基礎となる水質環境基準値の設定の目的は、公共用水域において、達成することが望ましい値として設定されているものであり、水質汚濁防止行政に関する施策の目標となる数値でもある。人の健康の保護に関する基準（健康項目）と生活環境の保全に関する基準（生活環境項目）とがあり、健康項目は「水環境の汚染を通じ人の健康に影響を及ぼす恐れがあり、

水質汚濁に関する施策を総合的にかつ有効に講ずる必要があると認められる物質」とされている。

その基準値の設定は、公共用水をそのまま飲用として利用することを想定し、汚染されたまま誤って飲用される恐れから、水道水質基準が定められている項目については、原則としてそれと同等の基準値を適用している<sup>4.2)</sup>。水道水質基準は主に飲用水として長期間飲用した場合に、人の健康に害が及ばない程度の濃度レベルを根拠に決められている。さらに、水道水基準以外の項目においては、食品となる魚介類での濃縮毒性を考慮して決められた項目として、PCB およびアルキル水銀がある<sup>4.2)</sup>。

長期間飲用のリスク評価について、閾値が存在する項目については、TDI（一日耐用摂取量）を基に平均体重や寄与率を考慮して決定されている。閾値の存在しない項目については、一生涯にわたり体内へ取り入れた場合のリスク増分が10万分の1（ $10^{-5}$ ）となるレベルをもって基準値が決定されている<sup>4.3)</sup>。

最近の水質環境基準の改正およびその項目に関する関係法令の改正年次（表4.1）<sup>4.4)</sup>や設定の根拠を示した通達文の内容を見ると、関係規制値の主従関係が把握できる。

## 4.2 海面処分場における規制

### (1) 排水の規制

処分場内で発生した浸出水を周辺海域に排出する際の基準は、海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律（海防法）施行令に基づき、「余水吐きから流出する海水の水質についての基準を定める省令」（昭和52年8月26日総理府令第38号）に定められている。その規制値は、同省令第1項1号に「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令（昭和52年総理府・厚生省令）に掲げる排水基準」とされており、陸上処分場と同一のものである。

最終処分場は水質汚濁防止法（水濁法）の規制対象となる施設ではないが、公共用水域に場内水を排出することから、水濁法の排水基準との整合性が求められると考えられている<sup>4.1)</sup>。根拠となっている排水基準値においてその健康項目の値は、水質の環境基準値の原則10倍値となっている。これは、排水の水質は、公共用水域へ排出されると、そこを流れる河川水等によって、排水口から一定の距離を経た公共用水域においては通常少なくとも10倍程度には希釈されるであろうと想定された結果である<sup>4.5)</sup>。

なお、水濁法の排水基準の設定には、水質の環境基準を達成させる目的以外に利水の観点から、水道用水基準、農業用水基準および水産用水基準も達成することを念頭に項目と基準値が設定されている<sup>4.6)</sup>。

### (2) 廃棄物の判定基準

万一の事故等で処分場からの場内水の流出等においても周辺環境へ重大な被害が発生しないように、健康項目についての溶出試験結果が基準を満たさない廃棄物については、管理型の処分場にて処分してはならない（無害化の前処理をするか、遮断型の処分場で処分する）ことになっている<sup>4.1)</sup>。海面処分については、海防法施行令第5条第1項に示されているが、基準値は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃掃法）施行令に基づく「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令（昭和48年2月17日総理府令第5号）」と同一のものである。

対象とする廃棄物からの溶出試験の検液の濃度に対して、水質環境基準の10倍値に判定基準が設定されており、排水基準と同じ値である。ただし、カドミウム、鉛、六価クロムおよびヒ

素についてはさらにその3倍の30倍値が採用されている。これは、埋立処分によって土壌での吸着等で周辺への移行が抑えられることが期待されるからである<sup>4.7)</sup>。土壌による重金属の吸着等を期待した基準値の緩和は、土壌環境基準（土対法基準ではない）においても、3倍値までの許容を設定していること<sup>4.8)</sup>に通じるものである。

#### 4.3 水質規制値から見た海面処分場での暴露リスク

水質の健康項目については、廃棄物の判定基準が排水基準と同じであり、受入基準が守られている限りにおいては、廃棄物の混合によるpHの変化や廃棄物間における化学反応による溶出特性の変化あるいは、廃棄物の不均一性による抽出分析では把握できなかった部分的な受入基準超過などの原因で場内水の濃度の上昇の可能性はあるが、それも大きく増大することは無いと考えられることから、受入基準を順守している廃棄物から溶出してくる規制対象物質の濃度が排水基準を大きく超過することは考えられない。従って廃棄物や場内水の流出に伴う暴露リスクはそれほど高くはないと言える。

また、水質における健康項目以外の生活環境項目やその他の項目については、廃棄物の判定基準が定められていないので水質規制値から暴露リスクの程度を想定することはできないものの、暴露によって人の健康へ直接害を及ぼす項目ではないので、健康項目と同じようなレベルでの暴露リスク評価にはならないと考える。ただし、最終処分場における廃棄物の安定化（処分場の閉鎖の条件になる）を見極める際のリスク項目となる恐れがあり、早期安定化を目指す場合には、健康項目以外の基準値項目についての廃棄物受入基準を自主的に設定して、いわゆる「入り」を規制することで、「出」をコントロールすることが必要となる可能性がある。

#### 4.4 水底土砂の埋立に係る問題

廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃掃法）においては廃棄物ではないが、海防法においては廃棄物の位置づけとされている水底土砂（浚渫土砂）について、海防法における埋立処分の際の受入基準とその後の土地になった際の土対法における指定基準の適用において、その取扱い上での懸念が指摘されている<sup>4.9)</sup>。

それは、水底土砂の埋立において受入の基準となっている海防法の基準値は排水基準に準拠したもので、土砂からの溶出液が水質環境基準の原則10倍値となっている一方、土対法における指定基準は水質環境基準と同じ値となっていることによるものである。基準値の数値の単純比較において原則10倍の差があるということになる。

このことから、海防法に準拠して水底土砂を受け入れていた埋立地が埋立竣工後に土地となり、土対法の規制を受けることとなった際に土対法の基準を満たさない土地となる場合が出てくる可能性がある。

なお、両者の基準における分析・測定方法においては異なる点があり（表4.2）、同一試料を分析した際に必ずしも同じ分析値が示される訳ではないことに留意が必要である。

土対法における基本理念は、土壌汚染に伴う健康被害の未然防止である。それに対して、飲用井戸が設置されることがない海面埋立地において、土壌溶出量が土対法の基準値を超過する可能性のみをもって、水底土砂による埋立行為自体を問題視するような社会の流れが生じる場合がある。そのような場合においては、法の精神や内容、技術の可能性や信頼性、社会の現実と利益などを踏まえ、思慮深い議論・判断をしていくことが必要になる。

対象となる施設や事業の特性、あるいは基準値の本来の目的や性格を踏まえずに、基準値を一律機械的に適用して、その超過の有無のみを以って議論を行うことは、科学的な判断から逸

脱するだけでなく事業者等に必要以上の制約や負担を強いることになる。その解決策の一つとして、暴露リスクを評価することによって安全が担保できるか否かを判断し、それを踏まえた事業展開をしていくことが考えられる。それによって事業の選択肢が多様化し、事業の総合的なパフォーマンスが向上する。民生・経済・産業の健全な向上や財政の効果的な支出につながる可能性を鑑みれば、規制の柔軟化を検討する価値は高いと考えられる。

表 4.2 海防法と土対法における分析方法の比較

		土対法	海防法	
根拠		・「土壌の汚染に係る環境基準について」平成3年8月23日 環境庁告示46号 ・「土壌溶出量調査に係る測定方法を定める件」平成15年3月6日 環境省告示18号	「海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律施行令第五条第一項に規定する埋立場所等に排出しようとする廃棄物に含まれる金属等の検定方法」昭和48年02月17日 環境庁告示14号	
溶出操作	試料前処理	風乾 中小礫、木片等 除去 土塊、団粒 粗砕 2mm目ふるい(非金属) 通過	イ. 汚泥・水底土砂	ロ. 汚泥を処分するために処理したもの
			有姿のまま採取 小石等の異物 除去	粉碎(粒径5mm以下のものは有姿のまま) 0.5mm目と5mm目のふるい分けにて粒径が0.5mm以上5mm以下のものを試料とする
	試料液	溶媒 pH: 5.8~6.3 混合比: 10%(重量体積比) 混合液量: 500ml以上	イ. 無機性の汚泥又は無機性的の水底土砂	ロ. イの廃棄物以外の水底土砂
			溶媒 pH: 7.8~8.3 混合比: 3%(重量体積比) 混合液量: 500ml以上	溶媒 pH: 7.8~8.3 混合比: 10%(重量体積比) 混合液量: 500ml以上
	溶出	常温(おおむね20℃) 常圧(おおむね1気圧) 振とう: 約200回/分 振とう幅: 4cm以上5cm以下 振とう時間: 6時間連続	常温(おおむね20℃) 常圧(おおむね1気圧) 振とう: 約200回/分 振とう幅: 4cm以上5cm以下 振とう時間: 6時間連続	
固液分離	10~30分静置 約3,000回転/分で20分遠心分離 上澄みをろ過(孔径0.45μmのメンブレンフィルターにて)	孔径1μmのグラスファイバーフィルターペーパー(GFP)にてろ過 (ろ過が著しく困難な場合は約3,000回転/分で20分遠心分離した後の上澄み)		

参考文献

- 4.1) 中杉修身 (1999) : 水質環境基準の見直しと埋立処分, 廃棄物学会誌, Vol.10, No.2, pp128-137
- 4.2) 社団法人海外環境協力センター (1997) : 水環境保全技術移転マニュアル (総論), 第4章水質環境基準 (健康項目)
- 4.3) 環境省 (2003) : 化学物質に係る環境基準値の導出方法, 中央環境審議会水環境部会 環境基準健康項目専門委員会 (第2回;平成15年2月28日) 資料4
- 4.4) DOWA エコシステム (2016) : 基準値改正状況~排水基準・廃棄物関連~, DOWA エコジャーナル, (<http://www.dowa-ecoj.jp/naruhodo/2016/20160101.html>)
- 4.5) 環境省 (2006) : 水質汚濁防止法に基づく排水基準について, 中央環境審議会水環境部会 水生生物保全排水規制等専門委員会 (第4回;平成18年2月14日) 参考資料9
- 4.6) 環境省 (2007) : 水質汚濁防止法関係資料, 効果的な公害防止取組促進方策検討会 (第1回;平成19年8月30日) 資料2-2

- 4.7) 日本環境測定分析協会（発行），環境庁水質保全局 海洋汚染・廃棄物対策室（監修）（1996）：産業廃棄物分析マニュアル，pp407
- 4.8) 環境省（2015）：土壤の汚染に係る環境基準の見直しについて（第2次答申）（案），中央環境審議会土壤農薬部会（第32回；平成27年12月11日）資料2-1
- 4.9) みなと総合研究財団（編集）（2013）：臨海部における土壤汚染対策研究会 報告書，pp79

## 5. 海面処分場の点検と大規模な流出が発生した場合の対応

管理型廃棄物処分場の護岸構造には、透水係数が極めて小さな値（側面遮水工厚 50cm 以上で透水係数  $1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  以下）となる二重の遮水工が設けられている。そのため処分場内の保有水や埋立地盤内の間隙水が遮水工を経由して外海へ流出する量は、実質的にはゼロリスクと評価できる程度の極微量となっている。しかしこのような側面遮水護岸が巨大地震や津波により損壊した場合に備え、処分場の内容物が流出した際の検知方法と、暴露リスク評価を踏まえた補修・復旧方法を検討しておくことの有用性は高い。

図 5.1 に流出時の対応フローを示す。点検において異常が確認された場合、まず損傷箇所・範囲の把握し、廃棄物粒子の流出の有無を確認する。粒子の流出が有る場合は、対策を実施する。粒子流出は無いものの堤内水の流出が疑われる場合は、流出水量の把握を実施するとともに、流出水の水質を把握し、暴露リスク評価の与条件とする。暴露リスク評価において対策が必要となる場合、特定した損傷箇所・範囲を対象に補修・復旧、またはその他の対策を実施する。対策後は一定期間に流出量とその水質を把握し、暴露リスク評価において安全を確認する。

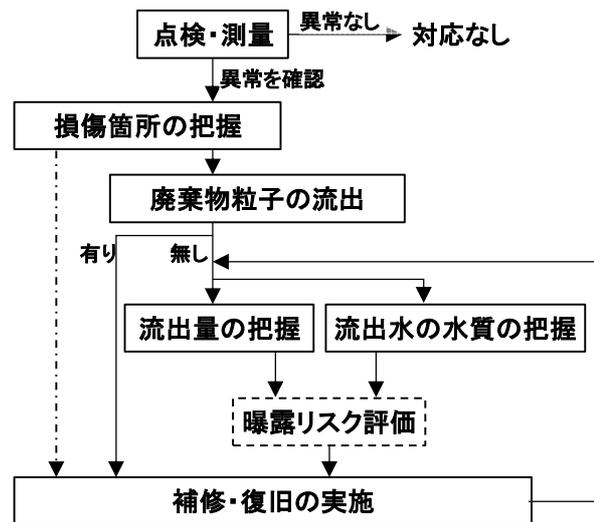


図5.1 流出時の対応フロー

### 5.1 点検方法

#### (1) 点検の時期・頻度と項目

港湾施設のひとつとなる管理型廃棄物海面処分場の維持管理計画については、『廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃掃法）』と『港湾法』の双方に準拠した計画を立案する必要がある。さらに「港湾の施設の維持管理技術マニュアル」<sup>5.1)</sup>や「港湾の施設の維持管理計画書作成の手引き（増補改訂版）」<sup>5.2)</sup>に維持管理計画を立案する際の具体的な方法がまとめられており、指針となっている。

常時における遮水護岸の目視や測量・観測による定期点検方法は、これらの法令や図書に基づき各処分場にて設定され、埋立時に運用されている。一例を以下に示す。

#### ●点検頻度

初回点検：竣工時

日常点検：1日1回

定期点検：点検対象の重要度に応じて1月に1回や、1年や5年に1回など

#### ●構造物や材料等の点検項目

①劣化・損傷，②目地の開き，③段差量，④傾斜量，⑤移動量，

⑥水面の吹き出し・法面崩壊，⑦遮水機能（堤内水位），⑧法令点検，⑨基準点の確認

これら点検においては、遮水護岸の目地部の間隔、上部工の変位や舗装勾配の変化、堤内水面に吹き出しなどの特異な状況を確認することが重要で、遮水機能（堤内水位）の点検は降雨や蒸発散の少ない日に実施することが望ましいと考える。

## (2) 損傷箇所の把握

台風や地震などのイベント直後に実施される点検において、異常が確認された場合は、「損傷箇所の特定」を行う必要がある。護岸全体が大きく崩壊していて損傷範囲や損傷箇所が明確な場合は目視にて特定が可能である。遮水護岸が法線を大きく逸脱して損壊したことが確認された場合は、二重の遮水工の損傷とともに廃棄物粒子の流出が疑われることとなる。このような場合の堤内水位は、堤外潮位と連動した状態となるため、巡回点検により流出水箇所を特定することができる。また、堤外海水の採水による濁度や pH の測定、廃棄物由来の SS や重金属成分を分析することで遮水工損傷の有無を確認できる。

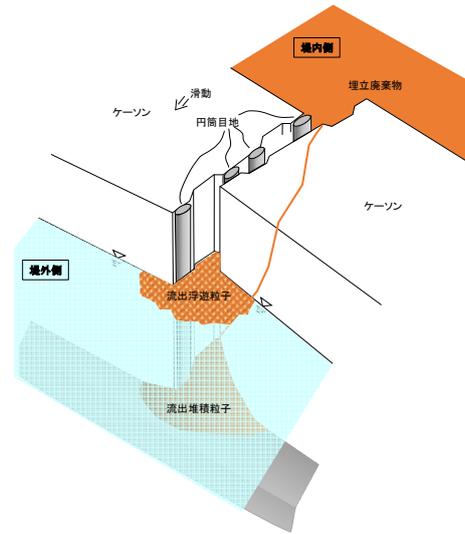


図 5.2 大きく滑動し遮水工が損壊したハイブリッドケーソン護岸のイメージ図

しかし護岸が崩壊に至らずにある程度変位した状態の場合では、護岸構造物内に埋め込まれた形状となっている遮水工の損傷箇所を特定する技術は、海面処分場においてははまだ発展途上にある。これは遮水材が海水と接触していることから電気的な検知は困難であり、また波浪等の外力が繰り返し作用する環境であるためひずみ計測による検知も困難となっているためである。

しかし一つの方法として、中間層にモニタリング設備を複数箇所設け、堤内水位、中間層水位、外海潮位の経時変化を同時計測することで損傷箇所を含む範囲をある程度特定することは可能である。傾斜堤護岸やケーソン護岸におけるモニタリング設備の配置例を図 5.3 に示す。またモニタリング設備を設置する場合には、護岸構造上、遮水工として比較的弱点部となる箇所（隅角部や異種構造接続部、水深変化部など）その他を勘案して配置を検討することになる（図 5.4 参照）。

堤外側の 1 層目遮水工が損傷している場合、中間層水位は外海潮位と連動する。堤内側の 2 層目遮水工が損傷している場合、中間層水位は堤内水位に近接する（図 5.5 参照）。また損傷箇所近傍の中間層水位の振幅は大きく、遠方ほど水位変動は小さくなる（図 5.6 参照）。このような観測と観測結果の再現シミュレーションを必要な水準で行えば、遮水工の損傷箇所をかなり絞り込むことができると考えられる。

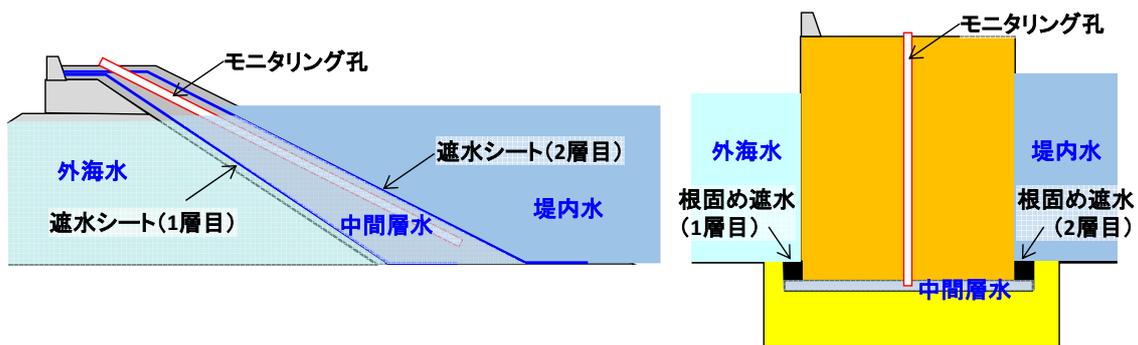


図 5.3 モニタリング孔設置例（左：傾斜堤護岸，右：ハイブリッドケーソン護岸）

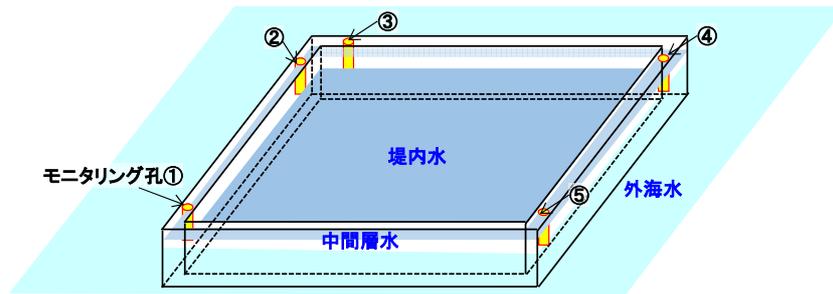


図 5.4 モニタリング設備の配置例

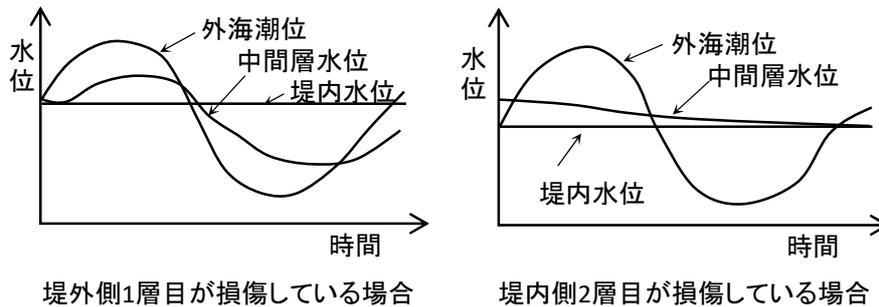


図 5.5 遮水工損傷時の水位変動例

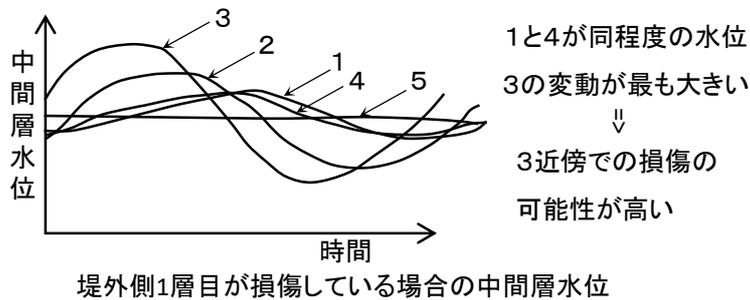


図 5.6 堤外側 1 層目遮水工損傷時の中間層水位変動例  
(図 5.4 のモニタリング孔配置の場合)

### (3) 水位観測による流出水量の把握

常時の点検において異常が確認された場合は、暴露リスク評価の与条件となる損傷箇所からの「流出水量」を把握する必要がある。

流出水量を把握する方法として、堤内外水位の経時変化を観測する方法が挙げられる。堤内水位の変動の外的要因は、上昇要素として「廃棄物の投入」「降水」であり、下降要素は「蒸発」「水処理施設への汲み取り」である。具体的には、これらの外的要因を測定（写真 5.1 参照）し、堤内水位の実測結果を補正する。一方、実測結果の再現解析においては堤内外水位差に起因する流出入量を下記の基礎式<sup>5.3)</sup>により算定する。側面遮水工および底面遮水工における遮水層厚と透水係数を観測結果と整合するように設定することにより、側面および底面からの流出水量を評価することができる。

$$\Delta\zeta_{in} = \frac{\Delta Q_1 + \Delta Q_2 + \Delta Q_3 - \Delta Q_4}{A_{bottom}} + \alpha - \beta \quad (5.1)$$

$$\Delta Q_1 = k_{bottom} \frac{\zeta_{out} - \zeta_{in}}{d_{bottom}} \times A_{bottom} \times \Delta t \quad (5.2)$$

$$\Delta Q_2 = k \frac{\zeta_{out} - \zeta_{in}}{d} \times S \times \left( \frac{\zeta_{out} + \zeta_{in}}{2} + H \right) \times \Delta t \quad (5.3)$$

ここに、 $\zeta_{in}$ ：堤内水位（解析値）， $Q_1$ ：底面流入量（解析値）， $Q_2$ ：側面流入量（解析値）， $Q_3$ ：廃棄物投入量（実測値）， $Q_4$ ：水処理施設への汲み取り量（実測値）， $\alpha$ ：降水量（実測値）， $\beta$ ：蒸発量（実測値）， $k_{bottom}$ ：底面透水係数（設定値）， $k$ ：側面透水係数（設定値）， $\zeta_{out}$ ：堤外水位（実測値）， $\zeta_{in}$ ：堤内水位（実測値）， $d_{bottom}$ ：底面遮水層厚（設定値）， $d$ ：側面遮水層厚（設定値）， $A_{bottom}$ ：底面積（設定値または実測値）， $S$ ：護岸延長（設定値または実測値）， $H$ ：水深（設定値）， $\Delta t$ ：時間（実測値）とする。



写真 5.1 現地水位観測の測器設置例（左：水位計，右：雨量計）

#### 【流出水量の試算例】

延長 1000m×1000m, 水深-10m の管理型海面処分場を想定する。堤外潮位は+1.3±1.3m とし、周期 12h24min で振幅する。底面からの流出入水をゼロと仮定し、側面遮水工の層厚を 50cm とし、側面遮水工の透水係数を任意に調整する。1 潮汐あたりに流出する水量は、側面遮水工透水係数  $k=1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  とした場合には  $16 \text{m}^3$  と推定され、内水位の変動は 0.02mm と微量である。 $k=1 \times 10^{-3} \text{cm/s}$  の場合は  $1.6 \text{万 m}^3$  と推定され、内水位の変動は 2cm となり、測器の観測精度が 1cm の場合、把握することが可能である。

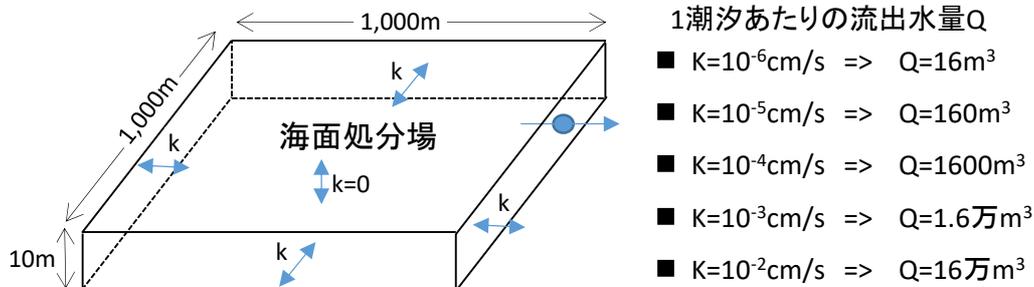


図 5.7 仮想処分場の側面透水係数に応じた流出水量 Q の試算例

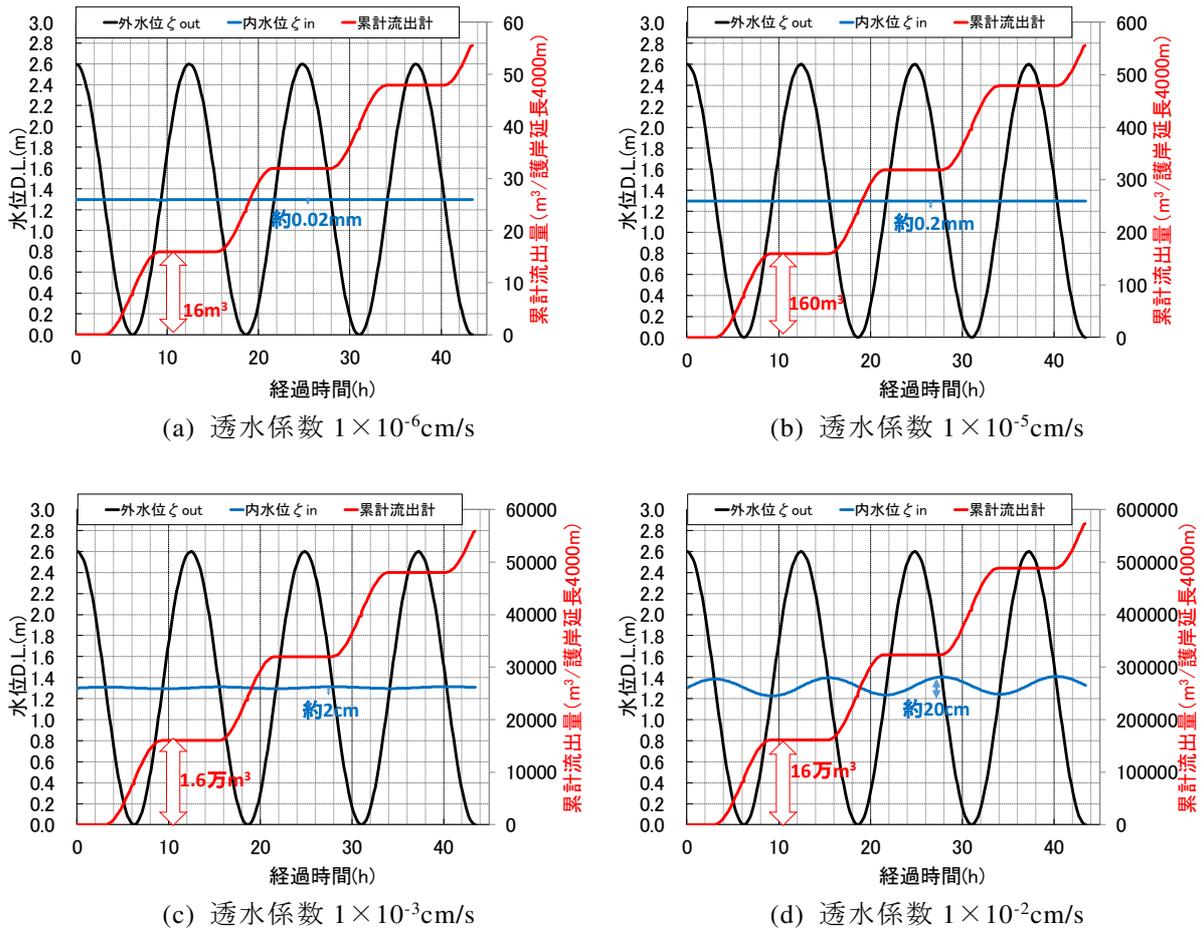


図 5.8 流出流量と堤内水位変動の試算例

#### (4) 採水モニタリングによる水質の把握

暴露リスク評価のためには、流出水量とともに「流出水の水質（汚染物質濃度）」を把握する必要がある。流出する水塊の水質（汚染物質濃度）を把握するためには、採水・分析する方法が挙げられる。水質の調査手順を図 5.9 に示す。

ここでは、堤内水が堤内側の遮水工を經由して堤外側の遮水工と挟まれた中間層に流出し、さらに堤外側の遮水工を經由して外海に流出することを想定した場合に考えられるモニタリングおよび水質把握の方法を説明する。

まず、堤内に水面が残っている場合には、その堤内水を採水し、分析する。採水場所は処分場内の水面から直接採水する、もしくは水処理施設に余剰水として汲み上げられるものを採取することができる。分析対象とする水質項目は、理想的には排水基準の対象となっている全項目であるが、状況を勘案して水質項目を選定することになる。この分析値が排水基準を下回っていれば、仮に遮水護岸から堤内水が流出していたとしても、対象水質項目の環境へのリスクは基本的に問題にならない。

次に、堤内に水面が残っていない場合や、堤内水が排水基準を超過している場合には、異常がある箇所近傍のモニタリング設備内の中間層水を採水し分析することで流出水の水質を把握

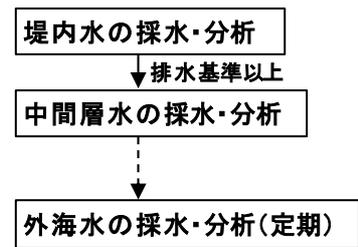


図5.9 水質調査の手順

する。二重の遮水工に挟まれた中間層は海水交換量が限られた領域であるため、水質変動を比較的把握しやすいと考えられる。

また、損傷後や対策後の継続観測としても中間層水の採水・分析は活用できる。この場合の水質の分析項目も、理想的には管理項目となっている全項目であるが、日々の管理として全項目を分析することは、重金属等の分析に数週間を要する場合があることや、費用が大きくなることなど負担が許容できない可能性がある。現地で容易に測定可能であり、多くの処分場で主な管理項目となっている pH をスクリーニング項目として流出水の日々の管理を行うことが現実的なひとつの方法として考えられる。流出水が高アルカリ水の場合、一般海水と混合すると緩衝され pH は低下することが知られている<sup>5,4)</sup>ため、外海水で大きく希釈される前の中間層内の海水を採水し分析することで、水質の変動を把握できる可能性がある。

以上より、流出水量とその水質を把握することができれば、暴露リスク評価の与条件とすることができるのではないかと考えられる。

外海での採水・分析は、流動する大量の海水で希釈される効果も考慮すると、水質変動の把握が困難となることが予想される。しかし、各処分場での定期的なモニタリングにおいて、外海水の採水・分析を既に実施している場合は、同様に採水・分析を実施することにより損傷前と損傷後、さらに対策後の結果を比較することができる。外海水の分析結果に差が認められない場合は、損傷による環境影響が発生していないことの、また対策による環境負荷が抑制されていることの判断の材料となる。

## 5.2 補修・復旧方法

化学物質の暴露リスク評価の考え方を踏まえて対応が必要と考えられる場合、または遮水工の損傷程度が進行する場合は、補修または復旧を検討する。海面処分場における遮水工の実用

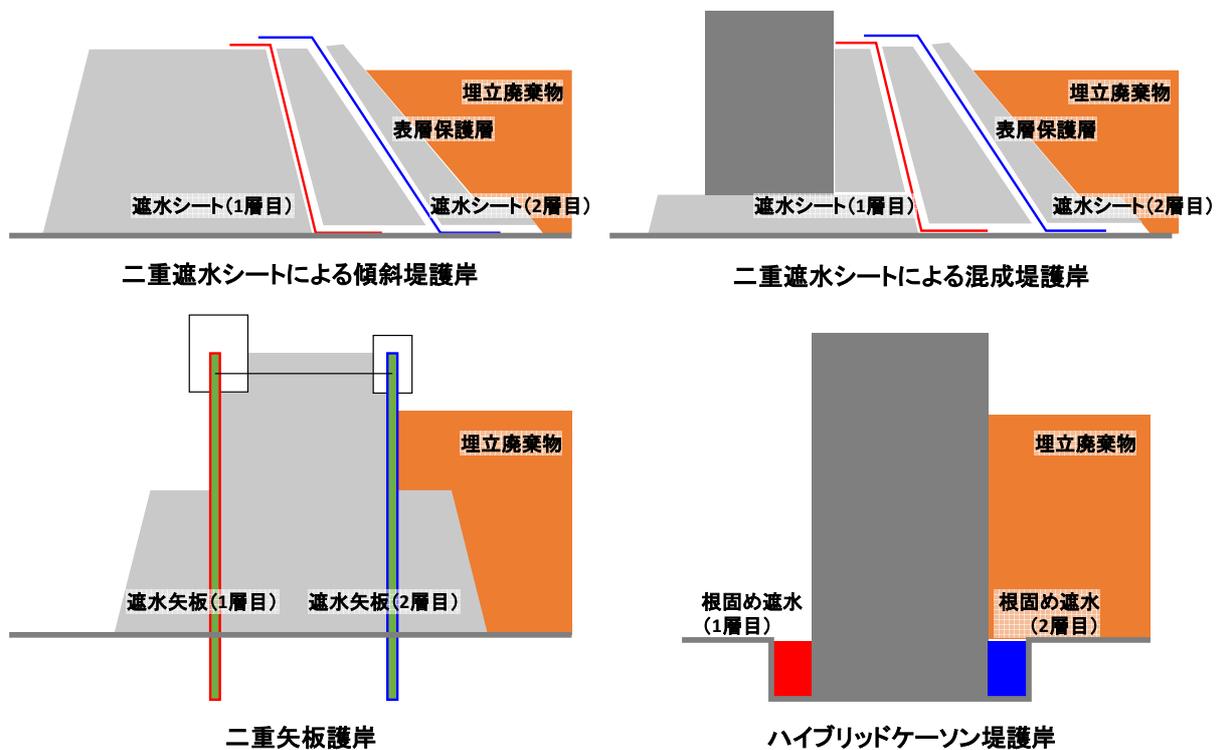


図 5.10 対象とする遮水護岸の構造イメージ図

的な補修・復旧方法が確立されている状況にはないのではないかとと思われるが、ここでは暴露リスク評価により影響のない程度（例えば遮水層厚 50cm かつ透水係数  $k=1 \times 10^{-4} \text{cm/s}$  相当。6. の検討結果を参照。）まで流出を抑制するための補修方法と、遮水護岸として当初の遮水機能（遮水層厚 50cm 以上かつ透水係数  $k=1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  以下）を得るための復旧方法の一案を挙げる。対象とする遮水護岸は、管理型海面処分場での実績がある「二重遮水シートによる護岸」「二重鋼矢板護岸」「ハイブリッドケーソン護岸」とする。

### (1) 二重遮水シートによる護岸

緩傾斜堤護岸または捨石マウンド上に設置されたケーソン混成堤護岸の場合は、遮水工として堤内側に二重遮水シートが敷設される。1層目の遮水シートは堤体内部にあるため補修・復旧は困難である。そのため、堤内側の2層目遮水シートを対象に補修・復旧を行うことが考えられる。

#### 【リスクのない程度に補修する方法】

遮水シートの下地材となっている砕石が緩やかに変形した場合には、遮水シートの法面途中には局所的な応力が集中しない。ただし上部工の変位に遮水シートの伸びが追随できない場合には、遮水シートの天端固定部や下地材の法肩位置で遮水シートが破断する可能性がある。このようなことを想定して、設計時には、天端部へのシートの固定強度を遮水シートの破断強度より弱くすることで、応力作用時に遮水シートを損傷させずに天端固定が外れるように工夫することができる。このような設計をされた護岸が被災した場合、シートの天端固定部が損傷し、遮水シートが法先部へ引き込まれることになる。このような被災状況においては、引き込まれた幅の遮水シートを所定の遮水高まで継ぎ足すことにより、補修することができる。この際、上部工が所定高さより沈下している場合には、上部工を嵩上げする必要がある。

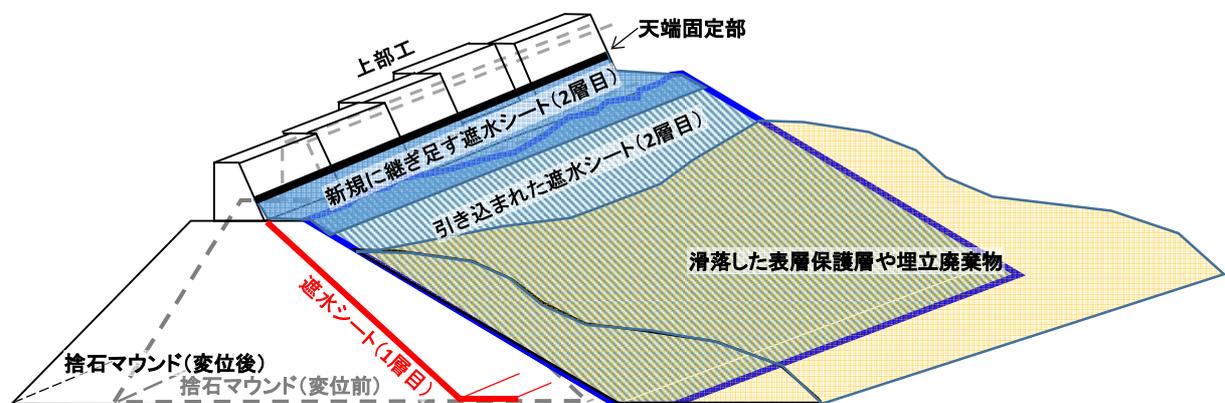


図 5.11 護岸変形後の遮水シートの天端部継ぎ足し

#### 【当初の遮水機能に復旧する方法】

2層目の遮水シートが局所的な引張荷重を受け、材料の伸びとともに天端部から設計における遮水高より低い位置まで破断した場合を想定する。この場合は、破断した遮水シート上の表層保護層や埋立廃棄物を撤去し、遮水シートの天端固定部を解除した後に、破断部を矩形に切り取り、切り取った形状より大きめの新規遮水シートをブチルゴムとボルトにて接合する。その後再度天端を固定し、表層保護層で覆う。

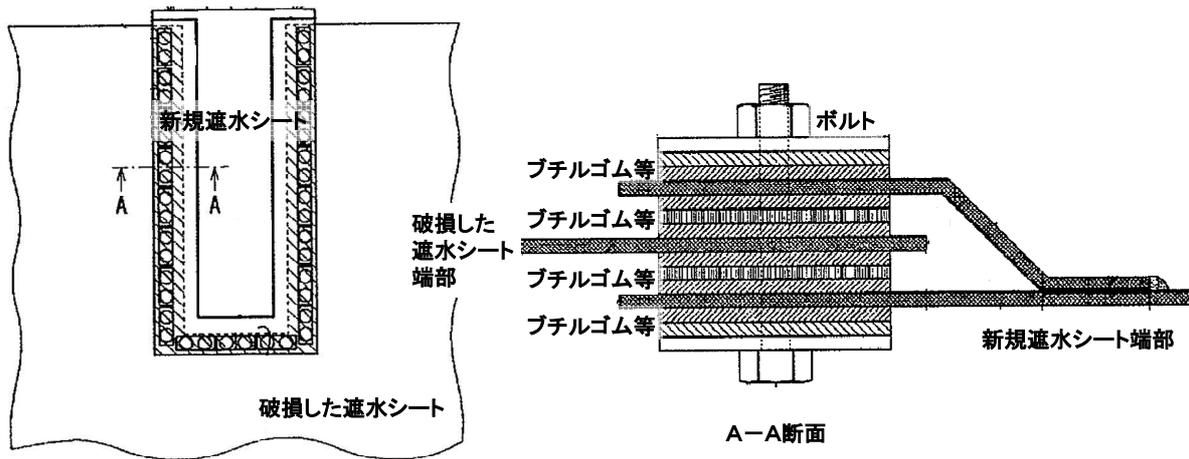


図 5.12 遮水シートの復旧方法例

## (2) 二重鋼矢板護岸

鋼矢板を二重に用いた「矢板護岸」では矢板間は中詰材で埋め戻される。このような矢板式護岸において、矢板の変位に伴い継手部が外れるなどした場合には、遮水性が損なわれる。

### 【リスクのない程度に補修する方法】

護岸上部から中詰材を地盤改良して止水機能を持たせ、補修とすることができる。ただし、損傷部は、潮位に応じて堤内外へ水の行き来が生じているため、改良材には固化時間が短いものを選定するほか、施工においても潮止まりの時間帯に実施するなどの配慮が必要となる。また、瞬結タイプの薬液注入により仮止水した後、損傷箇所近傍にはセメント等の固化材による改良にて遮水する方法など、より確実な工法を選定することも考えられる。

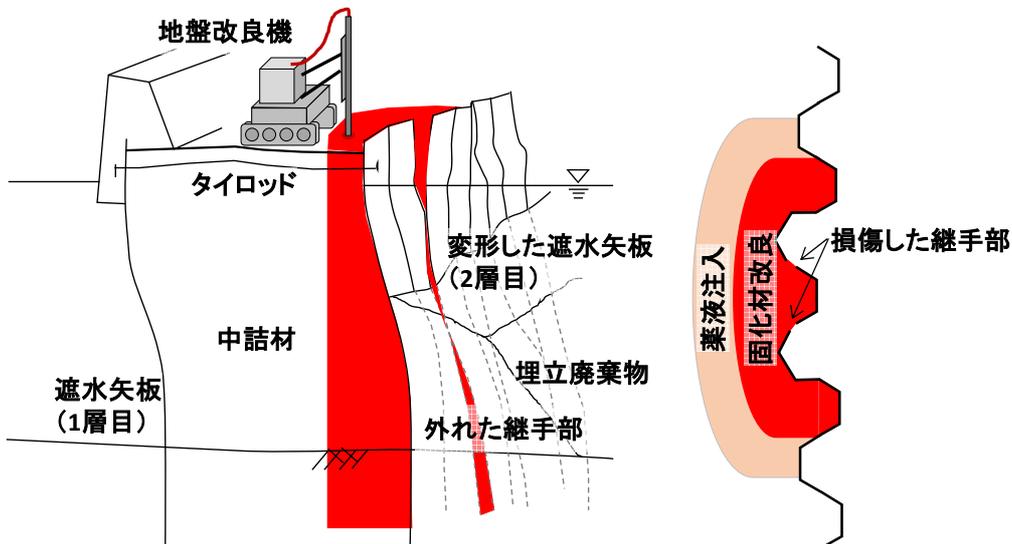


図 5.13 矢板護岸の遮水施工図と止水構造案

### 【当初の遮水機能に復旧する方法】

矢板が露出している場合、もしくは損傷箇所が想定される範囲の堤内側腹付材や埋立廃棄物もしくは二重矢板内の中詰土を掘り起こして矢板を露出させることができる場合には、流出水検査装置等を用いて継手部が外れた箇所を特定する。損傷箇所の矢板に隣接して新設矢板を打

設し、既設矢板と水中溶接等により固定する。既設矢板と新設矢板により囲まれた遮水室の水中には土質系遮水材を、気中部にはアスファルト系遮水材を充填し、遮水性を確保する。

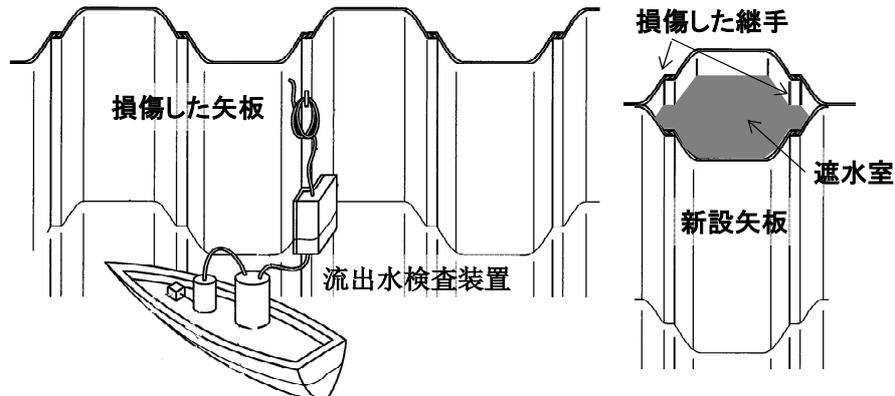


図 5.14 矢板護岸の損傷箇所検査方法と補修方法例

### (3) ハイブリッドケーソン護岸

掘り込み式のハイブリッドケーソン護岸は、現地盤を掘り込み、ケーソンを設置し、両脇にアスファルトマスチックを用いて根固め遮水される。ケーソン間の目地部には、円筒目地が設置され、円筒目地内部にはアスファルトマスチックが充填され、さらに二列の円筒目地間にもアスファルトマスチックが充填される。地震等によりケーソンが滑動しケーソン間の目地部に相対変位が生じた場合を想定する。

#### 【リスクのない程度に補修する方法】

ケーソン間の相対変位量が比較的小さい場合は、堤外側に目地板を設置することで粒子と一定量の海水の流出を防ぐことができる。

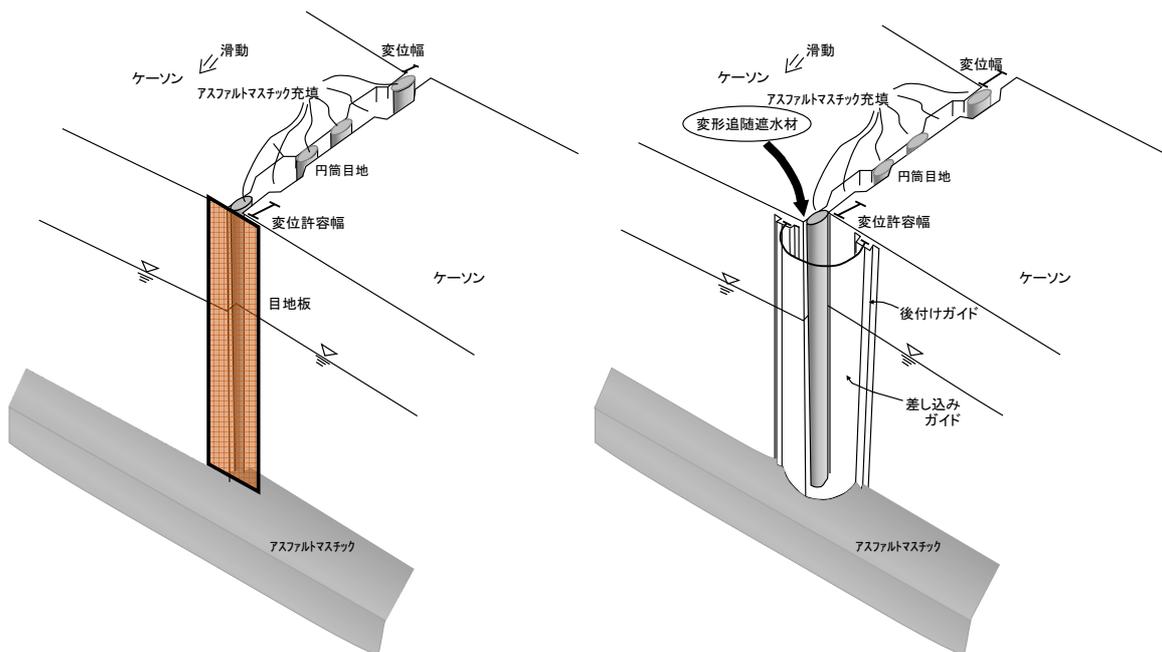


図 5.15 ケーソン護岸の損傷箇所の補修方法例（左：目地板，右：ガイド＋遮水材）

相対変位量が円筒目地の許容値より大きい場合は、ケーソン側面に後付けのガイドを取り付け、鋼製の差し込みガイドを設置し、目地との間を変形追従性遮水材（アスファルト系遮水材または土質系遮水材）を充填することで、補修することができる。

いずれの場合においても根固め部のアスファルトマスチックは、生じた隙間に自重変形して自己充填されるため補修は必要ないと考えられる。

#### 【当初の遮水機能に復旧する方法】

ケーソン護岸において上記に記載した方法にて補修できない程度の大きな変位や、ケーソンの傾斜や転倒が生じた場合は、場内の保有水のみならず埋立廃棄物が外海に流出する可能性がある。この場合の復旧方法のひとつとして「遮水護岸の堤外側に新たに遮水護岸を設ける」ことが考えられる。この措置が埋立免許の範囲外になる場合には、手続きに時間がかかるため早期の復旧が困難となる可能性がある。

復旧が困難な場合は廃棄物を掘削し、別途の処分場に移設する方法も考えられる。処分場内全量を移設するか、部分的に移設をして遮水護岸を復旧するかの検討は、撤去・復旧に長期間かかるため環境に対するリスクが継続されることへの配慮、またその費用等を考慮して行われることになる。

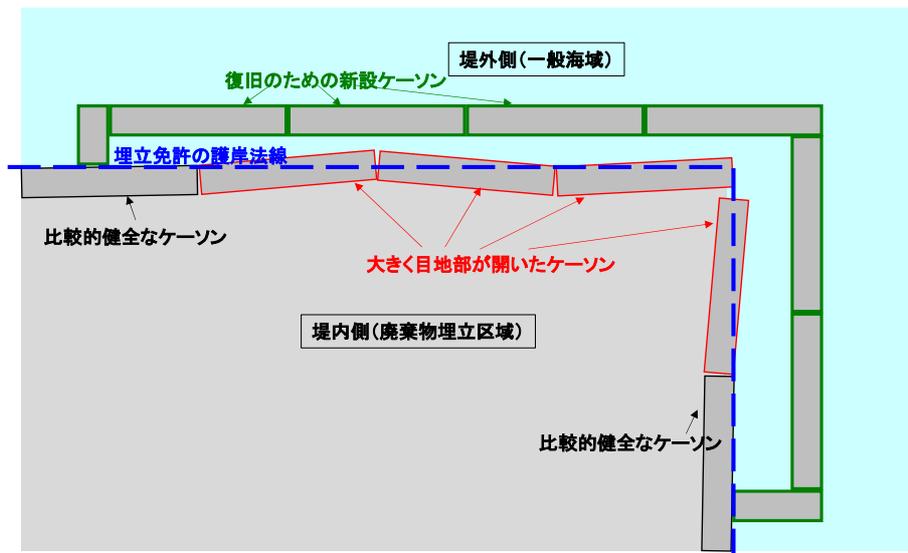


図 5.16 ケーソン護岸の被災と新設遮水護岸の配置例

### 5.3 まとめ

ここでは、管理型海面処分場の遮水護岸が損傷した場合の検知方法について、日常点検を含む管理方法例を挙げ、異常もしくは異常の兆候を確認した場合の対応の一案を提示した。護岸の損傷箇所からの堤内水の流出の評価については、「流出水量」は現地観測と再現解析を組み合わせることである程度程度の評価が、「損傷箇所の範囲」は中間層に設けたモニタリング設備で水位観測を行うことである程度程度の推定が、「流出水の水質（物質濃度）」は中間層のモニタリング設備を利用して採水・分析することである程度程度の状況把握ができる可能性があることを述べた。これらによって得られる「流出水の量・水質」や「損傷箇所の範囲」の情報は、護岸損傷時の暴露リスク評価を行う際に有用な情報となる。

また、護岸損傷箇所の簡易な補修と遮水機能回復のための復旧方法について、主要な遮水護岸構造を対象に方法案を提示した。

化学物質の暴露リスク評価を用いて遮水護岸の性能を検証する手法が確立されれば、それを活用した合理的な設計・施工が可能になる可能性がある。そうしたことが実現されていくためには、暴露リスク評価の知見・理解を積み重ねることや、現地での流出水量のモニタリング・定量評価の方法論を高めていくことが必要である。それらの結果として、環境リスクが許容される範囲に収まることを前提として、例えば、遮水シートを一部ラップして敷設する程度の流出水量を許容することで施工費を安価とするとともに、埋立後の閉鎖に向けた早期安定化につなげる枠組みを確立することが、「高価な建設費」と「長期間の安定化处理」という重複する課題を解決できる一つの方策となる可能性がある。

#### 参考文献

- 5.1) 財団法人沿岸技術研究センター：港湾の施設の維持管理技術マニュアル，沿岸技術ライブラリー No.26，平成 19 年 10 月。
- 5.2) 財団法人港湾空間建設技術サービスセンター：港湾の施設の維持管理計画書作成の手引き（増補改訂版），平成 20 年 12 月。
- 5.3) 渡部 要一，鶴飼 亮行，伊野 同：管理型廃棄物埋立処分場の遮水性能，土木学会年次学術講演会講演概要集第 7 部，58 巻，pp.331-332，2003。
- 5.4) 肴倉宏史・仲川直子・前田直也・角田康輔・水谷聡・遠藤和人・宮脇健太郎：水酸化物イオンに対する海水による pH 緩衝メカニズムの考察，廃棄物資源循環学会研究発表会，No.25，pp.399-400，2014。

## 6. 暴露リスク評価を使った海面処分場技術の評価

処分場からの場内物質の流出について、海面処分場の遮水性能を評価した報告<sup>6.1) 6.2) 6.3)</sup>や、陸上処分場建設による暴露リスクを評価した報告<sup>6.4)</sup>はあるが、海面処分場の建設による健康影響等に対するリスク評価はあまり行われていない。

そこで、海面処分場を対象として健康影響についての暴露リスク評価を机上検討により行った。検討は、①場内の物質が処分場からの流出した後の海域の濃度の評価と②流出した物質による暴露リスク評価の2段階で実施した。検討は、簡素化された構成・内容ではあるが、評価を導くうえで重要性が高いと考えられる部分は極力捨象しないようにと考えて実施した。検討は、遮水護岸の構造基準を緩和した場合および地震等により遮水構造が大規模に損壊した場合についてのリスク評価を現状との比較を基本に行った。

### 6.1 暴露リスク評価の体系の基本的な考え方

#### (1) 海面処分場と周辺環境のモデル化と解析

これまでに建設された海面処分場に関する情報<sup>6.5)</sup>をもとに、中央値に近い規模の埋立面積100,000m<sup>2</sup>、埋立容量1,000,000m<sup>3</sup>の海面処分場を想定した。処分場の設置水深は-10mとして、3方向を陸に囲まれた比較的小さな海域を設定し、POM (Princeton Ocean Model) ※を使用して3次元解析を行った。

#### ※ POM (Princeton Ocean Model)

プリンストン大学で開発された、海洋の流れを計算するための数値モデルであり、世界的に広く使用されている。

基礎方程式は、流動の式、水平方向の運動方程式、水温の移流拡散方程式、塩分の移流拡散方程式、乱流エネルギー輸送方程式、乱流スケール輸送方程式、水平乱流に関する Smagorinsky の式、状態方程式からなる、静水圧近似を用いた準三次元モデルである<sup>6.6) 6.7)</sup>。また、鉛直座標系に $\sigma$ 座標系を用いることにより、高い分解能で表現することが可能である。

周辺の海域・地形を含む処分場の形状を図6.1に示す。廃棄物埋立護岸は、二重鋼管矢板式護岸を想定した。ただし解析上は、継ぎ手部遮水材ありの鋼管矢板のみの構造とした(図6.2)。護岸の鉛直遮水工は「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令」(基準省令)より、厚さ50cm、透水係数 $k=1\times 10^{-6}\text{cm/s}$ を標準として変化させ、廃棄物層の透水係数は既往の研究をもとに $k=1\times 10^{-2}\text{cm/s}$ <sup>6.8)</sup>とした。

主な解析条件を以下に記す。

- ・ 計算領域の上側境界の外側を沖とし、上側境界を開境界とし、潮汐の水位変動を与える。
- ・ 計算領域の左・右・下境界は閉境界(陸)とし、計算領域を小さな湾状の海域と想定した。
- ・ 計算領域の上下方向の長さは3kmで、左右方向の長さは2km。
- ・ 計算領域の水深は-10mで一定。
- ・ メッシュサイズは水平方向10m、深さ方向1m。
- ・ 外力は潮位変動のみとし、波や吹送流等は考慮しない。
- ・ 潮位変動は片振幅1m、周期12時間の正弦波。

- ・処分場内の水は、Darcy 則に従い処分場の外周部から流出する。

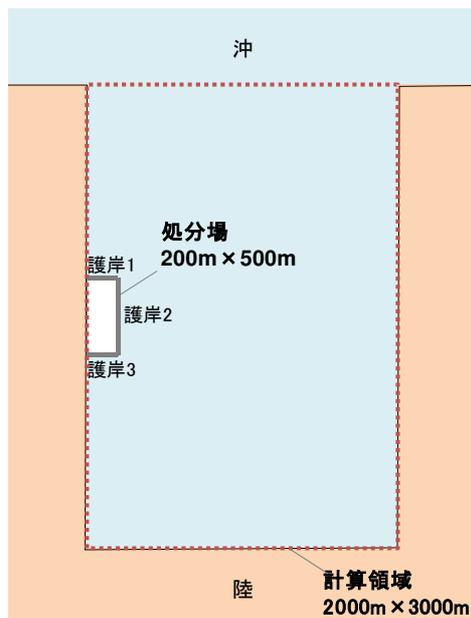
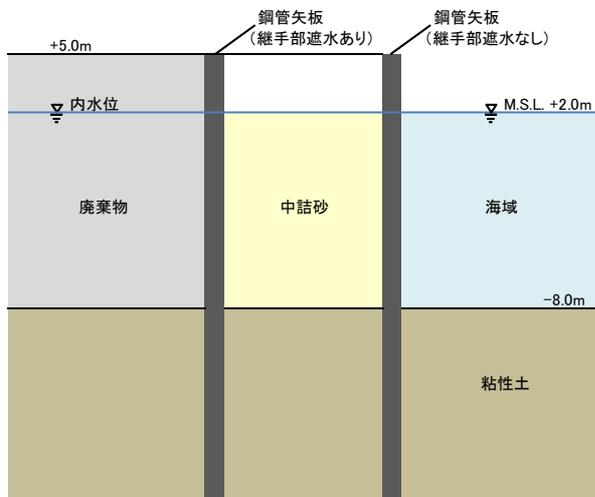


図 6.1 処分場および周辺の状況

【想定した護岸構造】



【解析上の護岸構造】

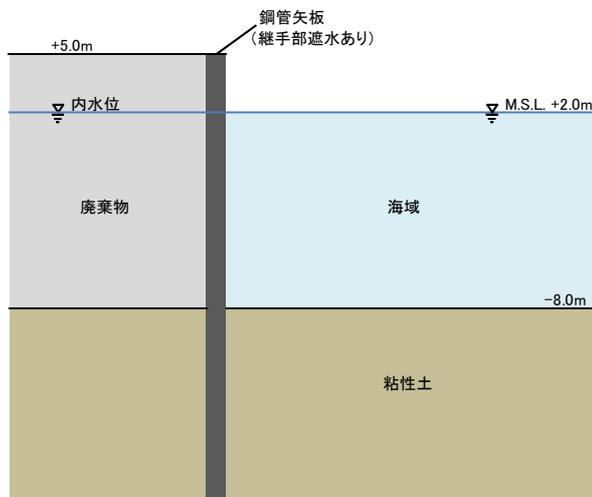


図 6.2 断面模式図

廃棄物層の保有水に溶出した対象物質が海域に流出する。その際、対象物質は微粒子等に吸着・沈降することはないとした。また、焼却灰を用いた 110 回の繰り返しバッチ試験において鉛の浸出濃度に大きな変化が無かったとの報告があることから<sup>6.9)</sup>、ここでは計算の単純化のため、安全側の設定として、対象物質が含まれる廃棄物保有水が廃棄物から流出した後に対象物質が再度溶出し、保有水中の対象物質の濃度は低下しないと設定した。

処分場からの場内物質の流出について、既往の研究では底面の粘性土にも透水係数や吸着係数を与えて 30～50 年経過後の解析を行っているが<sup>6.1) 6.3)</sup>、本研究では最長でも 30 日の解析期間としたため、底面の粘性土の透水係数はゼロに、側面の粘性土や遮水材への場内物質の吸着等がないものとした。

解析は、遮水護岸の透水係数を基準省令の  $k=1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  をベースとして、基準を緩和した場合  $k=1 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ 、遮水護岸が損壊した場合  $k=1 \times 10^{-2} \text{cm/s}$ 、降雨により内水位が上昇した場合を設定した（表 6.1）。護岸の損壊は護岸 3 全体に生じるものとし、護岸全体の透水係数が  $k=1 \times 10^{-2} \text{cm/s}$  となった状態を想定した（図 6.3）。

基準緩和条件で護岸が損壊したケースについて、降雨により内水位が上昇し、場内物質の流出が促進されるケースを Case5 とした。名古屋地区の降雨データ<sup>6.10)</sup>を参考に、それよりも非常に大きな降雨として降雨強度 116mm/h の降雨が 24 時間継続するものとした。また、降雨による内水位の上昇は廃棄物層の上面までとし、それ以上の降雨は地表面層から排水されるものとした。

また処分場の周辺海域における対象物質の濃度の経時変化を、処分場の 3 方の護岸から 0～10m（護岸隣接格子）、90～100m、490～500m、990～1000m 離れた位置（図 6.4）において整理・分析した。

表 6.1 検討ケース

Case	区分	護岸 3 の損壊	護岸透水係数 (cm/s)			降雨による内水位上昇
			護岸 1	護岸 2	護岸 3	
1	標準	なし	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	なし
2	基準緩和	なし	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-4}$	なし
3	標準	あり	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-2}$	なし
4	基準緩和	あり	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-2}$	なし
5	基準緩和	あり	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-2}$	あり



図 6.3 護岸 3 損壊時の計算条件

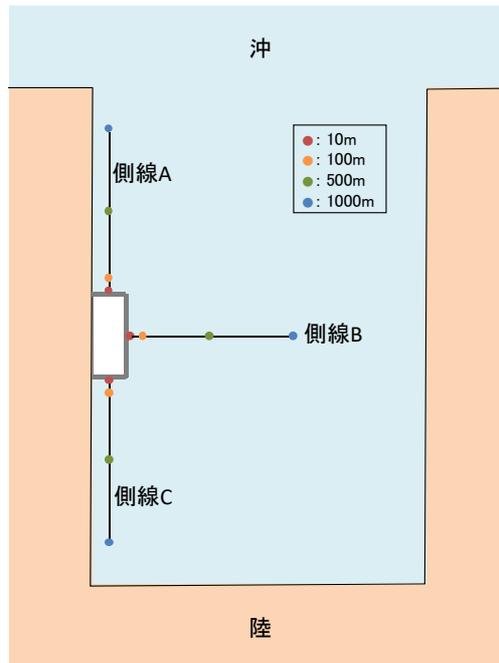


図 6.4 観測点の設定状況

海面処分場の場合内水における対象物質の濃度を 1、初期の海域の対象物質の濃度を 0、外海の対象物質の濃度を 0 として Case1 から Case4 は約 7 日間、Case5 は約 30 日間、海水・物質移動の計算を行った。計算の結果得られた対象物質濃度の平面分布を表 6.2、6.3 に示す。Case1 から Case4 は計算開始から約 7 日後における対象物質の海域表層での濃度の平面分布であり、Case5 は計算開始から 30 日後の対象物質の濃度の平面分布である。

これらの図では、各ケースとも上側に若干膨らんではいるものの、海面処分場をおおむね均等に取り囲むように等濃度線が描かれている。これらはいずれも外海の水位が上昇する過程でほぼ平均水位になる状態を表している。そのため、この濃度分布の形状は、引き潮時に北に伸び、上に伸び、上げ潮時に南に縮むという周期的な変化のなかの一局面である。

流速および物質濃度は、どの場所でも表層と底層でほとんど違いがない。これは、海域の水深が大きいものではなく、海底地形が平坦であり、各種の条件が水平方向および水深方向にほとんど変化しないという条件設定のために、このような結果になったと考えられる。

側線 A～C の各距離における対象物質の濃度の経時変化を表 6.4、6.5 に示す。

それらによれば、護岸から離れた格子では濃度の安定化に時間がかかる傾向があるが、護岸隣接格子では半日で最大濃度が高まり、その後は最大濃度に大きな変化はみられない。Case5 は 6 日目に降水があり、それによって処分場内の水位が上昇する。このケースでは、降水開始から約 17 時間で処分場内の水位が処分場の海域表層での廃棄物上面に達し、それ以降は降水が続く間、水位が 3m を維持し、降水が終了すると水位が低下していく。降水による処分場内の水位上昇により処分場周辺海域の物質濃度が上昇する。降水の終了とともに処分場内の水位が低下し、それを受けて周辺海域の物質濃度が低下していき、降水終了の 10 日程度後に護岸隣接格子の物質濃度の最大値は降水前の水準に戻ることが分かる。

表 6.2 海域における物質濃度の平面分布

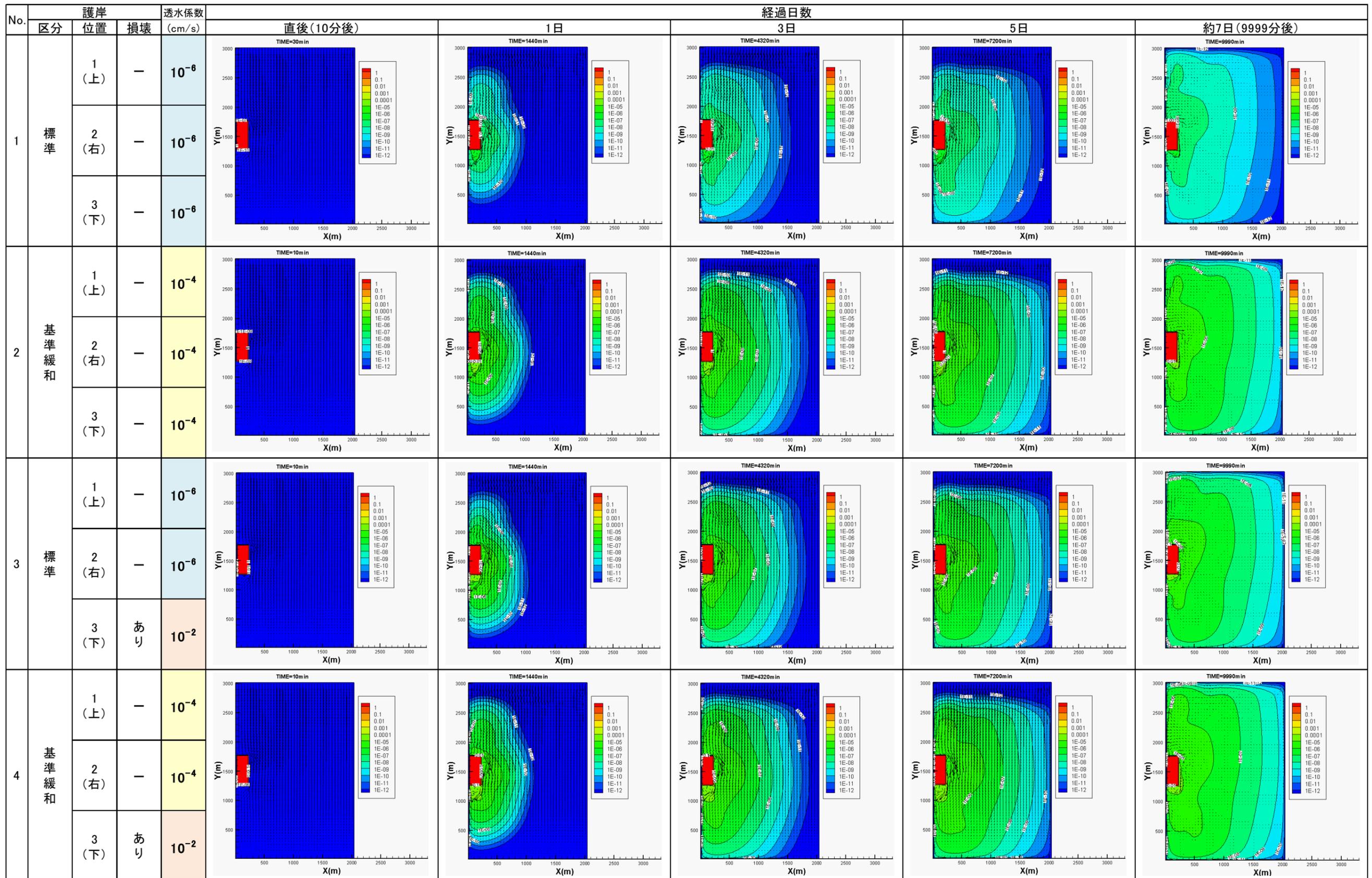


表 6.3 海域における物質濃度の平面分布 (基準緩和・降雨条件)

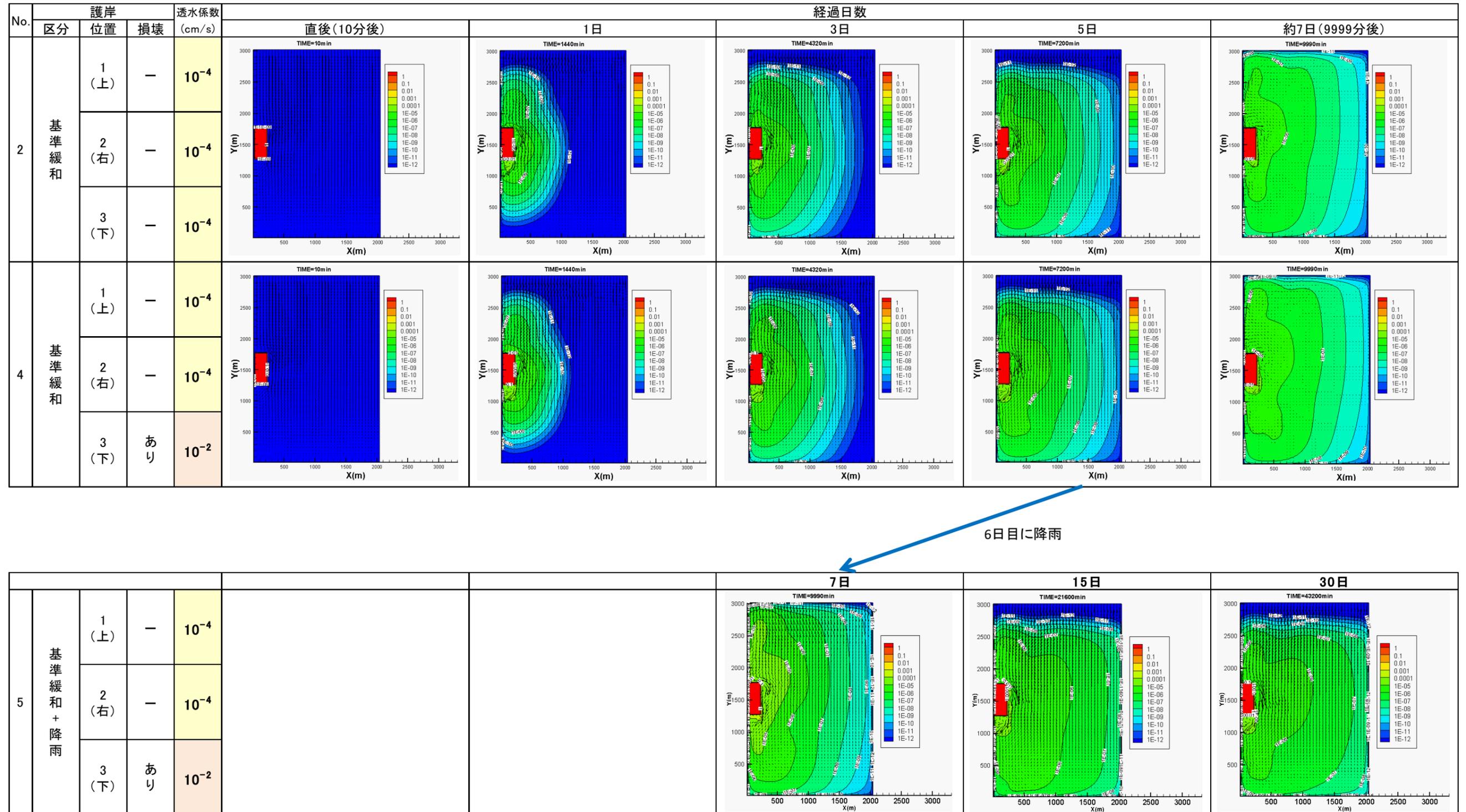


表 6.4 海域における物質濃度の経時変化

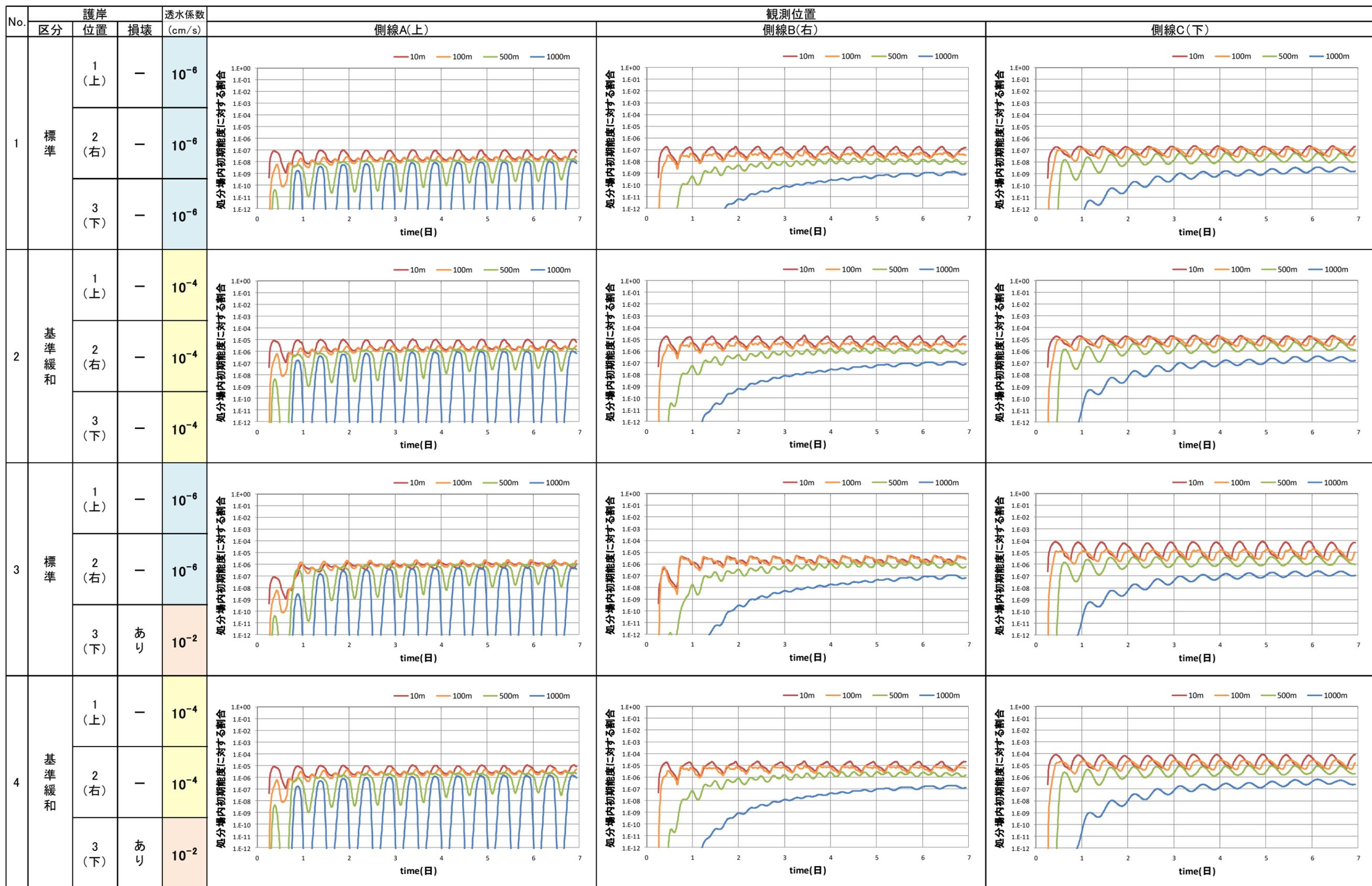
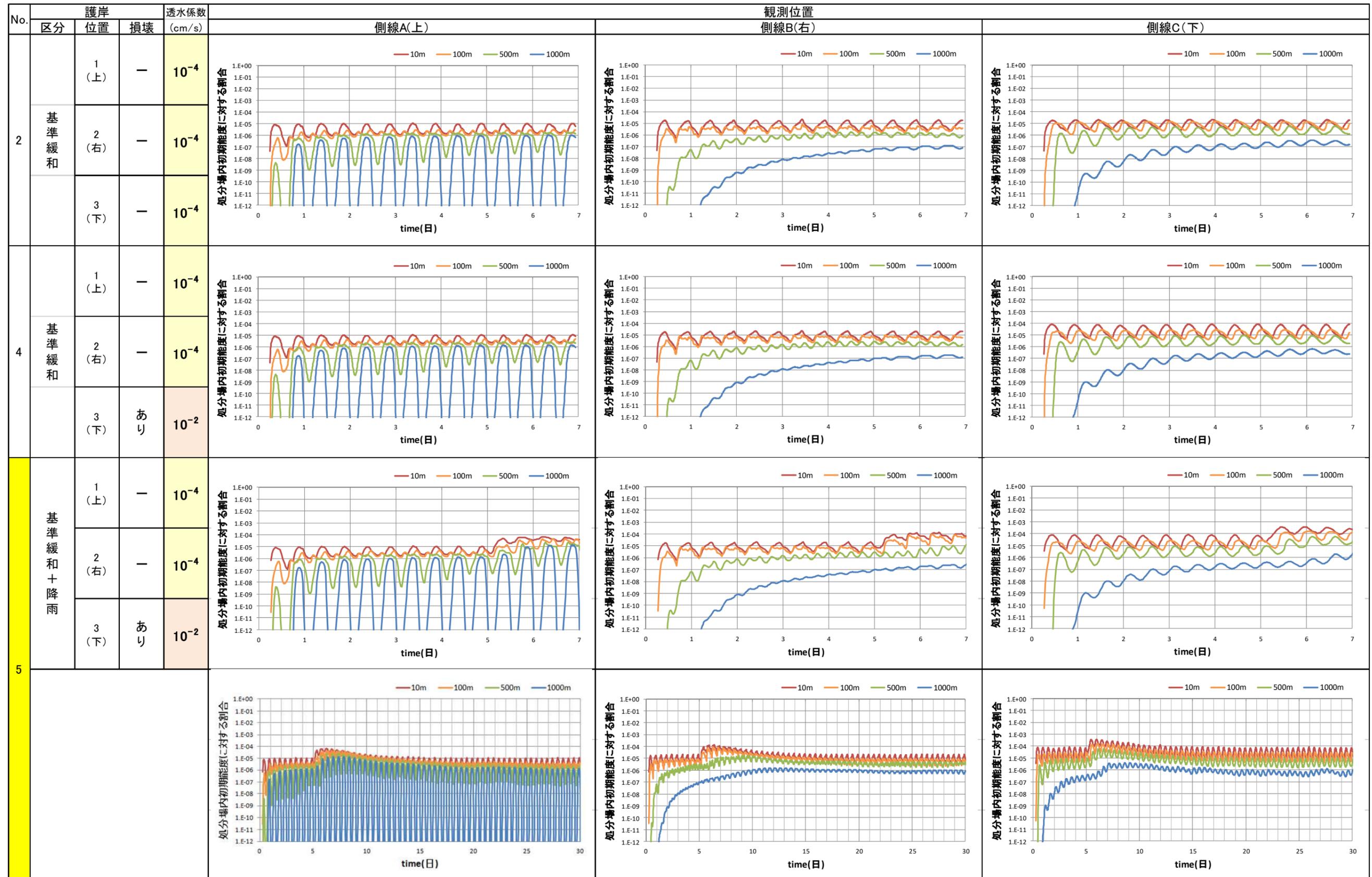


表 6.5 海域における物質濃度の経時変化 (基準緩和・降雨条件)



Case1 から Case4 では計算開始から約 7 日間、Case5 では約 30 日間における護岸隣接格子における対象物質の海域表層での最大濃度を表 6.6 に示す。この表から、場内水が海面処分場から海域に流出する場合、海域での処分場由来の対象物質の濃度は、場内水の濃度に対して Case1 で  $2.2 \times 10^{-7}$  倍、Case2 で  $2.2 \times 10^{-5}$  倍、Case3 で  $8.4 \times 10^{-5}$  倍、Case4 で  $8.6 \times 10^{-5}$  倍、Case5 で  $3.8 \times 10^{-4}$  倍以下になることがわかる。

表 6.6 護岸隣接格子の最大物質濃度

Case	海水中の物質濃度		
	護岸 1	護岸 2	護岸 3
1	$1.1 \times 10^{-7}$	$2.1 \times 10^{-7}$	$2.2 \times 10^{-7}$
2	$1.1 \times 10^{-5}$	$2.1 \times 10^{-5}$	$2.2 \times 10^{-5}$
3	$2.4 \times 10^{-6}$	$5.5 \times 10^{-6}$	$8.4 \times 10^{-5}$
4	$1.1 \times 10^{-5}$	$2.3 \times 10^{-5}$	$8.6 \times 10^{-5}$
5	$6.6 \times 10^{-5}$	$1.3 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^{-4}$

## (2) 対象物質

主な海面処分場の受入基準と水質環境基準を表 6.7 に示す。受入基準は水質環境基準の 10 倍に設定されることが多いが、2~3 倍（1,1-ジクロロエチレン，1,1,1-トリクロロエタン）や 30 倍（カドミウム，鉛，砒素，セレン），検出されないこと（シアン化合物，PCB）に設定される場合もある。

表 6.7 主な海面処分場の受入基準と水質環境基準

項目	単位	愛知臨海環境整備センター <sup>6.11)</sup>	大阪湾フェニックスセンター <sup>6.12)</sup>	響灘西部廃棄物処分場 <sup>6.13)</sup>	水質環境基準
アルキル水銀化合物	mg/l	検出されないこと	検出されないこと	検出されないこと	検出されないこと
水銀又はその化合物	mg/l	0.005	0.005	0.005	0.0005
カドミウム又はその化合物	mg/l	0.09	0.09	0.03	0.003
鉛又はその化合物	mg/l	0.3	0.3	0.1	0.01
六価クロム化合物	mg/l	0.5	0.5	0.5	0.05
ひ素又はその化合物	mg/l	0.3	0.3	0.1	0.01
有機りん化合物	mg/l	1	1	1	—
シアン化合物	mg/l	1	1	1	検出されないこと
PCB	mg/l	0.003	0.003	0.003	検出されないこと
トリクロロエチレン	mg/l	0.1	0.1	0.1	0.01
テトラクロロエチレン	mg/l	0.1	0.1	0.1	0.01
ジクロロメタン	mg/l	0.2	0.2	0.2	0.02
四塩化炭素	mg/l	0.02	0.02	0.02	0.002
1,2-ジクロロエタン	mg/l	0.04	0.04	0.04	0.004
1,1-ジクロロエチレン	mg/l	0.2	1	1	0.1
シス-1,2-ジクロロエチレン	mg/l	0.4	0.4	0.4	0.04
1,1,1-トリクロロエタン	mg/l	3	3	3	1
1,1,2-トリクロロエタン	mg/l	0.06	0.06	0.06	0.006
1,3-ジクロロプロペン	mg/l	0.02	0.02	0.02	0.002
チウラム	mg/l	0.06	0.06	0.06	0.006
シマジン	mg/l	0.03	0.03	0.03	0.003
チオベンカルブ	mg/l	0.2	0.2	0.2	0.02
ベンゼン	mg/l	0.1	0.1	0.1	0.01
セレン又はその化合物	mg/l	0.3	0.3	0.1	0.01
1,4-ジオキサン	mg/l	0.5	0.5	0.5	0.05
ダイオキシン類(含有量)	ng-TEQ/g	3	3	3	—
ダイオキシン類(溶出量)	pg-TEQ/l	—	—	—	1
フッ素及びその化合物	mg/l	—	—	15	0.8※
ホウ素及びその化合物	mg/l	—	—	30	1※
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	mg/l	—	—	—	10
水素イオン濃度	—	著しく高くないこと 著しく低くないこと	—	—	—

※海域については、ふっ素及びほう素の基準値は適用しない

海面処分場の保有水の調査事例<sup>6.14)</sup>において、水質環境基準を超過する値が確認されたのは鉛とダイオキシン類（DXNs）であった（表 6.8）。ちなみに鉛は、PRTR において廃棄物の移動量が重金属系物質の中で最も多い物質である<sup>6.15)</sup>。また揮発性有機化合物（VOC）や農薬等は、全て定量下限以下であったため表 6.8 には記載していない。

表 6.8 処分場の場内水の調査例および水質環境基準

項目	単位	管理水面±0m	管理水面-1m	管理水面-2m	管理水面-4m	管理水面-10m	最大値	平均値	水質環境基準等
1 回目 H20.1.18									
カドミウム	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.003
鉛	mg/l	0.005	0.008	0.013	0.014	0.008	0.014	0.010	0.01
六価クロム	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05
ひ素	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01
水銀	mg/l	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005
シアン	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	不検出
PCB	mg/l	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	不検出
セレン	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01
ふっ素	mg/l	<0.08	0.09	<0.08	0.17	0.61	0.61	0.2	0.8 <sup>※1</sup>
ほう素	mg/l	0.22	0.14	0.03	0.27	3	3	0.7	1 <sup>※1</sup>
DXNs	pg-TEQ/l	7.9(コンポジットして測定)					7.9	7.9	1
pH	—	10.4	10.9	10.9	10	7.4	10.9	9.9	7.8-8.3 <sup>※2</sup>
COD <sub>Mn</sub>	mg/l	140	140	160	130	21	160	118	2 <sup>※2</sup>
2 回目 H20.2.22(1 回目に濃度を検出した項目のみ実施)									
鉛	mg/l	0.002	0.007	0.013	0.011	0.005	0.013	0.008	0.01
ふっ素	mg/l	0.08	<0.08	<0.08	0.13	0.43	0.43	0.2	0.8 <sup>※1</sup>
ほう素	mg/l	0.17	0.09	0.03	0.08	2	2	0.5	1 <sup>※1</sup>
pH	—	10.8	11.1	11.0	10.8	7.4	11.1	10.2	7.8-8.3 <sup>※2</sup>
COD <sub>Mn</sub>	mg/l	140	140	130	130	19	140	112	2 <sup>※2</sup>

※1：海域については、ふっ素及びほう素の基準値は適用しないことになっている。

※2：海域の種類 A および B の場合の値である。

※3：参考文献(6.14)をもとに作成した。

鉛と DXNs を例として、廃棄物の保有水の鉛濃度が受入基準の 0.3mg/l（水質環境基準の 30 倍）、DXNs 濃度を排水基準の 10pg-TEQ/l（水質環境基準の 10 倍）とし、これが処分場外に流出することを想定した場合の試算例を表 6.9 に示す。側線 C の護岸隣接格子において、Case5 では、初期濃度に対して 1/1000 以下に、Case4 では 1/10000 以下に低下するが、どちらものケースでも、鉛・DXNs については、水質環境基準を大きく下回る値となることがわかる。

溶出試験の結果と廃棄物の保有水中の対象物質濃度は、固液比や溶媒や振とう等の溶出条件が異なるため本来は別のものであるが、表 6.8 の測定例と同様に、廃棄物の保有水中の対象物質濃度が受入基準の溶出試験による濃度を上回ることが無いものと考え、水質拡散の計算結果のように護岸隣接格子において濃度が 1/1000 になるとすれば、全ての物質について水質環境基準を下回ることになる。

生活環境項目の pH について、焼却灰等の影響により保有水の pH はアルカリ性を示し、表 6.8 の測定例では海域の水産 1 級の環境基準を超え、排水基準を超えた pH 11 程度の値を示している。これが海域に流出して Case5 と同様に側線 C の護岸隣接格子で水酸化物イオン (OH<sup>-</sup>) が 1/1000 に希釈された場合、海水の pH を 8 とし、水の電離平衡を考慮して pH を計算すると 8.3 になる。海水では希釈に加えて緩衝作用が働くため<sup>6.16)</sup>pH の上昇はさらに抑制されるが、単純に希釈のみを考慮した条件で、水産 1 級の水質環境基準を満たすことになる。なお、pH に関する基本的な式は以下の通りである。

$$\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$$

$$[\text{H}^+][\text{OH}^-] = 1.0 \times 10^{-14}$$

化学的酸素要求量 (COD) についても、表 6.8 の保有水の濃度を測定例の 160mg/l (=排水基準) とし、1/1000 に希釈されたとすると、0.16mg/l となり、水質環境基準の海域の水産 1 級の条件を満たすことになる。

表 6.9 濃度の試算例 (人の健康の保護に関する環境基準項目)

項目	単位	保有水想定濃度	側線 C の護岸隣接格子の濃度		水質環境基準等
			Case5 1/1000	Case4 1/10000	
鉛	mg/l	0.3 (受入基準, 水質環境基準×30)	0.0003	0.00003	0.01
DXNs	pg-TEQ/l	10 (排水基準, 水質環境基準×10)	0.01	0.001	1
pH	—	11 (保有水測定値)	8.3	8.0	排水基準: 5.0~9.0 水産 1 級: 7.8~8.3
COD	mg/l	160 (保有水測定値)	0.16	0.016	排水基準: 160 水産 1 級: 2

### (3) 暴露シナリオ

本研究では、海面処分場から人体にいたる暴露経路を図 6.5 のように想定した。処分場から流出した対象物質が海水中で拡散し、遊泳時の経皮摂取、誤飲や水産物を経由しての経口摂取を想定した。また、通常の状態では、処分場から廃棄物が流出して人体への暴露は生じることはないが、処分場の遮水護岸が損壊して廃棄物が海域に流出した場合を想定して暴露経路を設定した。

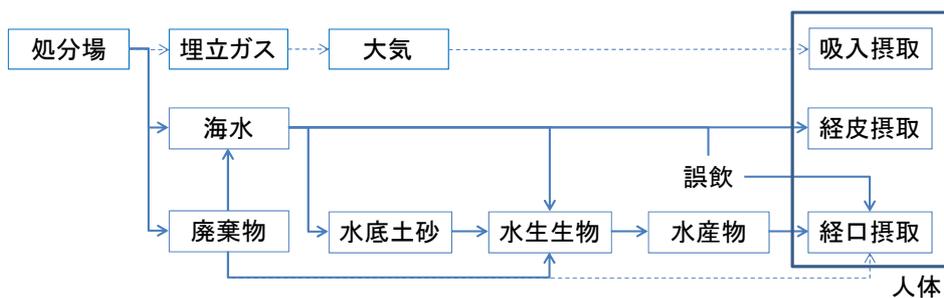


図 6.5 海面処分場の暴露経路

廃棄物の表面は覆土されているため土壌のように廃棄物を経口摂取することはないこと、遮水構造が損壊して海域に流出した場合においても、廃棄物を直接経口摂取することは少ないと考えられることからこの経路は検討から除外した。

埋立から大気を経由した暴露について、一般的には VOC の影響も考えられるが、前述のように廃棄物の保有水の VOC が定量下限以下であったこと、埋立ガス内の VOC 濃度は大気中の濃度と同じレベルであるとの報告があることから<sup>6,17)</sup>、VOC は暴露リスク評価の検討から除外

した。処分場の埋立ガスとしては、メタン (CH<sub>4</sub>) ・硫化水素 (H<sub>2</sub>S) ・二酸化炭素 (CO<sub>2</sub>) 等の測定が行われるが VOC の測定例は少ない。

海水を経由した経皮摂取と経口摂取について、水浴場の放射性物質に関する指針<sup>6.18)</sup>を参考として、以下のように設定した。なお、土壌溶出量基準では、1日2l (730l/年)、70年間の飲用することを想定している点と比較すると海水経由の摂取量は小さくなる。

海水との接触 : 5時間/日×62日間 (7~8月の2ヶ月間) 毎日遊泳  
= 310時間/年

海水の経口摂取 : 遊泳中に1l/日 = 62l/年

水産物の経口摂取について、処分場から流出した対象物質が水生生物に取り込まれて人が摂取するのは、国産魚介類かつ沿岸漁業・養殖業の魚介類と想定し、魚介類の1人あたり年間消費量をもとに、以下の計算を行った。

魚介類の1人あたり年間消費量 : 27.3 kg/人/年<sup>6.19)</sup>

食用魚介類の自給率 : 60%<sup>6.20)</sup>

漁業養殖業の生産量のうち沿岸漁業・養殖業の比率 : 43.5%<sup>6.21)</sup>

沿岸漁業・養殖業からの魚介類の1人あたり年間消費量 :  $27.3 \times 0.6 \times 0.435 = 7.13$  kg/人/年

水生生物中の対象物質濃度について、生物濃縮係数 BCF (Bio Concentration Factor)を使う方法、生物蓄積係数 BAF (Bio Accumulation Factor)を使う方法<sup>6.22)</sup>、PBPK モデル (Physiologically-based Pharmacokinetic Model)を使う方法<sup>6.23)</sup>等があるが、BAF や PBPK モデルはフィールドデータが必要になる等、計算に必要な定数の設定が難しいため、本研究では生物濃縮係数 BCF を使用して生物体内の化学物質濃度を算出した。

生物体内の化学物質濃度 = BCF×水中の化学物質濃度

#### (4) 評価基準

暴露リスクの評価は、解析によって得られた水中の化学物質濃度をもとに海面処分場由来の摂取量を計算するとともに、通常の生活におけるバックグラウンド (BG) の対象物質摂取量を加えて推定ヒト暴露量を算出し、ハザード比 (HQ) による評価を行った。

**HQ = 推定ヒト暴露量 / 耐容1日摂取量 (TDI)**

HQ < 1 ヒト健康に悪影響を及ぼす懸念はないと考える

HQ ≥ 1 ヒト健康への悪影響を及ぼす懸念があると考える

**TDI (耐容1日摂取量) = NOAEL (無毒性量) / UFs (不確実係数積)**

## (5) 評価条件と評価結果

処分場の場合内水として、比較的高い濃度が報告されている鉛と DXNs について、評価で使用する TDI 等の助変数を表 6.10 に示す。

表 6.10 各種の補助変数

対象	区分	経路	項目	単位	値	出典
鉛	全般	—	TDI	mg/kg/日	0.0035	6.24)
	処分場 由来	経口摂取	生物濃縮係数 (BCF)	-	250	6.25)
			水産物由来の鉛摂取	μg/kg/日	水中濃度より計算	
			海水の誤飲による鉛摂取	μg/kg/日	水中濃度より計算	
		吸入摂取		μg/kg/日	0	
		経皮摂取		μg/kg/日	0	
	BG	経口摂取	海水の誤飲による鉛摂取	μg/kg/日	水中濃度より計算	
			食品からの鉛摂取	μg/kg/日	0.364	6.26)
			土壌等からの鉛摂取	μg/kg/日	0.015	6.27)
		吸入摂取	大気等からの鉛摂取	μg/kg/日	0.023	6.27)
		経皮摂取		μg/kg/日	0	
	DXNs	全般	—	TDI	pg-TEQ/kg/日	4
処分場 由来		経口摂取	生物濃縮係数 (BCF)	-	10000	6.29)
			水産物由来の DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	水中濃度より計算	
			海水の誤飲による DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	水中濃度より計算	
		吸入摂取		pg-TEQ/kg/日	0	
		経皮摂取		pg-TEQ/kg/日	水中濃度より計算	
BG		経口摂取	海水の誤飲による DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	水中濃度より計算	
			食品からの DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	0.69	6.30)
			土壌等からの DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	0.021	6.31)
		吸入摂取	大気等からの DXNs 摂取	pg-TEQ/kg/日	0.17	6.31)
		経皮摂取		pg-TEQ/kg/日	水中濃度より計算	
その他			人の体重	kg	50	

鉛等の重金属は沸点が高いため、汚染土壌から大気への蒸発による吸入摂取は無視できるものと考えられている<sup>6.32)</sup>。そのため処分場の廃棄物中の鉛についても、大気への蒸発-吸入経路は無視できるものとした。また、鉛についての既往の研究において、「0.5 mol/l の硝酸鉛水溶液を成人男性の腕に 24 時間皮膚接触させても血中鉛濃度に変化がなかったという Lilley ら (1988) の報告から、経皮暴露は重要な暴露経路ではないと考えられている。」<sup>6.33)</sup>との報告があることから鉛の経皮摂取は無視できるものとした。

DXNs について、最終処分場から排出されるガス中に含まれるダイオキシン類濃度は、一般環境大気中の濃度と同程度との報告があること<sup>6.34)</sup>、焼却灰主体の処分場はガスの発生量事自体が少ないことから、吸入経路は無視できるものとした<sup>6.35) 6.36)</sup>。

DXNs の基準の設定において、水と皮膚の接触による吸収リスクは想定されていないが、土壌の皮膚摂取の計算式<sup>6.37)</sup>をもとに以下の式による計算を行うこととした。

経皮摂取量 = 水中濃度 × 皮膚面積あたり水接触量 × 皮膚面積 × 吸収率 × 暴露頻度

水中濃度 : 6.1 (1)の計算結果を使用  
 皮膚面積あたり水接触量 : 0.5 mg/cm<sup>2</sup>  
 皮膚面積 : 18,000 cm<sup>2</sup> (6.38)  
 吸収率 : 0.01%  
 暴露頻度 : 62日/365日

各検討ケースの設定条件と水中濃度を表 6.11 に示す。鉛について処分場の場内水濃度は受入基準の 0.3mg/l を、海域のバックグラウンド値は水質環境基準の 1/10 の 0.001mg/l に設定した。DXNs については、場内水濃度は排水基準の 10pg-TEQ/l を、海域のバックグラウンド値は水質環境基準の 1/10 の 0.1 pg-TEQ/l に設定した。処分場から流出した後の水中濃度は、鉛および DXNs とともに側線 C の護岸隣接格子の値を用い、側線 C の護岸隣接格子の濃度が海域全体に広がっている場合を便宜的に仮定した。

表 6.11 の各ケースの相対濃度と海水濃度は、表 6.4, 6.5 をもとに設定した。Case5 の相対濃度と海水濃度について、降雨による内水位の上昇時の濃度を表 6.11 に記載しているが、内水位の上昇期間は限られるため、この期間を 1 年間の内 1 ヶ月と想定し、それ以外の期間は Case4 と同等とした。

表 6.11 設定条件と水中濃度

区分	項目	内容	単位	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	備考
設定条件	透水係数	護岸 1, 2	cm/s	1.0E-6	1.0E-4	1.0E-6	1.0E-4	1.0E-4	
		護岸 3	cm/s	1.0E-6	1.0E-4	1.0E-2	1.0E-2	1.0E-2	
	護岸損壊	護岸 3		なし	なし	あり	あり	あり	
	降雨			なし	なし	なし	なし	あり	
鉛	処分場関連	場内水濃度	mg/l	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	受入基準
		相対濃度		1.0E-7	1.0E-5	1.0E-4	1.0E-4	1.0E-3*	側線 C 護岸隣接格子
		海水濃度	mg/l	3.0E-8	3.0E-6	3.0E-5	3.0E-5	3.0E-4*	側線 C 護岸隣接格子
	BG	海水濃度	mg/l	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	環境基準/10
DXNs	処分場関連	場内水濃度	pg-TEQ/l	10	10	10	10	10	排水基準
		相対濃度		1.0E-7	1.0E-5	1.0E-4	1.0E-4	1.0E-3*	側線 C 護岸隣接格子
		海水濃度	pg-TEQ/l	1.0E-6	1.0E-4	1.0E-3	1.0E-3	1.0E-2*	側線 C 護岸隣接格子
	BG	海水濃度	pg-TEQ/l	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	水質環境基準/10

\*: 降雨後の 1 ヶ月間の値, その他の期間は Case4 と同じ

鉛のハザード比 (HQ) の計算結果の一覧を表 6.12 に、DXNs のハザード比の計算結果の一覧を表 6.13 に示す。鉛についてハザード比をケースごとにグラフにしたものを図 6.6 に、DXNs についてハザード比をケースごとにグラフにしたものを図 6.7 に示す。

計算結果によれば、全てのケースでハザード比は 1 以下となっている。処分場からの影響が最も多くなる Case5 においても、ハザード比に対する処分場由来の寄与は鉛で 1.3%、DXNs で 0.8% である。バックグラウンドによるリスクは、処分場由来のリスクよりも著しく大きいと言える。

表 6.12 ハザード比計算結果（鉛）

Case	透水係数	護岸損壊等	区分	経口摂取	吸入摂取	経皮摂取	合計
1	標準	—	BG	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)
			処分場由来	$8.7 \times 10^{-7}$	0	0	$8.7 \times 10^{-7}$ (0.0)
			合計	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)
2	基準緩和	—	BG	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (99.9)
			処分場由来	$8.7 \times 10^{-5}$	0	0	$8.7 \times 10^{-5}$ (0.1)
			合計	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)
3	標準	護岸損壊	BG	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (99.3)
			処分場由来	$8.7 \times 10^{-4}$	0	0	$8.7 \times 10^{-4}$ (0.7)
			合計	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)
4	基準緩和	護岸損壊	BG	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (99.3)
			処分場由来	$8.7 \times 10^{-4}$	0	0	$8.7 \times 10^{-4}$ (0.7)
			合計	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)
5	基準緩和	護岸損壊 +降雨	BG	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (98.7)
			処分場由来	$1.5 \times 10^{-3}$	0	0	$8.7 \times 10^{-3}$ (1.3)
			合計	$1.2 \times 10^{-1}$	$6.6 \times 10^{-3}$	0	$1.2 \times 10^{-1}$ (100.0)

※（ ）内の数値は、BG と処分場由来をあわせた暴露によるザード比を 100 とした場合の寄与割合。

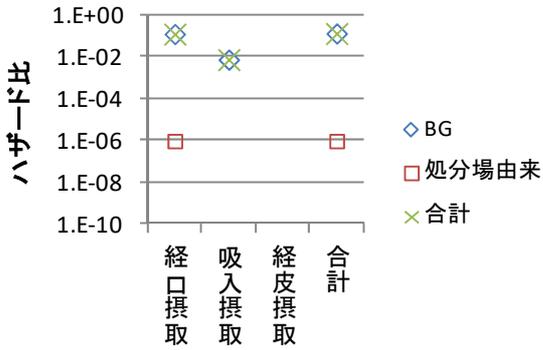
表 6.13 ハザード比計算結果（DXNs）

Case	透水係数	護岸損壊等	区分	経口摂取	吸入摂取	経皮摂取	合計
1	標準	—	BG	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
			処分場由来	$9.8 \times 10^{-7}$	0	$3.8 \times 10^{-9}$	$9.8 \times 10^{-7}$ (0)
			合計	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
2	基準緩和	—	BG	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
			処分場由来	$9.8 \times 10^{-5}$	0	$3.8 \times 10^{-7}$	$9.8 \times 10^{-5}$ (0)
			合計	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
3	標準	護岸損壊	BG	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (99.6)
			処分場由来	$9.8 \times 10^{-4}$	0	$3.8 \times 10^{-6}$	$9.8 \times 10^{-4}$ (0.4)
			合計	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
4	基準緩和	護岸損壊	BG	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (99.6)
			処分場由来	$9.8 \times 10^{-4}$	0	$3.8 \times 10^{-6}$	$9.8 \times 10^{-4}$ (0.4)
			合計	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)
5	基準緩和	護岸損壊 +降雨	BG	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (99.2)
			処分場由来	$1.7 \times 10^{-3}$	0	$6.7 \times 10^{-6}$	$1.7 \times 10^{-3}$ (0.8)
			合計	$1.8 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$3.9 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-1}$ (100)

※（ ）内の数値は、BG と処分場由来をあわせた暴露によるザード比を 100 とした場合の寄与割合。

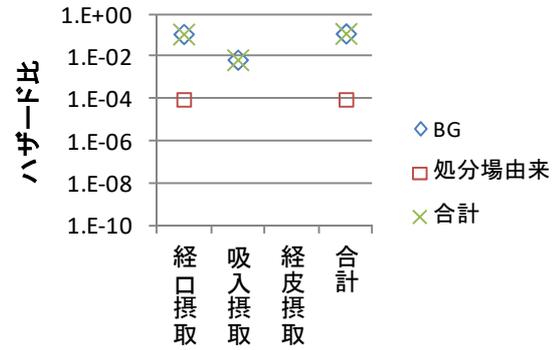
【Case1】

遮水:標準, 損壊:なし, 降雨:なし



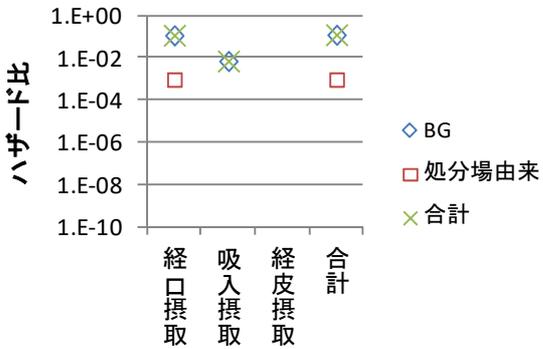
【Case2】

遮水:基準緩和, 損壊:なし, 降雨:なし



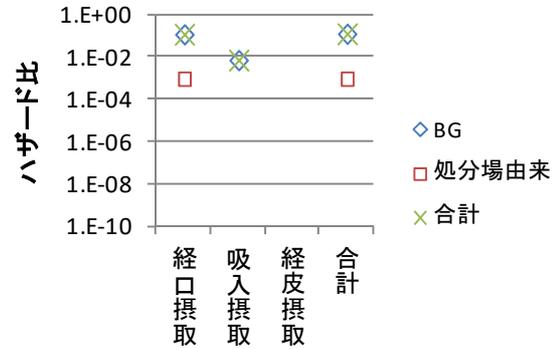
【Case3】

遮水:標準, 損壊:あり, 降雨:なし



【Case4】

遮水:基準緩和, 損壊:あり, 降雨:なし



【Case5】

遮水:基準緩和, 損壊:あり, 降雨:あり

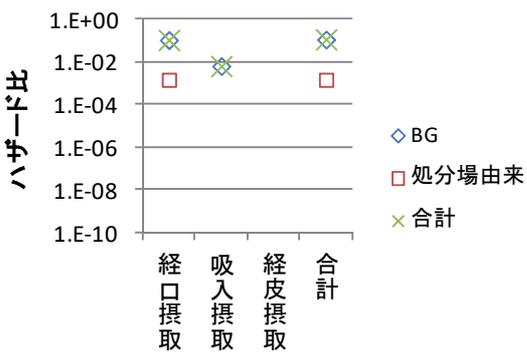
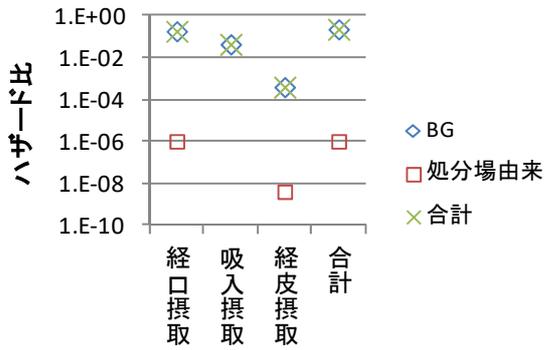


図 6.6 ケース別のハザード比計算結果 (鉛)

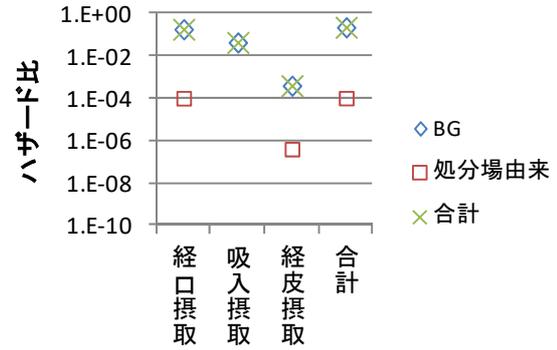
【Case1】

遮水:標準, 損壊:なし, 降雨:なし



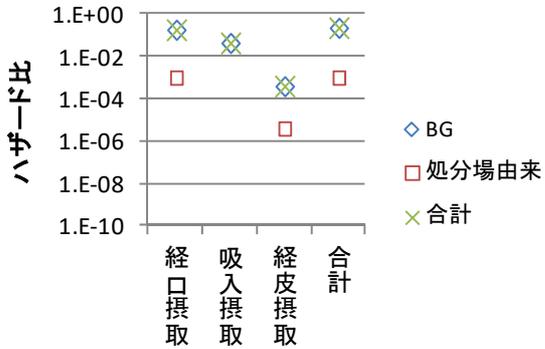
【Case2】

遮水:基準緩和, 損壊:なし, 降雨:なし



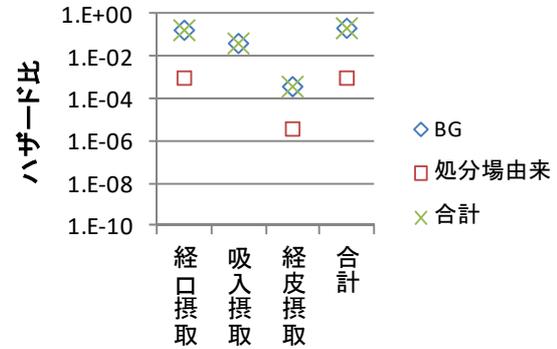
【Case3】

遮水:標準, 損壊:あり, 降雨:なし



【Case4】

遮水:基準緩和, 損壊:あり, 降雨:なし



【Case5】

遮水:基準緩和, 損壊:あり, 降雨:あり

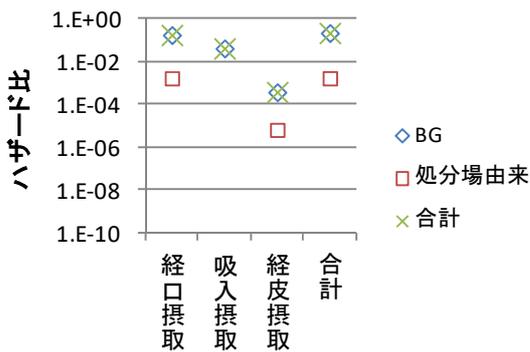


図 6.7 ケース別のハザード比計算結果 (DXNs)

## 6.2 暴露リスク評価によって得られる利益

以上の海面処分場の暴露リスク評価の結果によれば、海面処分場の場内物質が場外に移行することによって引き起こされる人の健康への影響は、護岸の損壊があったとしても、非常に小さいと考えられる。こうした点を踏まえ、暴露リスク評価を導入することにより得られると考えられる利益を以下に示す。

### ①建設費の低減

今回解析を行った透水係数  $1.0 \times 10^{-4} \text{cm/s}$  相当の廃棄物埋立護岸を構築すれよとするならば、遮水シートの溶着なし（ラップのみ）や鋼（管）矢板の継手部の処理なし等の構造の簡素化が可能になり、海面処分場の建設コストを低減することが可能となる。

海面処分場は、大容量化が可能である一方で小規模な場合には陸上処分場と比較して割高となることがあるが、護岸の構造基準を見直すことが可能であれば、陸上処分場に対する建設コストの優位性が高まることが予想される。

### ②埋立中の管理費の低減

海面処分場の管理者へのアンケートによれば、埋立中の維持管理費（施設点検・補修費、浸出水処理費、水質モニタリング費）の処分場面積あたりの平均値は、合計で 423 円/m<sup>2</sup>/年、水質モニタリングで 42 円/m<sup>2</sup>/年である<sup>6.39)</sup>。

処分場の面積を大阪湾広域臨海環境整備センターの泉大津埋立処分場（203ha）と同程度の規模とすると、維持管理の合計費用は 8.6 億円/年、水質モニタリング費用は 8,400 万円/年となる。

暴露リスク評価を導入した結果、簡易的かつ効率的なモニタリングを適用することが可能となれば、維持管理の費用を低減することが可能になる。

### ③閉鎖から廃止までの間の維持管理費の低減

処分場を廃止するためには、処分場内が 2 年以上安定し、内部が高温となっていないこと、ガスの発生がほとんど認められないこと、保有水等集排水設備により集められた保有水が排水基準等に適合すること等が「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令」（基準省令）において求められている。

廃棄物の保有水の COD や pH が廃止の妨げとなり<sup>6.40)</sup>、処分場の廃止までに数十年間必要になることが懸念されている。構造基準の見直しによって遮水要件が緩和されれば、処分場内の保有水中の物質濃度の低下が進むことが考えられる。

### ④金利負担の低減

大阪湾広域臨海環境整備センターの泉大津埋立処分場を想定した試算では、総支出に占める各種費用の内、最も割合が多いのが元利償還金（37%）であり、ついで護岸建設費（28%）となっている<sup>6.39)</sup>。暴露リスク評価の導入によって処分場の建設費や管理費の低減、廃止までの期間の短縮がもたらされれば、それは元利償還金の抑制にも寄与することになる。

### 6.3 暴露シナリオの設定と評価

ここまで行ってきた検討の結果を以下に示す。

#### ①平常時／大規模に損壊した場合

処分場の構造基準の遮水要件を緩和した場合はもちろん、大規模に護岸が損壊した場合においても、ここで行った検討の範囲内ではあるが、処分場の場内水が流出しても周辺海域に問題になるような濃度上昇は生じなかった。

ハザード比 (HQ) を用いて護岸の大規模損壊時の暴露リスクの評価を行った結果、非常に大きな降雨を与えた条件においても、バックグラウンドの値に対してハザード比が数%上昇する程度であり、人の健康に悪影響が懸念される  $HQ=1$  を大きく下回る値であった。

#### ②埋立中／埋立後

海水の流動と物質の移流・拡散の三次元解析や化学物質の暴露リスク評価は、埋立後を想定して実施した。埋立途上の段階では、場内水中の物質濃度は、廃棄物の保有水と処分場内に残された大量の海水が混合し、もとの廃棄物の保有水よりも低い濃度になっている。そのため埋立途上での化学物質の暴露リスクは、廃棄物の保有水中の物質濃度が同じ場合で考えれば、埋立完了後と比較して小さくなると考えられる。

#### ③海面処分場／陸上処分場

陸上処分場と海面処分場を比較した場合、重金属類の溶出やトリハロメタン生成能、塩類の周辺生態系への影響等などを考えると、海面処分場の方が影響が少ないとする報告がある<sup>6.4)</sup>。

これに加えて海面処分場の場合、流出した水を飲料水として経口摂取することが基本的にならないこと、陸上処分場の場合には水道水、乳・肉製品、野菜・果物、浴室内大気等を経由した暴露経路が考えられるが<sup>6.4)</sup>、海面処分場ではそうした経路が基本的にはないことから、処分場内の物質が場外に移行することによる人の健康への影響は、海面処分場のほうが全体として小さいと考えられる。

### 6.4 まとめ

管理型海面処分場の場内の物質が場外に出て人の健康に影響を与えるリスクを、処分場が海域への設置であることや投入廃棄物の性質を考慮した検討ケースを設定し、分析した。

その結果、今回行った検討の範囲では、遮水領域の透水係数を現在の規制値の  $1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  から  $1 \times 10^{-4} \text{cm/s}$  に緩和しても、人の健康への影響に対して、必要な安全性が確保されるという見通しを得た。このような知見が得られたものの、リスクの発生の仕方や程度が処分場ごとに異なるため、リスク評価は処分場ごとに具体的に行う必要がある。同時にそれは、一律の遮水規定を適用するよりも、各地の状況にあわせてリスクを評価して海面処分場を設計するほうが、より合理的である可能性を示している。

#### 参考文献

- 6.1) 港湾空港高度化環境研究センター (2008) : 管理型廃棄物埋立護岸 設計・施工・管理マニュアル (改訂版), pp.110-117
- 6.2) 稲積真哉・大津宏康 (2008) : 海面処分場における鋼管矢板遮水壁のリスク評価手法, 建設マネジメント研究論文集, Vol.15, pp.13-22

- [https://www.jstage.jst.go.jp/article/procm1993/15/0/15\\_0\\_13/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/procm1993/15/0/15_0_13/_pdf)
- 6.3) 稲積真哉・大津宏康・磯田隆行（2015）：海面廃棄物処分場における遮水工構造に関する劣化予測に基づく保有水漏出挙動の評価，土木学会論文集 C（地圏工学），Vol.71，No.1，pp. 20-32  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejge/71/1/71\\_20/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejge/71/1/71_20/_pdf)
- 6.4) 花田茂久・松藤敏彦・東條安匡（2006）：埋立地由来の健康リスク評価モデルの作成，土木学会論文集 G，Vol. 62，No. 4，pp.377-390  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejg/62/4/62\\_4\\_377/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejg/62/4/62_4_377/_pdf)
- 6.5) 財団法人日本環境衛生センター（2005）：海面最終処分場閉鎖・廃止基準適用検討調査 報告書アンケート調査編，p.3，平成 17 年 7 月  
<https://www.env.go.jp/recycle/report/h21-06/03.pdf>
- 6.6) 高橋康夫・和田聖治・木場正信（2001）：局域水収支モデル開発のための一考察，三菱総合研究所所報，No.38  
[http://www.mri.jp/NEWS/magazine/journal/38/\\_icsFiles/fieldfile/2008/10/21/jm01050202.pdf](http://www.mri.jp/NEWS/magazine/journal/38/_icsFiles/fieldfile/2008/10/21/jm01050202.pdf)
- 6.7) 川原眞・中川良文・岡野崇裕・武田真典・中山哲巖・足立久美子・八木宏・佐藤勝弘・今津雄吾（2010）：湧昇マウンド礁の CO2 固定効果等把握調査，pp.11-16  
[www.mf21.or.jp/suisankiban\\_hokoku/data/pdf/z0000838.pdf](http://www.mf21.or.jp/suisankiban_hokoku/data/pdf/z0000838.pdf)
- 6.8) 浅井正・小田勝也（2013）：持続可能な臨海部における廃棄物埋立処分に関する研究，国総研資料第 741 号，p.11  
[www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0741pdf/ks0741.pdf](http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0741pdf/ks0741.pdf)
- 6.9) 山岡伸也・森下智貴・大坪政美・東孝寛萩尾俊宏（2006）：繰り返しバッチ試験による焼却灰中の重金属と易溶性イオンの浸出特性，農業土木学会論文集，Vol. 2006，No.246，pp.849-855  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jsidre1965/2006/246/2006\\_246\\_849/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jsidre1965/2006/246/2006_246_849/_pdf)
- 6.10) 愛知県河川課：愛知県の確率降雨（平成 18 年 1 月 1 日から適用）  
[www.pref.aichi.jp/kasen/koumoku/joho\\_teikyo/aichi.../aichi\\_kakuritsukouu.pdf](http://www.pref.aichi.jp/kasen/koumoku/joho_teikyo/aichi.../aichi_kakuritsukouu.pdf)
- 6.11) 公益財団法人 愛知臨海環境整備センター：廃棄物等の判定基準  
<http://asec.or.jp/works/judge.html>
- 6.12) 大阪湾広域臨海環境整備センター：廃棄物の受入基準  
<http://www.osakawan-center.or.jp/index.php/acceptance-of-waste/acceptance-criteria-of-waste>
- 6.13) ひびき灘開発株式会社：響灘西部廃棄物処分場に係る産業廃棄物等の埋立処分の基準に関する規程  
<http://hibikidev.co.jp/user/cat02/criterion-01.php>
- 6.14) 環境省廃棄物・リサイクル対策部企画課，財団法人ひょうご環境創造協会：平成 19 年度広域最終処分場計画調査（海面最終処分場の閉鎖・廃止適用マニュアル策定に向けた調査）報告書，pp.18-20  
<https://www.env.go.jp/recycle/report/h21-08/02.pdf>
- 6.15) 経済産業省製造産業局化学物質管理課・環境省環境保健部環境安全課（2016）：平成 26 年度 P R T R データの概要 - 化学物質の排出量・移動量の集計結果 -，  
[http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/gaiyo\\_H26/2\\_summary.pdf](http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/gaiyo_H26/2_summary.pdf)

- 6.16) 肴倉宏史・仲川直子・前田直也・角田康輔・水谷聡・遠藤和人・宮脇健太郎（2014）：  
水酸化物イオンに対する海水による pH 緩衝メカニズムの考察，第 25 回廃棄物資源循環学会  
研究発表会 講演集 D2-3，pp.399-400  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jsmcwm/25/0/25\\_399/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jsmcwm/25/0/25_399/_pdf)
- 6.17) 富田弘樹・久保倉宏一・藤岡栄子・草野陽子・中島亜矢子：最終処分場発生ガス中の揮  
発性有機化合物に関する調査研究，平成 16 年度 福岡市保健環境研究所報 30 号，pp.70-73，  
2004.  
<http://www.city.fukuoka.lg.jp/data/open/cnt/3/25263/1/30-070p.pdf>
- 6.18) 環境省水・大気環境局水環境課（2012）：水浴場の放射性物質に関する指針について（改  
訂版）， pp.6-7  
<http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/no120608001.pdf>
- 6.19) 水産庁（2015）：平成 27 年度 水産白書， p.111  
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/H27/pdf/27suisan1-2-3.pdf>
- 6.20) 水産庁（2015）：平成 27 年度 水産白書， p.123  
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/H27/pdf/27suisan1-2-3.pdf>
- 6.21) 水産庁（2015）：平成 27 年度 水産白書， p.86  
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/H27/pdf/27suisan1-2-2.pdf>
- 6.22) 産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター：詳細リスク評価テクニカルガイ  
ダンスー概要版ー， p.G-3  
[unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/guidance\\_1.0\\_all.pdf](http://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/guidance_1.0_all.pdf)
- 6.23) 川口 智哉，鈴木 淳史，小尻 利治（2011）：化学物質暴露下における食物連鎖を考慮し  
た流域生態環境評価に関する研究，土木学会論文集 B1（水工学）， Vol. 67， No. 4 ， pp.  
I\_1267-I\_1272  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejhe/67/4/67\\_4\\_I\\_1267/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jscejhe/67/4/67_4_I_1267/_pdf)
- 6.24) 環境省：リスクコミュニケーションのための化学物質ファクトシート 2012 年版  
<http://ceis.sppd.ne.jp/fs2012/factsheet/pdf/1-304.pdf>
- 6.25) いであ（2015）：平成 26 年度 化学物質安全対策（金属の生物蓄積性に関する調査）調  
査報告書， p.135  
[www.meti.go.jp/meti\\_lib/report/2015fy/000116.pdf](http://www.meti.go.jp/meti_lib/report/2015fy/000116.pdf)
- 6.26) 農林水産省（2015）：食品安全に関するリスクプロファイルシート， p.12  
[http://www.maff.go.jp/j/syouan/seisaku/risk\\_analysis/priority/pdf/150914\\_pb.pdf](http://www.maff.go.jp/j/syouan/seisaku/risk_analysis/priority/pdf/150914_pb.pdf)
- 6.27) 独立行政法人産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター：詳細リスク評価書  
鉛 暫定版， p.4.17，  
[https://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/zantei\\_0.4/Pb\\_0.4.pdf](https://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/zantei_0.4/Pb_0.4.pdf)
- 6.28) 環境省：ダイオキシン類対策特別措置法に基づく基準等  
<http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/outline/kijun.html>
- 6.29) 中央環境審議会水質部会（1999）：ダイオキシン類対策特別措置法に基づく水質の汚濁  
に係る環境基準の設定について<答申案>， p.5  
[www.env.go.jp/press/files/jp/1361.pdf](http://www.env.go.jp/press/files/jp/1361.pdf)
- 6.30) 厚生労働省医薬・生活衛生局 生活衛生・食品安全部（2015）：平成 26 年度食品から  
のダイオキシン類一日摂取量調査等の調査結果について  
<http://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/0000099619.html>

- 4.31) 中央環境審議会環境保健部会・生活環境審議会・食品衛生調査会（1999）：ダイオキシンの耐容一日摂取量（TDI）について， p.26  
<http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/report/TDI/all.pdf>
- 6.32) 川辺 能成，駒井 武，坂本 靖英（2003）：わが国における土壤中重金属類の暴露量推定，資源と素材， Vol.119， pp.427-433  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/shigentosozai/119/6%2C7/119\\_6%2C7\\_427/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/shigentosozai/119/6%2C7/119_6%2C7_427/_pdf)
- 6.33) 内閣府 食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会 鉛ワーキンググループ（2012）：鉛に関する食品健康影響について 一次報告， p.26
- 6.34) 中央環境審議会（1999）：ダイオキシン類対策特別措置法に基づく廃棄物の最終処分場の維持管理基準の設定等について， p.5  
[http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=1394&hou\\_id=1900](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=1394&hou_id=1900)
- 6.35) 遠藤和人・山田正人（2010）：廃棄物処分場からの温室効果ガスの測定と維持管理への応用，環境システム計測制御学会誌，第15巻，第1号， pp.24-27
- 6.36) 環境省廃棄物・リサイクル対策部企画課，財団法人ひょうご環境創造協会（2008）：平成19年度広域最終処分場計画調査（海面最終処分場の閉鎖・廃止適用マニュアル策定に向けた調査）報告書， p.104  
<http://www.env.go.jp/recycle/report/h21-08/05.pdf>
- 6.37) 土壤中のダイオキシン類に関する検討会（1998）：居住地等における土壤中のダイオキシン類の暫定的なガイドライン値の算出過程  
[www.env.go.jp/chemi/dioxin/kento/dojo4/matome4.pdf](http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/kento/dojo4/matome4.pdf)
- 6.38) 体表面積算定表（成人）  
[www.pharm.kumamoto-u.ac.jp/Labs/clpharm/database/docs/jinfuzen04.pdf](http://www.pharm.kumamoto-u.ac.jp/Labs/clpharm/database/docs/jinfuzen04.pdf)
- 6.39) 浅井正・小田勝也（2013）：持続可能な臨海部における廃棄物埋立処分に関する研究，国総研資料第741号， p.3-4  
[www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0741pdf/ks0741.pdf](http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0741pdf/ks0741.pdf)
- 6.40) 日本環境衛生センター（2014）：海面最終処分場閉鎖・廃止適用マニュアル（案）検討調査委託業務報告書， p.2-14  
<http://www.env.go.jp/recycle/report/h27-07/01.pdf>
- 6.41) 土木学会環境工学委員会，広域処分小委員会，（2000）：廃棄物海面埋立環境保全調査，土木学会論文集， Vol.2000， No. 650， pp.1-12  
[library.jsce.or.jp/jsce/open/00037/2000/650-0001.pdf](http://library.jsce.or.jp/jsce/open/00037/2000/650-0001.pdf)

## 7. 海面処分場の暴露リスク評価に関する補足検討

### 7.1 用語の整理

海面処分場の化学物質暴露リスク評価に関連のあるいくつかの用語について、海面処分場の化学物質暴露リスク評価をより適切に理解し、実施できるように、意味内容等を整理した。

#### (流出)

ある領域（廃棄物処分場など）内の液体もしくは個体が、そのままもしくは他のものと混合されて、外に流れ出ること。「流出」という言葉は、現象をそのまま現象として表現している。

#### (漏出)

ある領域（廃棄物処分場など）内の個体、液体もしくは気体の一部あるいは全部が、そのままもしくは他のものと混合されて、場外に漏れ出ること。「漏れる」には、出てはいけないものが出るという話し手の意図が暗黙のうちに含まれる。

#### (浸出)

個体（廃棄物など）を液体に浸したときに、固体の中の物質の一部が液体中に移行すること。液体中に移行した物質は、液体に溶解している場合もあれば、粒子体として液体中に存在している場合もある。

#### (流出水，漏出水)

流出した水，漏出した水のこと。

#### (浸出水)

環境アセスメント用語集では、浸出水を「雨水などが廃棄物最終処分場内に埋め立てられた廃棄物の中を通過して浸出してくる水のこと。廃棄物に接触することにより、廃棄物中の有害成分が溶出することがある。」としている<sup>1)</sup>。

これに対して最終処分場技術研究会では「埋立地から流れ出る水」としている<sup>2)</sup>。これは「廃棄物から浸出を受けた廃棄物の間隙水が、廃棄物から滲出（しんしゅつ／にじみだ）して、それが埋め立て地から流れ出る」という考えに基づいていると考えられる。

海面処分場の場合は、埋立途中の段階では廃棄物の周囲に海水があるし、浸出水以外の水が浸出水に混入する場合もある。そのため、廃棄物の「浸出水」が処分場からの「流出水」と同じであるとは限らない。

#### (保有水)

あるもの（廃棄物など）が持っている水。「〇〇の保有水」といった形で使用する。

#### (場内水)

海面処分場などの場内にある水。

#### (余水)

余った水や残りの水のこと。管理型海面処分場の場合、「余水」は、通常、排出基準を満たすように処理され、場外に排出される。

(有害物質)

語義としては「害のある物質」である。

現実にはほとんどの物質が、多量に摂取すれば健康に害をもたらすし、多量に環境中に存在すれば生活や産業活動に支障をきたす。そのため法律では、環境中における濃度と濃度に応じた影響の大きさを勘案して対策を講じる必要のある物質を個別に指定し、それを「有害物質」としている。一方、「有害物質」という言葉は、人々やマスコミなどから、環境中の濃度がどうであるかやどうなるかとは関係なく、その物質は危険な物質であると認識されている場合が少なくない。

「有害物質」という用語を使用する場合には、「有害物質」という言葉がどのように受け止められるかも考慮したうえで適切に使うことが望まれる。

環境関連法令における「有害物質」についての規定状況を以下にいくつか示す。

大気汚染防止法（1968）では、「物の燃焼，合成，分解その他の処理（機械的処理を除く。）に伴い発生する物質のうち，カドミウム，塩素，フッ化水素，鉛その他の人の健康又は生活環境に係る被害を生ずる恐れがある物質で政令で定めるもの」（第2条第1項第三号，第3条第2項）としている。

水質汚濁防止法（1970）では、「カドミウムその他の人の健康に被害を生ずるおそれのある物質で政令で定めるもの」を「有害物質」とし（第2条第2項一号，第7項），政令でカドミウム及びその化合物，水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物，PCB等の26項目の物質を指定している。

土壌汚染対策法（2002）では、「「特定有害物質」とは，鉛，砒素，トリクロロエチレンその他の物質（放射性物質を除く。）であって，それが土壌に含まれることに起因して人の健康に係る被害を生ずるおそれがあるものとして政令で定めるものをいう。」としている。

## 7.2 遮水層内の流れと物質輸送の分析

6.の海面処分場の化学物質の暴露リスク評価で使用した海域の移流・拡散モデルでは，分析を簡素化するため，処分場の場外の水位が場内よりも低くなったときに，場内水がそのままの濃度で処分場の外壁から海域に流出するとして物質拡散の計算を行っている。

しかし実際には，降水による水位上昇や潮位変動等によって恒流や往復流とそれに伴う流れの乱れや渦が遮水層の中で生じる。そのため遮水層内の水中物質は，移流と拡散によって濃度を変化させながら水平方向に移動していく。海面処分場の化学物質の暴露リスク評価を行う場合には，遮水層内の移流・拡散現象を適切に考慮して分析や評価を行うことが求められる。そこで，遮水層内での水と物質の動きに着目して水の流動と物質の移流・拡散の数値シミュレーションを行い，それをもとに遮水層内での水と物質の動きがどのようになるかを分析した。

### (1) 計算の条件の設定

遮水層内での水の動きと対象物質の移流・拡散を数値計算によってシミュレートするため，計算条件を次のように設定した。

#### (a) 地形および構造物の形状と格子配置

海面処分場は水深-10mに建設されており，外周部に層厚50cm，透水係数 $1.0 \times 10^{-4}$ cm/sの遮水層が設けられている。海底面は不透水性の地盤となっており，地盤を通した水および対象物質の出入りはない。という状態を想定した。

想定した状態をモデル化するため、まず、海域から護岸に直交して場内に向かい水平に  $x$  軸、海底面から鉛直上方向に  $z$  軸を設定した。その  $xz$  平面に、幅が 2.5cm で高さが十分に大きい長方形格子を格子の底辺が海底に接するように多数配置した。  $z$  軸に左辺が接する格子を海域格子として 1 個配置し、その右側に遮水層格子を  $N$  個、さらにその右側に場内格子を 1 個配置した (図 7.1)。  $i$  番目の格子における海域の平均水位からの水面の高さを  $h_i$ 、対象物質の濃度を  $C_i$  とし、  $i$  番目の格子境界における浸透流速を  $u_i$  とした。  $y$  軸方向にはすべての条件が等しいとみなし、水と対象物質は実質的に  $y$  軸方向に移動しないとした。

海域格子では水位が周期 12hr、片振幅 1m の正弦振動をし、対象物質濃度は 0、場内格子では水位が一定、対象物質濃度は 1 とした。

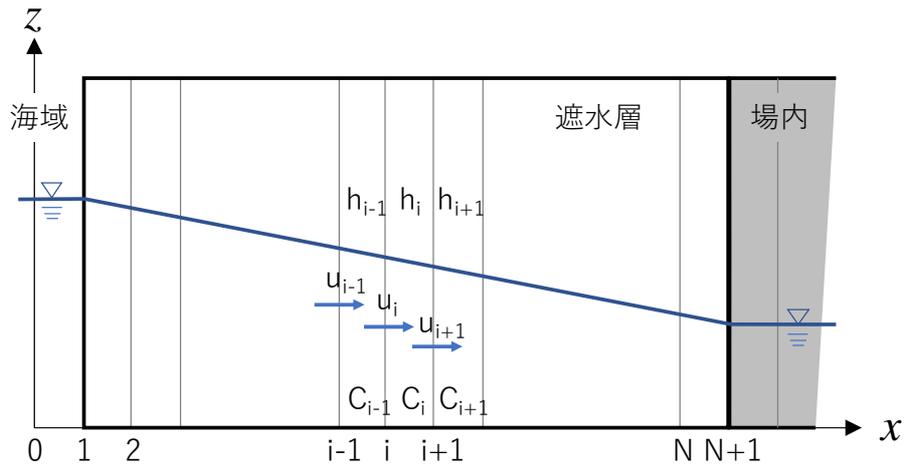


図 7.1 処分場および周辺の状況

### (b) 支配方程式

透水層内では Darcy 則に従って流れが生じ、以下の式が成立するものとした。

$$u = -k \frac{\partial h}{\partial x} \quad (7.1a)$$

$$U = \frac{u}{n} \quad (7.1b)$$

ここで、  $u$  は浸透流速、  $k$  は透水係数、  $h$  は海域の平均水位からの水面の高さ、  $U$  は間隙流速、  $n$  は遮水層の有効間隙率である。遮水材は細砂相当を想定し、  $n=0.3$  とした。

水は連続の式を満たすので、水を非圧縮性流体とみなせば以下の式が成り立つ。

$$\frac{1}{n} \frac{\partial h}{\partial t} + (H + h) \frac{\partial u}{\partial x} = 0 \quad (7.2)$$

ここで  $t$  は時間、  $H$  は海底面から海域の平均水位までの高さである。

移流・拡散は次式に従うものとし、拡散係数は Neuman の式に従うものとした。

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \lambda C \quad (7.3a)$$

$$D = \alpha u + \tau D_m \quad (7.3b)$$

ここで、 $C$ は対象物質濃度、 $R_d$ は遅延定数、 $D$ は縦拡散係数、 $\lambda$ は減衰定数、 $\alpha$ は拡散長、 $\tau$ は屈曲率、 $D_m$ は分子拡散係数である。本検討では対象物質の分解、生成、吸着、脱着、沈降等は考慮しないものとし、 $R_d$ を1、 $\lambda$ を0とした。 $\alpha$ は、Xu & Ecstein<sup>3)</sup>が紹介したNeumanの推定式をもとに観測規模を50cmとして0.64cmとした。 $D_m$ は、環境省が実施した地下水汚染シミュレーション<sup>4)</sup>をもとに $1.0 \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ とした。

## (2) 計算ケース

処分場内の水位が海域の平均水位と同じケースをCaseX1、海域の平均水位よりも30cm高いケースをCaseX2、200cm高いケースをCaseX3として、3ケースについて計算を行った。各ケースの計算時間間隔は、各ケースの計算結果が安定するようにCaseX1とCaseX2を1s、CaseX3を0.1sと設定し、助走計算時間を13潮汐とした(表7.1)。

表 7.1 ケースごとの設定条件

Case	処分場内水位の海域の平均水位からの高さ(cm)
X1	0
X2	30
X3	200

## (3) 計算の結果と考察

計算の結果得られた各ケースの海域の平均水位からの水面の高さ $h$ の経時変化は図7.2~7.4のとおりである。結果から、遮水層内の水面形状は遮水層の両端の水位を結ぶ直線的なものとなること、水位変動の遅れ時間は小さいことが分かる。

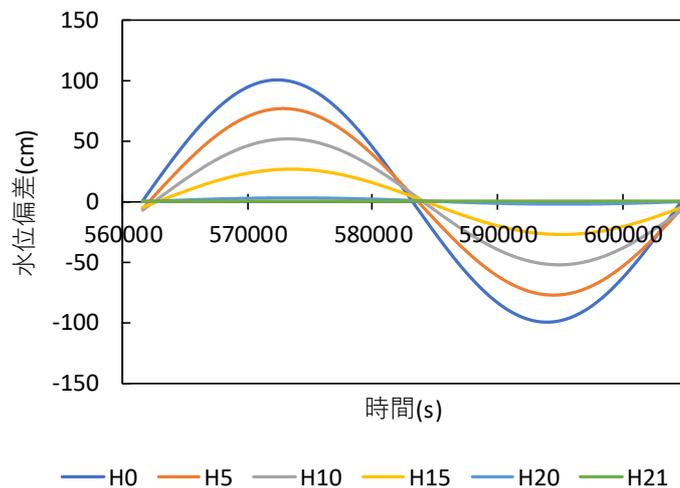


図 7.2 各格子における水位の経時変化 (CaseX1)

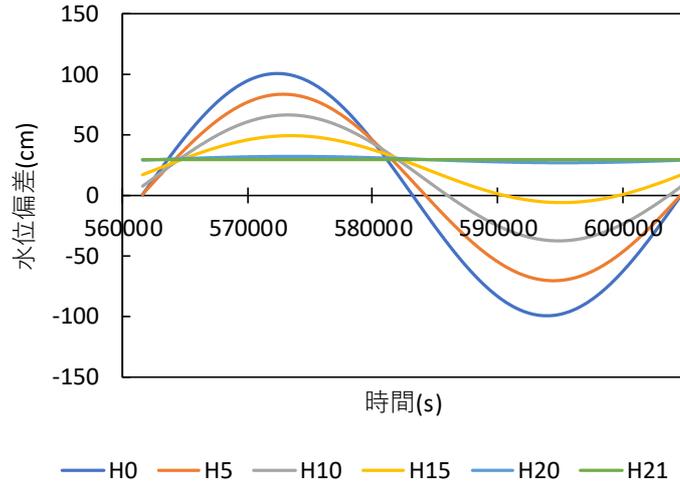


図 7.3 各格子における水位の経時変化 (CaseX2)

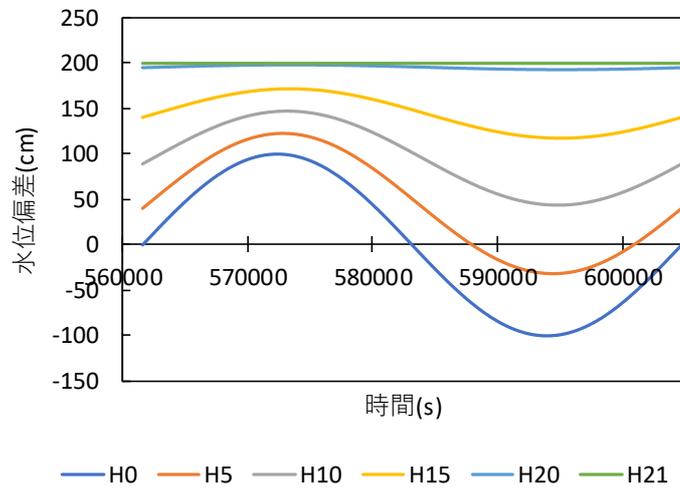
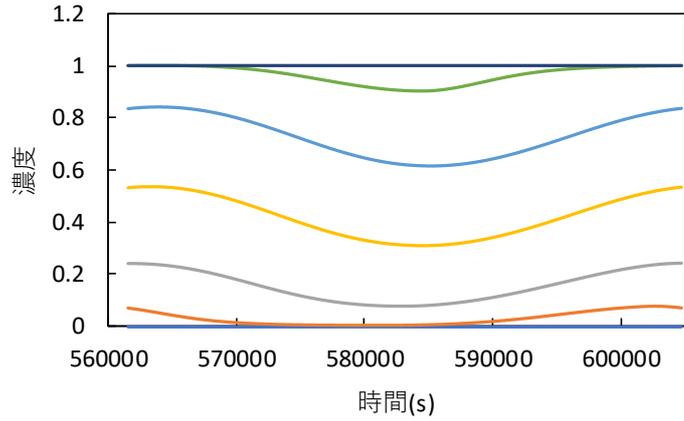


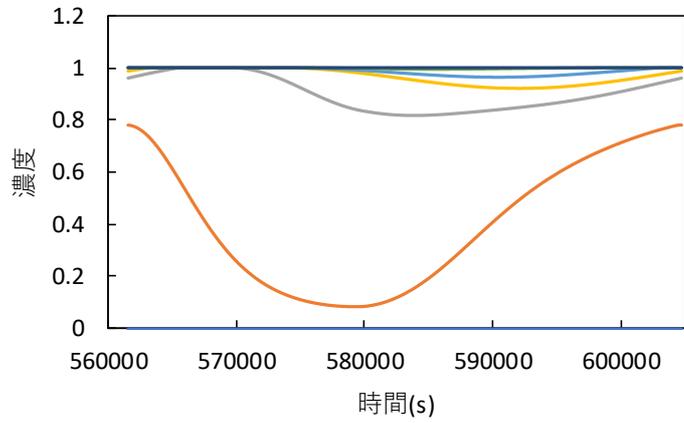
図 7.4 各格子における水位の経時変化 (CaseX3)

計算の結果得られた各ケースの物質濃度  $C$  の経時変化は図 7.5~7.7 のとおりである。CaseX1 では、海側から水が入ってくると遮水層の海側端部では物質濃度が 0 になり、場内側からの水が入ってくると若干濃度が上昇する。これに対して CaseX3 では、処分場内の水位が高く、遮水層の海側端部においても常に場内から海への流れとなっており、物質濃度は 0.8 を下回ることはない。



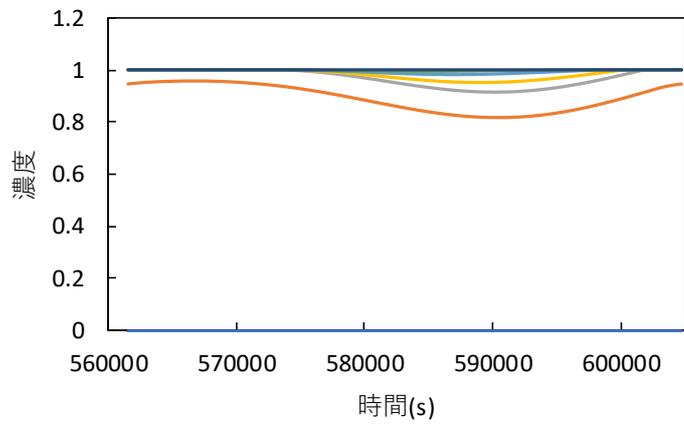
— C0 — C1 — C5 — C10 — C15 — C20 — C21

図 7.5 各格子における物質濃度の経時変化 (CaseX1)



— C0 — C1 — C5 — C10 — C15 — C20 — C21

図 7.6 各格子における物質濃度の経時変化 (CaseX2)



— C0 — C1 — C5 — C10 — C15 — C20 — C21

図 7.7 各格子における物質濃度の経時変化 (CaseX3)

各ケースの計算結果から対象物質が単位時間で輸送される量の1潮汐の平均と、海域と遮水層の境界での浸透流速  $u_1$  の最大値を求めた。それらの結果は表 7.2 のとおりである。

処分場内外の水位差のみによる浸透流速は、処分場内外の水位差が 30cm および 200cm の場合、Darcy 則から  $-6.0 \times 10^{-5} \text{cm/s}$  および  $-4.0 \times 10^{-4} \text{cm/s}$  と求められる。それらの最大流出速度は、処分場内外の水位差による定常流の流速と潮汐のみによる最大流速 (CaseX1 の  $u_1$  の最大値) を合算したものとほぼ等しい。

処分場内外の水位差のみで潮汐がない状態での時間・面積あたりの物質輸送量は、処分場内外の水位差が 30cm および 200cm の場合、Darcy 則から求められる浸透流速をもとに  $-3.8 \times 10^{-5} \text{質量/cm}^2/\text{s}$  および  $-3.1 \times 10^{-4} \text{質量/cm}^2/\text{s}$  と求められる。水位差に加えて潮汐を与えた遮水層モデルによる数値シミュレーションから求められた物質輸送量は、処分場内外の水位差のみによる物質輸送量に、潮汐のみによる物質輸送量 (CaseX1) を加えたものよりも大きい。

表 7.2 海域への時間・面積あたりの物質輸送量と  $u_1$  の最大値

Case	場内水位(cm)	海域への物質輸送量 (質量/cm <sup>2</sup> /s)	$u_1$ の最大値(cm/s)
X1	0	$-8.1 \times 10^{-6}$	$-2.2 \times 10^{-4}$
X2	30	$-1.8 \times 10^{-4}$	$-2.8 \times 10^{-4}$
X3	200	$-1.3 \times 10^{-3}$	$-6.2 \times 10^{-4}$

6.の海域モデルでは、潮汐および降水で生じる処分場内と海域の水位差が遮水領域の両端に生じるとして、Darcy 則を使って流量を求めている。そうした流れが計算される中で、処分場内から海域に向かう流れとなるときに濃度 1 の場内水が計算された流量で海域に流出し、海域から処分場内に向かう流れが生じるときは場内物質が海域に流出しないと設定している。

これに対して 7.の遮水層モデルも、降水等で生じる処分場内の水位上昇と潮汐による海域の水位変動を遮水層の両端に与えるという考え方を取っており、この点は海域モデルと同じである。しかし遮水層モデルでは、遮水層内を多数の格子に分割し、遮水層内の各格子での水の流れと物資の移流・拡散を計算し、その結果として処分場内から海域に対象物質が輸送される量を求めており、処分場内から海域への物質輸送量の見積もりは、6.の海域モデルよりも実態に近い機構を組み込んでいる。

両モデルにおける処分場内から海域への物質輸送量の比較を行うため、海域モデルにおける場内から海域への物質輸送量を求める。

遮水領域の浸透流速  $u$  は、遮水領域の両端の水位差から以下のように求められる。

$$u = -k \frac{\Delta h}{B} \quad (7.4)$$

ここで、 $u$  は浸透流速、 $k$  は透水係数、 $\Delta h$  は遮水層両端の水位差、 $B$  は遮水層の厚さである。

降水による場内の水位上昇量に、潮位変動を  $-\sin$  で与えた場合、遮水層両端の水位差  $\Delta h$  は以下のとおりとなる。

$$\Delta h = h_1 - h_0 \sin\left(\frac{2\pi}{T}t\right) \quad (7.5)$$

ここで、 $h_1$  は場内の水位上昇量、 $h_0$  は潮汐の片振幅、 $T$  は潮汐の周期、 $t$  は時間である。

(7.4)と(7.5)から1周期の中で海側に流れる単位面積あたり浸透流量の積分値  $Q$  を求めると、内外水位差が0および200cmの場合においては以下の通りとなる。

$$Q = \begin{cases} \int_0^{T/2} \frac{k}{B} h_0 \sin\left(\frac{2\pi}{T}t\right) dt = -\frac{kh_0T}{2\pi B}, & h_1 = 0 \\ \int_0^T \frac{k}{B} \left\{ -h_1 + h_0 \sin\left(\frac{2\pi}{T}t\right) \right\} dt = -\frac{kh_1T}{B}, & h_1 = 200 \end{cases} \quad (7.6)$$

海域モデルでは処分場内から海域への物質輸送量は移流によって生じると考えているので、時間・面積あたりの物質輸送量の平均値  $M$  は次式の通りとなる。

$$M = \frac{QC}{T} \quad (7.7)$$

これに対して遮水層モデルの時間・面積あたりの物質輸送量は、すでに述べたとおり、遮水層モデルの数値シミュレーションで求められた時間・面積あたりの物質輸送量を1周期分平均することによって求められる。

以上より、海域モデルと遮水層モデルの二つの数値モデルにおける処分場内から海域への時間・面積あたりの物質輸送量を求めた結果を表7.3に示す。

この結果では、海域の平均水位と処分場内の水位差が0の場合は、海域モデルにおける処分場内から海域への時間・面積あたりの物質輸送量が、遮水層モデルにおける時間・面積あたりの物質輸送量より大きく、海域モデルの時間・面積あたりの物質輸送量は遮水層モデルの約8倍になっている。逆に、海域の平均水位と処分場内の水位差が200cmの場合は、海域モデルにおける処分場内から海域への時間・面積あたりの物質輸送量が、遮水層モデルにおける時間・面積あたりの物質輸送量より小さく、海域モデルの時間・面積あたりの物質輸送量は遮水層モデルの約0.3倍になっている。内外水位差200cmの場合にそのようになるのは、時間・面積あたりの物質輸送量が処分場内外の水位差による定常流による移流と、処分場内外の水位差と潮汐による流れに伴う遮水層内での拡散による物質輸送が合成されたものになるので、遮水層内での拡散を考慮していない海域モデルでは、処分場から海域への物質輸送量が小さく見積もられるためである。処分場内外水位差0の場合は、遮水層モデルでは拡散によってのみ物質が輸送されるのに対して、海域モデルでは処分場内から海域に向かう流れが生じる際に物質濃度1の場内水が海域にそのまま流出するという仮想的な輸送機構を仮定しているため、海域モデルにおける処分場から海域への物質輸送量の見積もりが大きくなっていると考えられる。

表 7.3 二つの数値モデルにおける海域への時間・面積あたりの物質輸送量の比較

海域の平均水位と処分場内の水位差(cm)	遮水層モデルの物質輸送量(X) (質量/cm <sup>2</sup> /s)	海域モデルの物質輸送量(Y) (質量/cm <sup>2</sup> /s)	Y/X
0	-8.1×10 <sup>-6</sup>	-3.2×10 <sup>-5</sup>	7.9
200	-1.3×10 <sup>-3</sup>	-4.0×10 <sup>-4</sup>	0.31

ところで、海域の平均水位と処分場内が同じ水位であれば、遮水層内での流れは潮汐による海面水位の変動に駆動された往復流になる。この場合、流れの乱れや分子運動等による拡散を捨象して考えてみれば、水粒子は水平に往復を繰り返すだけで場内側にも海域側にも進まない動きとなる。

この状況にあたる CaseX1 の条件での単位面積あたり浸透流量の半周期分の積分値  $Q$  は式 (7.6) で得られ、それを用いれば、遮水層内の水粒子の往復運動の往復長  $W$  は次のとおりとなる。

$$W = \frac{|Q|}{n} \quad (7.8)$$

ここで、 $n$  は遮水層の有効間隙率である。

これによって求められた CaseX1 における水粒子の往復長は 4.6cm である (表 7.4)。それは、遮水層内における水の微小領域が往復 4.6cm の間で往復を繰り返す状態であることを意味し、処分場内の水が遮水層を通じた水の往復流によってそのまま海域に出ることはなく、遮水層内の拡散現象を通して物質が場内から海域に運ばれることを表している。

表 7.4 遮水層内での水粒子の往復長

Case	海域の平均水位と場内の水位差	水粒子の往復長
X1	0	4.6cm

### 7.3 降水による処分場内水位の変動

処分場に降雨があった場合、降った水が廃棄物層に浸入することを防ぎ、その水を場外に排水する施設・設備を処分場の地表部に設けていない場合、降った水は処分場内に入っていく。処分場内に上方から水が供給されれば、処分場内の水位は上昇する。

処分場内の水位が上昇すれば、処分場内と海域の水位差によって場内水が海域に流出していく。その結果、場内の水の量が減少し、場内の水位が低下していく。

場内水の低下とは関係なく、気象の動きによって次の降雨が発生する。降雨が発生すれば場内水位が上昇し、そこからまた、場内と海域の水位差に駆動されて場内水が海域に流出し、それによって場内水位が低下していく。そうした過程が降雨の発生たびに繰り返される。

ここでは、降雨による場内水位の上昇と場内水の流出による場内水位の低下の過程がどのようになるかを把握するため、その過程を表現する数値モデルを構築し、その動きを分析した。

#### (1) モデルの構成

##### (a) 処分場と地形

処分場は管理型の廃棄物処分場である。処分場の平面形状は長辺 500m、短辺 200m の長方形であり、その面積は 100,000m<sup>2</sup> である。処分場は外周がすべて海に面している。処分場の設置水深は -10m であり、処分容量は 1,000,000m<sup>3</sup> である。処分場の内部は廃棄物で満たされており、廃棄物の有効間隙率は 0.45 である。処分場の外周には遮水層が設けられており、遮水層の厚さは 50cm、透水係数は  $1.0 \times 10^{-4}$ cm/s、有効間隙率は 0.3 である。処分場の底面は不透水性地盤であり、透水性がない。という状態を想定した。

##### (b) 降雨

1999 年 1 月から 2001 年 12 月までの 3 年間の名古屋の日降水量の気象庁のデータ (図 7.8) と同じ降雨があった場合を想定した。この期間内には東海豪雨 (2000 年 9 月 11-12 日) が発生しており、11 日に 428mm、12 日に 138.5mm、あわせて 566.5mm という非常に大きな降水が発生している。

日降水量の大きさ別の発生日数を表 7.5 に示す。日降水量が 0 の日数が 769 日で最も多く、全体の 70% を占めている。日降水量が 0 を超え 50mm 以下の日数が 313 日で全体の 29% であり、日降水量が 50mm を超える日数が 14 日で全体の 1.3% である。

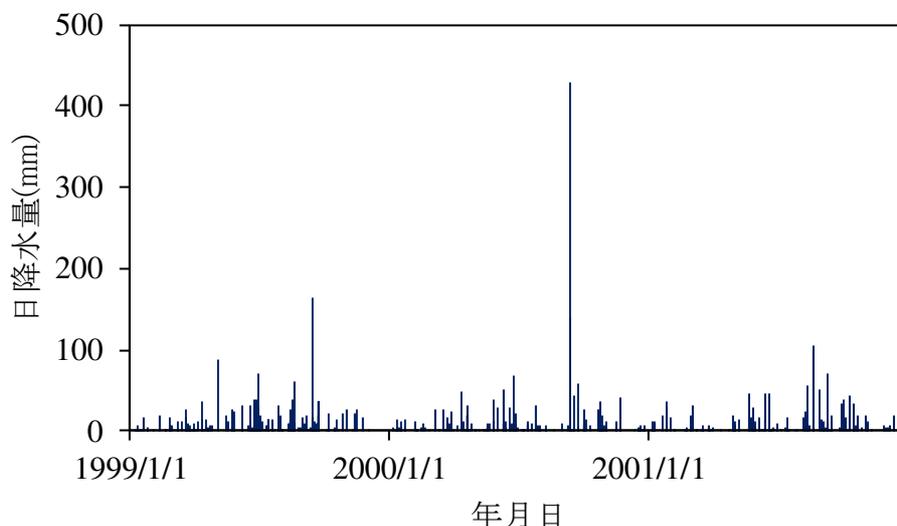


図 7.8 名古屋における 1999～2001 年の日降水量の時系列

表 7.5 名古屋における 1999～2001 年の日降水量別の日数

日降水量(mm)	日数	割合(%)
=0	769	70.2
0～1	59	5.4
1～10	132	12.0
10～50	122	11.1
>50	14	1.3
合計	1,096	100.0

### (c) 処分場内の水位変動の機構

1999～2001 年に名古屋で観測された日降水量と同じ水量の降雨が日単位で発生する。降雨による水は全量が一瞬で処分場に供給され、その全量が処分場内に入り、処分場内の水位がその分だけ上昇する。処分場内の水位が廃棄物層の上面を超えた場合、超えた分の水は処分場の外に排出される。

処分場内の水位が上昇すると、場内水が海域に向かって流れ、その流速は Darcy 則に従う。

$$u = k \frac{h}{B} \quad (7.9)$$

ここで、 $u$  は浸透流速、 $k$  は遮水層の透水係数、 $h$  は海域の平均水位からの場内の水位、 $B$  は遮水層の厚さである。

次に、流出する水の量と処分場内の水の変化量は一致するから、次式が成立する。

$$n_w A dh = -LH u dt \quad (7.10)$$

ここで、 $n_w$ は廃棄物の有効間隙率、 $A$ は処分場の面積、 $L$ は遮水層の延長、 $H$ は海底面から海面までの高さ、 $t$ は時間である。

(7.9)と(7.10)から微分方程式を作り、それを解くと、次の通りとなる。

$$h = h(0) \exp\left(-\frac{kLH}{n_w BA} t\right) \quad (7.11)$$

ここで、 $h(0)$ は $t=0$ のときの $h$ の値である。

ここでの計算は、簡素で簡潔な計算を目的とし、周辺海域の水位は平均水位で変動しなものとした。

## (2) 計算ケースの設定

遮水層の透水係数が $1.0 \times 10^{-6} \text{cm/s}$ で護岸の損壊がない場合をCaseY1、遮水層の透水係数が $1.0 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ で護岸の損壊がない場合をCaseY2、遮水層の透水係数が $1.0 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ で護岸の損壊がある場合をCaseY3とした。CaseY3では、処分場の短辺を構成する護岸の一つが全延長200mにわたって損壊した場合を考え、損壊した護岸の遮水層は、計算の便宜のため、透水係数が $1.0 \times 10^{-2} \text{cm/s}$ になるものとして計算を行った。また処分場内の初期水位は、CaseY1では0、CaseY2とCaseY3では計算の最終日の処分場内水位と同じになるという条件を与えて求めた(表7.6)。

表 7.6 処分場の場内水位の最大値と水位低下の半減時間

Case	遮水層の透水係数 (cm/s)	護岸損壊	処分場内の 初期水位
Y1	$1.0 \times 10^{-6}$	なし	0
Y2	$1.0 \times 10^{-4}$	なし	最終日と同じ
Y3	$1.0 \times 10^{-4}$	あり	最終日と同じ

## (3) 計算の結果と考察

処分場内水位の経時変化の計算結果は図7.9～11のとおりである。また各ケースにおける処分場内の水位の最大値、水位低下の半減期および水位の初期値は表7.7のとおりである。

CaseY1は、場内の水が護岸から海域に出ていくことで水位が半減する時間は3.5年と長い。そのため、場内水位の低下がほとんど進まないうちに次の降雨が発生するため、日を経るとともに水位が上昇していく。上昇した水位が海域の平均水位から3mの高さを超えると、処分場の地表面層となり、高さ3mを超えた分の水は廃棄物層に浸入せずに地表面層から外部に排水される。そのため、場内水位が3mを超えることはない。3mとなった場内水位は、降雨終了後に徐々に低下していくが、ほとんど低下しないうちに次の降雨が発生し、場内水位は3mに近い値を維持する。

CaseY2は、場内水位の半減期が13日であり、降雨によって上昇した場内水位は1月弱で1/4に低下する。そのため、降雨によって上昇した水位が十分に低下する前に次の降雨が発生し、場内水が1cm未満になる日はない。また場内水位が最大となる日は、東海豪雨の1日目ではなく2日目であり、その日の場内水位は125cmであった。一方で、場内水が護岸から海域に出る

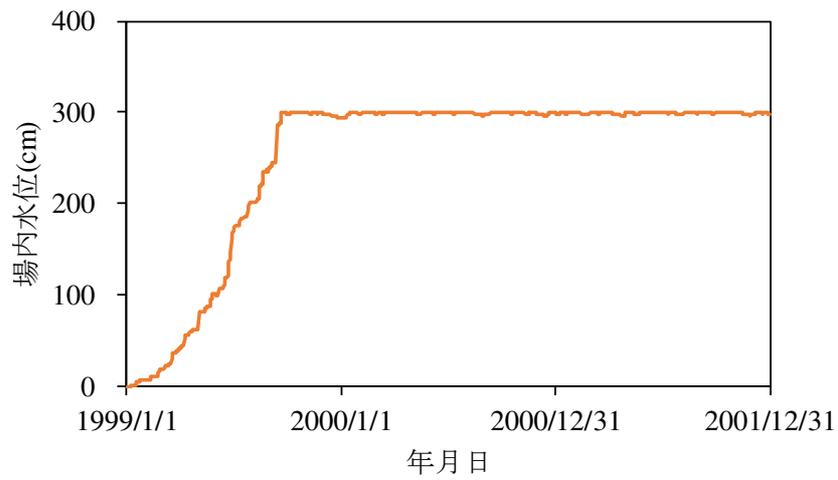


図 7.9 処分場内水位の経時変化 (CaseY1)

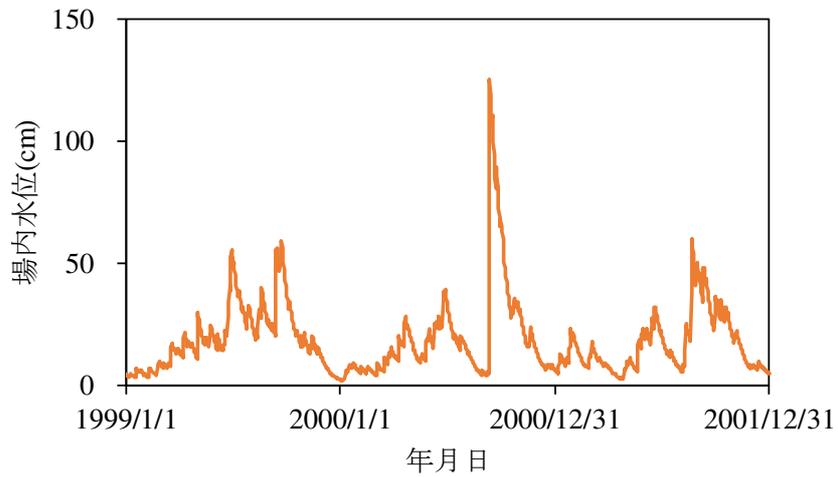


図 7.10 処分場内水位の経時変化 (CaseY2)

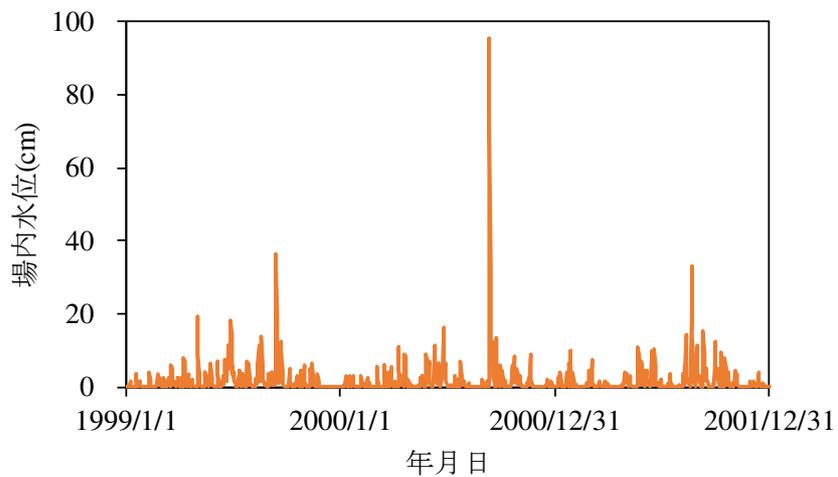


図 7.11 処分場内水位の経時変化 (CaseY3)

表 7.7 処分場内水位の最大値，半減期および初期値

Case	最大値(cm)	半減期	初期値(cm)
Y1	300	3.5 年	0
Y2	125	13 日	4.4
Y3	95	20 時間	0

量が降雨による供給量を上回るため，場内の水位が上昇を続けるということはない。

CaseY3 は，場内水位の半減期が 20 時間であり，場内水位が例えば 1m の場合，6 日で 1cm 未満に低下する。そうした機構の結果として，降雨がない日が 769 日であるのに対して，場内水位が 1cm 未満となる日は 714 日と計算された。また場内水位が最大となる日は，日降水量が最も多い東海豪雨の 1 日目であり，その日の場内水位は 95cm であった。このケースでは，場内水位が例えば 1m の場合，最初の 1 時間で 3.3cm 水位が低下するため，日単位で計算しているここでの結果は，大まかな傾向を見るにはそれなりの精度を持っているが，定量的な把握をするうえでは精度が十分ではない可能性があることを認識しておく必要がある。

#### 参考文献

- 1) 環境省：環境アセスメント用語集，<http://www.env.go.jp/policy/assess/6term/s.html>，2017.10 access.
- 2) 最終処分場システム研究会：最終処分場のいろは 浸出水，<http://www.npo-lsa.jp/iroha/005.html>，2017.10 access.
- 3) Xu,M. and Eckstein,Y.: Use of Weighted Least-Squares Method in Evaluation of the Relationship Between Dispersivity and Field Scale, pp.905-908, GROUND WATER, 1995.
- 4) 環境省：茨城県神栖市における汚染メカニズム解明のための調査 地下水汚染シミュレーション等報告書，2007.

## 8. まとめ

管理型海面処分場内の物質が場外に出て人の健康や生活・産業に影響を与えるリスクについて、関連する情報を収集して整理するとともに、処分場が海域への設置であることや投入廃棄物の性格を考慮して、処分場の点検・補修や化学物質の暴露リスク評価の方法論等について調査、検討、整理、評価分析および考察を行った。以下にその主な内容を示す。

- ① 現在、化学物質の管理などで使われている化学物質の暴露リスク評価についての情報を集め、化学物質の暴露リスク評価の基本的な考え方、暴露リスク評価を行うことのメリット、暴露リスク評価を行う際の留意事項を把握した。
- ② 廃棄物処分をとりまく諸状況を勘案し、廃棄物処分における海面処分場の比較優位性を検討し、海面処分場には優れた特質が数多くあることを整理した。
- ③ 海面処分場に関する水質や土壌の環境規制値の現状を把握した。

また、水質環境基準、事業所の排水基準、廃棄物の受け入れ基準の関係から、廃棄物や場内水の流出に伴う暴露リスクはそれほど高くはないため、廃棄物受入基準に自主的な追加をある程度することで、暴露リスクを問題のない水準に制御できる可能性がある。

廃棄物処分場に関する水質や土壌の環境規制にはいくつかの種類があり、それらの規制の違いから、埋立段階では問題のないものが、埋立終了後に管理が規制されるような状況があることなど、海面処分場の環境規制に関する課題についていくつかの整理を行った。

- ④ 何らかの事情によって処分場が壊れる場合や場内物質が流出する場合により適切に対応できる管理にしていくことを考えたとき、海面処分場の点検・調査や損傷した個所の補修・復旧をどのようにすればよいかについて検討や考察を行い、実行可能性を持ついくつかの方法や留意点が考えられることを示した。
- ⑤ 管理型海面処分場の場内の物質が場外に出て人の健康に影響を与えるリスクを、処分場が海域への設置であることや投入廃棄物の性質を考慮した検討ケースを設定し、分析した。

その結果、今回行った検討の範囲では、遮水領域の透水係数を現在の規制値の  $1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$  から  $1 \times 10^{-4} \text{cm/s}$  に緩和しても、人の健康への影響に対して、必要な安全性が確保されるという見通しを得た。このような知見が得られたものの、リスクの発生の仕方や程度が処分場ごとに異なるため、リスク評価は処分場ごとに具体的に行う必要がある。同時にそれは、一律の遮水規定を適用するよりも、各地の状況にあわせてリスクを評価して海面処分場を設計するほうが、より合理的である可能性を示している。

- ⑥ 海面処分場の化学物質暴露リスク評価に関連のあるいくつかの用語について意味や用法等を整理した。そこで整理した「浸出水」や「有害物質」などの混乱を招きやすい用語は、用語の意味の理解を広めていくことが、リスクに対する適正な評価を導いていくために重要である。
- ⑦ 遮水層内での水と物質の動きに着目して水の流動と物質の移流・拡散の数値シミュレーションを行い、それをもとに遮水層内での水と物質の動きがどのようになるかを分析した。

- ⑧ 降雨による場内水位の上昇と場内水の流出による場内水位の低下の過程がどのようになるかを把握するため、その過程を表現する数値モデルを構築し、その動きを分析した。

管理型海面処分場においては、これまで、壊れることのない処分場護岸、場内物質の流出がない構造を目標にして海面処分場の整備・管理が行われてきたように思われる。しかし現実には、何があっても壊れることがない処分場護岸、場内物質の流出がない構造を実現することは困難である。一方、近年は、特別なものを除いて、場内廃棄物の性状は海域への投入が可能な条件を満足するように管理されている。そのため、「人の健康や生活・産業に影響を与えるリスクが許容範囲内となるように、場内物質の場外への流出を抑える」という考え方で管理型海面処分場を整備・管理する場合を考え、その場合に必要になると考えられる、化学物質の暴露リスク評価に基づいて管理型海面処分場を設計することの実行可能性や有益性、護岸が壊れることを想定したときにどのような点検方法や修復方法が考えられるか等について検討を行った。その結果、化学物質の暴露リスク評価を使った海面処分場の設計を行うことはとても実行できないような困難な作業ではなく、しかもそれは、陸上処分場と海面処分場の違いやサイトごとの違いを考慮しない画一的な仕様規定を適用するよりも合理的な設計を導く可能性があることを示唆する結果が得られた。また護岸が壊れる場合を想定した点検方法や修復方法についても、実行可能性があると思われる方法をいくつか考えることができた。これらの検討の結果等を踏まえ、より合理的で現実的な海面処分場の整備に向けた設計・管理・制度の検討や取り組みが、関係各方面で進められることを期待する。