

第 12 章 アニワ湾における浚渫および浚渫土の投棄

12.1 はじめに

アニワ湾における浚渫活動に関するこの追加情報は、2003年に発表された国際的な標準様式の環境影響評価（EIA）を受け、プロジェクトの利害関係者から寄せられた特定の疑問に対応するために提供されるもので、EIA 補遺版（EIA-A）の一部をなす。加えて、EIA が出版された後の修正に対応している。この情報は、商業漁業と底生生物群の両方に影響を及ぼす恐れのあるアニワ湾の浚渫活動に関するもので、想定される影響が共通していることから、そうした利害を扱った各節ではなく、ここで扱っている。

12.2 浚渫と投棄処理の要件

アニワ湾のプリゴロドノエの液化天然ガス（LNG）プラントと積み出し施設（MOF）の開発には、それぞれの施設用の2つの栈橋の建設が必要である。船舶のアクセス、重い装置の荷揚げ、更に安全確保を確実にできるように、アプローチ用水路と船廻し場用水域を深くするための浚渫を行い、十分な水深を得なくてはならない。合計すると、145万 m^3 の土砂を浚渫する必要がある。詳細は以下の通り。

- LNG栈橋、船廻し場用水域および停泊のための浚渫=1,300,000 m^3 （軟質の堆積物20%、岩石80%）
- MOFのための浚渫=145,000 m^3 （軟質の堆積物30%、岩石（粘土岩）70%）

このように、浚渫・投棄されるうちの大半は、軟質の堆積物（303,500 m^3 ）ではなく岩石（1,141,500 m^3 ）で占められる。

多くの大規模な建設やインフラプロジェクトと比較すると、LNG とMOFのために行われる浚渫の量は比較的少ない。比較に関わるデータが下記の表にまとめられている。

番号	プロジェクト	浚渫量 (百万立方メートル Mm^3)	埋め立て地あるいは海岸からの候補地のおおよその距離 (km) 〔出典〕
1	香港空港の人造島 チェック・ラップ・コク新空港 (1998)	184 Mm^3	空港の埋め立て地より: 38 キロ(船舶航路)、直線距離 20 キロ 香港特別行政区環境保護局 http://www.epd.gov.hk/epd/english/
2	「世界」沖合島の集合体（埋立プロジェクト）、アラブ首長国連邦、ドバ	300 Mm^3	5.75 キロ沖合 [[www.nakheel.com www.vanoord.com]]

	イ、ペルシャ湾		
3	ロッテルダム主要港の拡張プロジェクト (提案)	12 Mm ³	該当なし—除去された土砂は、採石場その他の場所からの砂と混ぜられる。埋立て現場は本土と隣接している。 [http://www.kvi.nl/~annrep/ar1999/kviar_1999_c7_2_2.html]
4	ロンドン・ゲートウェイ (計画、港)	30 Mm ³	シェルヘブンに輸送された浚渫土砂および埋立てやその他の建設での利用 (本土から 200m、あるいは本土に隣接)。 [P&O. 2002. The (London Gateway Port Limited) Harbour Empowerment Order 2002; Environmental Statement Part A: Context. Oscar Faber. Bristol.]
5	ハーウィッチ・ヘブン・アプローチ・チャンネル深度化	19 Mm ³	海岸より 10 キロ (最も近い地点). [www.dft.gov.uk/stellent/groups/dft_shipping/documents/page/dft_shipping_035830-03.hcsp]
6	バーラット・シェル—LNG 受け入れターミナルの水路深度化、インド・ハジラ (2004 年)	15 Mm ³	水路入り口の浚渫土砂の一部は、海岸から最大 1.6km 離れた陸上に適宜戻される。不適切な土砂は以下に廃棄する。 (i) 高水位から 5 キロ超の深海水路 (ii) 低水位から 15 海里超の砂州の裏 [Royal Haskoning Oct. 2005.]
7	チャンネル水深の深い港、エストニア・ムーガ (1981~1984)	6 Mm ³	埋立ては本土に隣接した海域で行われ、本土からの距離はおそらく 1 キロ以内だったとみられる。 インターネットの様々なサイトより
8	英国フェリックストウ・サウス、栈橋再建設	3.8 Mm ³	提案された埋め立て地よりおおよそ 90 キロ [Royal Haskoning]
9	サハリン LNG ターミナル	1.5 Mm ³	海岸に近い浚渫場所より南へ 25 キロで投棄

浚渫の規模は必ずしも潜在的な環境への影響や被害の度合いと一致するものではないが、上記の数字は、LNG 現場で実施される予定の浚渫の量が、現在の基準からみて通常範囲を逸脱するものではないことを示している。

浚渫を行うタイミングは、大部分、その時期のアニワ湾内の気象条件と生態学的な脆弱性 (つまり、5 月~9 月のサケ類の移動) によって決められる。アニワ湾内で海氷が発生するのは 1 月中旬から 3 月末までで、この期間中、海洋でのあらゆる活動が不可能になる。こうした事情のために、湾内の浚渫作業は 10 月~12 月の、作業に適した天候の間に限定せざるを得ない。船舶の動きと物流上の懸念から、浚渫工事を 3 月~4 月に実施することはまず不可能である。浚

渫される土砂の量から、浚渫には、技術と機材を最大限活用した場合で、合計6ヶ月かかると見積もられている。

12. 3 浚渫土投棄地点の選定

12. 3. 1 はじめに

海洋環境に対する潜在的な悪影響を回避あるいは最小化するための浚渫土砂の海洋投棄地点を選定するための調査は、幾つかの段階を経て行われる。適切な場所の選定において考慮される環境問題には次のようなものがある。

- 水柱－廃棄物の分散に関わる物理的特性（水深、成層構造、海面と海底の潮流、温度特性、浮遊物質、塩分など）。波や潮流による海底の浚渫土砂の移動や拡散の程度は、浅瀬の方が深海よりも大きい。深海では、物体が水柱をつうじて落ちてくると細かい堆積物の拡散が増加する可能性があるが、重要なのは、環境上に与える影響のモニタリングも深海では技術的な問題から不十分なことがある点である。
- 海底－浚渫土砂の分散に関わる物理的特性（地形、堆積物の粒径、堆積物の移動性と化学的特性）。可能な場合は、浚渫から派生する沈殿物と海底堆積物の構成が類似しているところに廃棄し、（受け入れる環境側にとって異なる構成物の場合）土砂は離れた場所に保持するか、生息環境の回復に利用できるような場所に分散させることを許されるべきである。
- 海生生物群集－浚渫土砂が海洋生物に及ぼす潜在的影響を評価するための生物相の特徴付け。プランクトンと底生生物群集、底生魚類とクジラ類および海鳥に関するデータも含まれる。理想としては、浚渫土投棄は海の生物活動、生物学的多様性、影響変化への脆弱性が少なく、保護種や希少種がない、回復しやすい、というような場所での実施すべきである。
- その他の利用－浚渫土投棄の影響は、多くの環境上の利益に悪影響を与える可能性があるため、漁業上重要な地域（漁業活動レベル、商業的価値をもつ種による産卵場や餌場としての利用）や、船舶航行、回復活動および保護海域を避けるか、そのような場所における影響を適切な管理によって許容可能な範囲にすることが重要である。

処分場の特徴に関する情報は、浚渫土の行く末と影響を決定する上で必要とされる。処分場近辺の物理的条件は、浚渫土の輸送と行く末を左右する。物理化学的条件は、物質の化学構成の移動性と生物学的利用能を評価するために使われことがある。言い換えると、生物群集の性質や分布と、処分場から海洋資源や海洋環境までの距離が、予期される影響の性質を決定する。

12.3.2 場所の適切性

LNG や MOF の工事で発生する浚渫土の投棄における主な目標は、環境上の影響を回避または最小化するだけでなく、経済・技術基準にも合うような地域や場所を選択することであった。この点において、処分される物質が比較的明確な場所（分散させずにむしろ封じ込める）に限定されるよう保証することは、適地決定の上で重要な要素であった。加えて、合理的な時間枠内に浚渫工事を完了できるように、浚渫土砂の輸送距離も制限内でなければならない。このことはまた、他の環境影響（排気ガス、クジラとの衝突リスクの可能性など）を最小化することにもなる。そのため、下記に詳細をまとめたように、アニワ湾の外への投棄はプロジェクトの選択肢としては考慮されなかった。

利用可能な環境関連情報やサハリンIIプロジェクトのベースライン調査の間に収集されたデータを基にすると、アニワ湾中央部に特徴的な物理的および環境的条件が、ある種の浚渫土の投棄に適している可能性があるということが示された。上記で述べられた基準に関連し、次のことがいえる。

- 水柱——帯の水深は 30～100m の範囲である。この水深では、浅瀬の海域に比べ、波の動きを通じた物質の移動が少ないと考えられる。水柱内の細かい沈殿物の拡散が予想される範囲も、深海に比べて小さくなる可能性がある。重要なのは、この水深の投棄地点における環境影響のモニタリングが、深海に比べて技術的に確実かつ容易な点である。
- 海底——帯の堆積物の特徴は、動きの活発な沿岸付近に比べ、エネルギー状態が低い（波の動きが届く範囲より下にある）ことを反映している。海底堆積物は通常、細かい砂と沈泥からなり、大きく、波状で、わずかに南に位置する大陸棚の上に広がっている。
- 海生生物群集——アニワ湾の沿岸——帯は、底生生物に富み、その種類も多く、ホタテ貝、ナマコ、コンブなどの商業用無脊椎動物にとって特に重要である。アニワ湾中央のような、より深い海域（>約 30m）の底生生物群集は、広く行き渡った柔らかい堆積物の状態を反映し、沿岸——帯ほど多様な多様性はなく、豊かでもない。
- その他の活動——商業用の主な産卵場と餌場は、沿岸——帯（ニシンやカラフトシシャモなど）やアニワ湾の主要部分の外側（スケトウダラなど）に位置する。その他の種は、より深い海域を回遊するか、そこにより多く生息している（ヒラメ・カレイ類）。職業用魚種（抜粋）の分布を図 12.2 に示す。湾の中央部の大部分は、コルサコフ港や他の港湾施設に向かう主な航路の外側に位置している。湾内に保護海域はない（図 12.1 参照）。処分場を周辺の沿岸地域から離れた箇所に置くことも、処分された土砂が海岸やレクリエーション地域に到達するのを抑制する。

LNG栈橋やMOFの浚渫から生じる土砂の投棄に適切な地点の選択に関しては、第3の場所・地域も検討されたが（下記で説明）、提案された2つの地域と場所を巡って関連当局との間で協議やコンサルテーションが行われた。2つの主な地点の位置は図12.1に示されている。

- 候補地1：コルサコフ港からの浚渫土の既存の処理場、北緯46° 41' 05"、東経142° 42' 00"、水深10m。
- 候補地2：アニワ湾内、12海里範囲の外側にある新規地点、LNG建設現場から約25km南、北緯46° 25' 00"、東経142° 55' 00"、水深63m。

こうした2つの場所の適正を決定する選択プロセスは、サハリン漁業海洋研究所(SakhNIRO) (2001)が実施した研究によって支えられている。ベースライン調査が完了した後の2002年に、サハリンの漁業当局であるSakhrybvodから第3の場所が提案された。第3の場所はアニワ湾の外側、北緯46° 00' 00"、東経144° 00' 00"に位置し、LNG現場から110kmの距離にあり、水深は900mである(図12.1参照)。

予備的な環境・技術面からの審査に基づき、第3の場所は有利ではない、あるいは環境の観点から望ましくない、技術的観点から実現可能ではない、との結論が出された。浚渫現場から110kmのところにあるその候補地までは、アニワ湾内のどの場所に比べても、浚渫土の輸送距離がかなり長くなる。投棄地点までの距離に関連する環境上の影響には、排気ガスの増加を引き起こす燃料消費の増加(SO₂など)やクジラ類と船舶の衝突リスクの増加などがある。余分な航行時間は、浚渫工事にかかる全体時間をかなり増やし、その工程がプロジェクトの時間規模と引き合わなくなる。

処分のための最適水深の検討もまた重要である。浚渫の際、浚渫土は、「密集した塊」のように動き、微細粒子と砂利が同時に落下する(落下の初期段階では、落下率は粒子サイズに関係しない)。塊は噴流のように動き、落下しながらその周辺の水に入っていく。下降中、その塊の周縁が壊れて離れ始め、個々の粒子として動き始める。いったん底に到達すると、土砂は平らになって動きを停止する。

どの程度の塊が分散するかは、それが底に到達するまでの時間次第である。浚渫土が投棄される場所が深すぎる場合、およびその物質が十分な凝集塊でない場合、水が入りすぎて水柱でばらばらになり、分散してしまうため、その塊はうまく海底に到達しない。候補地3の水深はこれらの理由から、深すぎるとみなされた。

最終的に、圧倒的多数のケースで、浚渫土の投棄は、生物学的および物理的影響に関する環境データがより入手しやすく、環境への潜在的な影響をモニターしたり、それに対処したりするための技術手段が利用しやすい、沿岸や大陸棚

(<100m) で実行されている。候補地 3 は、その水深のため、徹底的な影響の評価やモニタリングが困難と予測された。

候補地 3 を除外したあと、残り 2 つのどちらがふさわしい場所かを決定するために、次に述べられているようないくつかの基準が検討された。

環境問題：

- 時間的、空間的な影響
- 底生無脊椎動物への影響
- 浚渫土の分散
- 大気質
- 商業漁業

技術的問題：

- 浚渫土投棄のための規制上の要件
- 装置や船舶の使用可能性
- 航行の阻害
- プロジェクトスケジュールとの適合性

表 12.1 は、選定分析の結果の要約である（アニワ湾に存在する主な商用魚や甲殻類に関する更なる情報および選定プロセスの付属情報は 12.3.3 節にある）。

図 12.1 アニワ湾の LNG および MOF 施設の建設から発生する浚渫残土処分候補地の位置

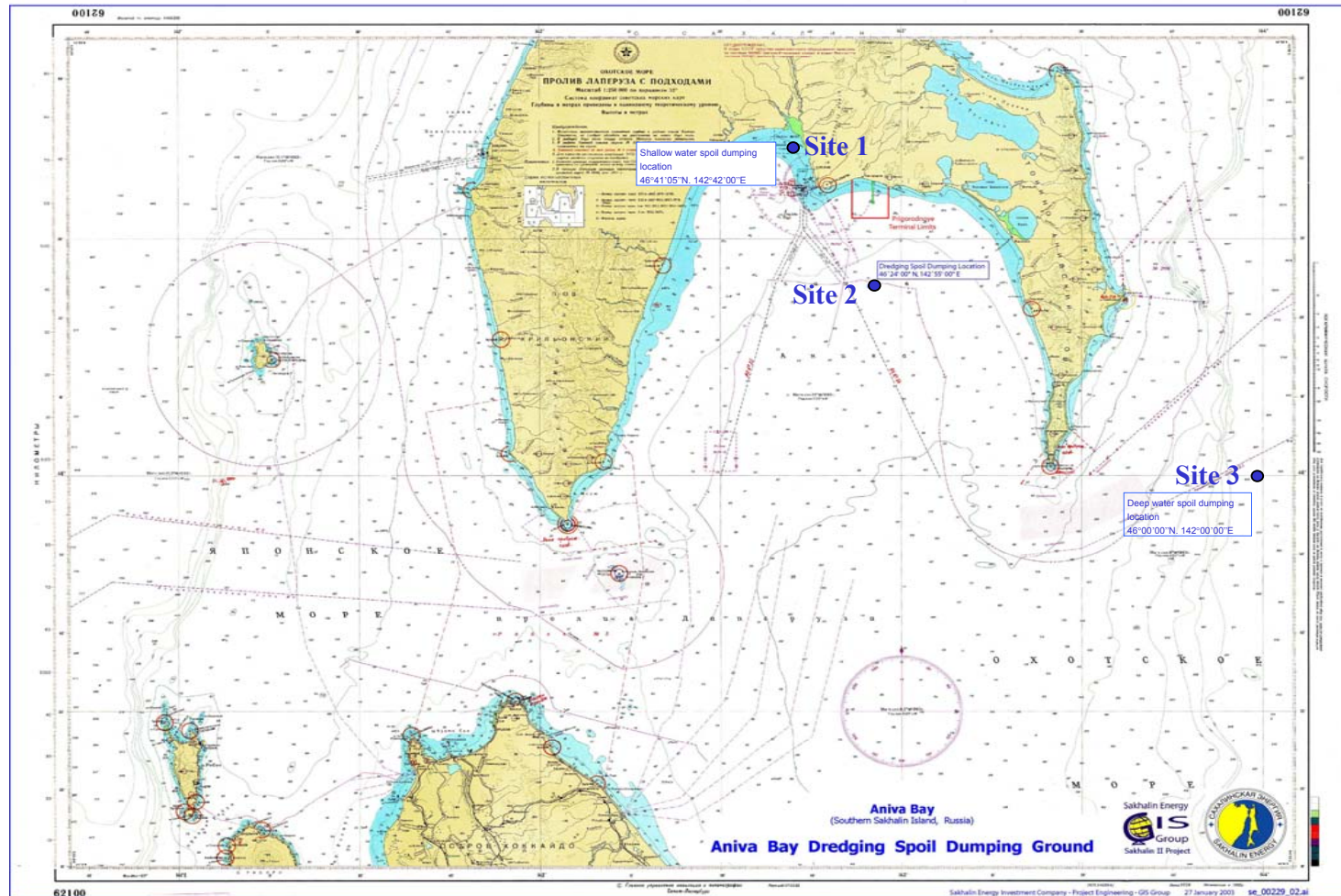


表 12.1 アニワ湾における LNG および MOF 工事で発生する浚渫残土処分候補地の比較分析

基準	候補地 1	候補地 2
	水深 10m、コルサコフ（サーモン湾）の北西、LNG 現場から北西 22km	水深 65m、LNG 現場から 25km 南
浚渫土投棄に対する法的要求事項	候補地は以前、コルサコフ港からの浚渫土の処理場だった。この処分場利用についての法的位置付けに関し、かなりの不確実性がある。	12 海里の領海外に位置している。国際海事機関（IMO）の規定とガイダンスが適用される。
装置（船舶）	この地域で調達可能。	この地域で調達可能。
プロジェクトスケジュールへの影響	作業が 11 月と 12 月の間に限定されるため、予定のスケジュールに対応できない。	プロジェクトスケジュールに適合した作業が可能。
航行上の安全性	候補地は比較的コルサコフ港に近い。浚渫活動のための船舶の頻繁な接近は、出入りする商用船舶の交通を妨げる可能性がある。	既存の船舶交通や航行の妨げとならない。
底生生物	この候補地に関する入手可能な具体的な海底データはない。 ただし、コルサコフ港のちょうど沖合の浅瀬の沈殿物（8～9m）はハイドロテックス（2002 年）によってサンプリングされた。調査場所は、処理場候補地の南西約 8 km のところで、その近さ、水深、港から運ばれた沈殿物の厚さや場所が似ていることなどを考えると、底生生物相は同様の特徴を持つと思われる。ハイドロテックス（2002）によると二枚貝（4 種、 <i>Macoma calcarea</i> を含む）と多毛類（13 種、生物量の 17% は Cirratulid）が多く記録された。種多様性は、20 種で、平均 48.5g/m ² の生物量が記録された。 SakhNIRO (2001a) は、候補地 1 の海域を含むアニワ湾北西部の浅瀬（0～13m）の堆積物は、ホッキガイ (<i>Spisula sachalinensis</i>) を支えていると述べている。	多毛類、端脚類、二枚貝を中心とした柔らかい堆積物中に生息する種 (<i>N.sakhalinica</i> と <i>Liocyma fluctuosa</i>) が優占。調査結果 (DVNIGMI, 2001) は、この地域の生物相は生物量と密度が比較的低いことが特徴であることを示している。 一方、SakhNIRO (2004 a) のデータは、処理場候補地は、アニワ湾の浅瀬の海域に特徴的な LNG 浚渫場所 (9.7g/m ²) や MOF 場所 (6.3g/m ²) よりも生物量が多い (53.7g/m ²) ことを示している。生物多様性は他の地域で見られるのと同様であった（それぞれ 41 種と 48 種に対し、ここでは 36 種）が、生息個体数はかなり少なかった（それぞれ 1002 ind/m ² と 945 ind/m ² に対し 200 ind./m ² ）。
現況の懸濁物質濃度（SSC）、堆積物および	海底および水柱の現況の SSC は知られていない。しかし、アニワ湾にそそぐ 2 つの主な河川であるスヌヤ川とツナイ川からの流入があるため、SSC は一般に同湾の他の部分よりも多いと思われる	SakhNIRO (2004a) は、投棄前の SSC は 3～7mg/l であったと報告している。モデリングが行われ、(TEOC、第 5 巻、ブック 9、パート 2、付録 F2。EIA 第 5 巻、3 章でも報告されている) 投棄地点か

基準	候補地 1 水深 10m、コルサコフ（サーモン湾）の北西、LNG 現場から北西 22km	候補地 2 水深 65m、LNG 現場から 25km 南
び現場の拡散の特徴	<p>る。</p> <p>サイトの浅い水深 (<10m) を考えると、細かい堆積物の拡散は候補地 2 よりも狭い地域に限定されることが示唆される。これは、沈殿物の沈下時間が、他の現場に比べ大幅に短くなるためである。しかし、潮流速度は候補地 2 よりも速い公算が大きく、海岸・沿岸地帯に土砂や堆積物が巻き込まれる可能性がある。</p> <p>この候補地の現在の堆積物を分析したところ、カドミウム (Cd) と水銀 (Hg) を除き、存在が確認された他の汚染物質 (重金属、PCB、PAH、PHC、有機塩素剤) の濃度はすべて、欧州の基準における最大許容水準を大きく下回っていた。カドミウム濃度は未開発海域の堆積物におけるバックグラウンド濃度に比べ高いと見なされたのに対し、水銀濃度は平均的と見なされた (Typhoon, 2002)。</p>	<p>らの微細な沈殿物の拡散は北東から南西方向に向かう傾向にあり、10mg/l の SSC が現場の両側少なくとも 1km、約 2km² の範囲にわたると予測されている。</p>
大気汚染	浚渫船からの排出は、処理場への往復航行 (往復 45km) の頻度による。	浚渫船からの排出は、処理場への往復航行 (往復 50km) の頻度による。
商業水産業	<p>地元住民は 1 年を通じてコルサコフ海岸地域を漁業に使用している。特に冬期の漁業は従事者が多い。近くの村から来る多くの農業従事者は、冬の間は漁業に依存している。実際の処理場所において集中的な商業漁業活動は行われていない (SakhNIRO 2001a)。</p> <p>トロールデータを基に、SakhNIRO (2001b) はアニワ湾の魚の動物相をいくつかの集合体に分類した。アニワ湾の北西部 (サーモン湾としても知られる) の魚群は B 群に属する。スケトウダラ、Pacific stout sand lance、多くのカジカ類が支配的である。この地域はニシンの産卵と、サケ科の幼魚、カラフトシシャモ、キュウリウオ、コマイ、およびニシンの生息地として特に重要である。</p> <p>春から晩秋まで多くのキュウリウオがサーモン湾の湾口で発生する。カラフトシシャモは主に湾の南西部に集合する。ヌマガレイ、Sakhalin flounder、brown flounder、banded flounder は、沿岸域</p>	<p>SakhNIRO (2001b) のデータは、この海域の漁業資源は限られていて、魚類は主に底層に生息するカジカ類、特にオクカジカ (<i>Myoxocephalus jaok</i>) が優占していることを示している。</p> <p>候補地 2 はアニワ湾の中で、細かいシルトが堆積した湾の中央部分を勇占する A 群の種が支配的な一帯にある (SakhNIRO 2001b)。海底の表面に生息する主な魚類としてはウマガレイ、ゲンゲ、seasnail から成る。遠海魚としてはキュウリウオとスケトウダラが多い。ニシンとカラフトシシャモは比較的少ない (図 12.2 a, b, c を参照)。主な海底の無脊椎動物はクモヒトデ、ズワイガニ、four cornered bearded crab、海綿である。</p> <p>ズワイガニは商業的に、特に日本市場向けに重要である。</p> <p>トロールによるデータは、この種がアニワ湾の中央部に生息していることを示している。既存データ (SakhNIRO 1999 と 2001)</p>

基準	候補地 1 水深 10m、コルサコフ（サーモン湾）の北西、LNG 現場から北西 22km	候補地 2 水深 65m、LNG 現場から 25km 南
	<p>で最も頻繁に見られる種である。コマイもまた冬の産卵時期に沿岸域で発生する（図 12.2 a, b, c を参照）。重要な無脊椎動物としては、four cornered bearded crab、ナマコ、タラバガニがある。</p>	<p>は、アニワ湾内の個体数はかなり変動する、ということを示している（図 12.2g と h 参照）。トロール捕獲が多かったのは、非商業用サイズの個体や未成熟のメスである（1998 年には 99%、2000 年には 88~97% が未成熟）。1998 年に記録されたわずかな商業用個体は、水深 100m より深いところで発見されている。</p>

上記の基準を使った二つの候補地の分析では、表 12.1 に詳述されているように、浚渫土砂の投棄について候補地 2 が最も適切である、との結論が出された。活動的で生物が多い沿岸一帯の外側にある候補地 2 の場所は、（候補地 1 より）水深が深く生産性が劣るため、海の生産性や漁業者の利益に対する潜在的な影響が低減する。この深さで、湾の中央部の地点は、より動的な海岸付近に比較して底の潮流速度が低いため、一度土砂が海底に到達すると、土砂が拡散する可能性が事実上低減する。これに、投棄される物質の大部分が凝集塊であり、そのため海底への沈降が速いという事実が加わって、処分場のすぐ外側に生じる底生生物群に影響が及ぶ恐れのある海底の範囲が減少する。

ただし、その地域の既存の海底堆積物と非常に異なる属性をもつ浚渫土（粒子サイズと構成物）を投棄することは、その投棄地点内の底生生物に対し、かなりの変化をもたらすであろう。選択された場所における浚渫土のこうした面での環境的影響の可能性と一般的な浚渫プロセスについては、以下の節でより詳細にわたって議論されている。

より湾の中央に近い場所は、公共のビーチや漁業領域から更に遠く、沿岸の航行を妨害せず、浚渫場所から合理的な距離にある。

12.3.3 アニワ湾における商業的に重要な魚類および甲殻類

寒流と暖流の交差から生じたアニワ湾の複雑な水文学的状況から、魚類相の多様化が進み、南方および温帯の生物群集の両方が発生している。そのため、幾つかの異なる生態学的グループに属する魚が生息している。たとえば、浅海—遠海性および底生—遠海性の魚類（ニシン (*Culpea pallasi*)、ホッケ

(*Pleurogrammus azonus*) を含む多くの種)、海底付近および海底に生息する種の魚類（ヒラメ・カレイ類、カジカ類およびコマイ (*Eleginus gracilis*) 他)、回遊性魚類（カラフトマス (*Oncorhynchus*)、イワナ属 (*Salvelius*) のスメルトやウグイ属 (*Tribolodon*) のマルタウグイなど) などである。この最後のグループは、産卵のため、湾に流れ込む河川に入り、湾に出て、沿岸一帯で餌をとるか、あるいは沖合に抜け餌場に到達する。

ニシンやスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) およびホッケその他を含む、幾つかの商業魚種の幼魚は湾内にとどまる。比較的浅い水深（10～15m）において、これらの種は至る所に分布している。幾つかの商業的に重要な近底の魚類（コマイ、ヌマガレイ (*Platichthys stellatus*)、カレイ (*Pleuronectes shrenki*)）もまた、成魚も含め、これらの水深で一般的である。主な商業種に関する更なる情報は以下の節にあり、サハリンの商業水産業に関する追加情報は EIA 補遺版の第 7 章に掲載されている。

カラフトマス (*Oncorhynchus gorbuscha*)

カラフトマスはおそらく、アニワ湾における主要な商業種であると考えられる。成魚は6月から9月の間に沖合海域からアニワ湾に入り、8月から10月の間に産卵する。1月から4月の間に大量に孵化し、幼魚は4月の終わりから6月の間に外洋に戻る。シロザケの幼魚の回遊がカラフトマスと同じようなタイムスケールで発生する。

チカ (*Hypomesus japonicus*)

ワカサギ属のアニワ湾で見られる主な魚で、おもに沿岸に集中している。5月から6月の間、砂または砂利の浅い海域で産卵するが、湾の東方および北方部分の水深が最大10mのところ为主要な分布範囲である。秋の初めに分散し河口や大陸棚の塩度が低いラグーンに移動し、そこで冬を過ごす。これらの種に対する商業漁業は、産卵時期と秋の回遊のとき、および冬には適切な場所で氷の下から行われる。

コマイ (*Eleginus gracilis*)

春には湾の北西部でコマイが観察されるが、その範囲は水深50m、等温線0°Cの海域に限定されている。夏には、浅瀬の海域が暖くなるにつれて、コマイはより深く冷たい海域に移動する。この期間、コマイは湾全域、宗谷海峡の南方およびオホーツク海のより外洋の海域の至る所に分布している。この時期この種の大きな魚群は、湾の南西と東方部分、水深30~70m、海底付近の水温が0.5~5.0°Cのところを観察される。秋、幼魚は外洋にむかって更に移動する。成魚は湾のほぼ全域に分布しているが、湾の北方部分に集中する傾向がある。12月終わりには、トニノ・アニフスキー半島沿いの、主な産卵地に移動する。コマイはまた、ブッセラグーンと、潮流の影響を受けるリュトガ川とタラナイ川の河口にも入る。少数のコマイが冬の間、リュトガ川で袋網を使って漁獲されている (SakhNIRO 2001)。産卵する成魚は、1月の初めに沿岸一帯に大量に現れ、3月中旬ごろまでそこにとどまる。産卵期間は2月の前半に終わる。冬には、幼魚(1、2齢)は成魚と別々に生息するが、その場所は湾の南方部分、対馬海流が湾に入り込み、より暖かい海水のある場所である。

LNG施設に近い沿岸海域での漁業モニタリング調査 (SakhNIRO 2004a) では、沿岸海域で少数 (<20) のコマイが記録された。水深5m未満の水域では、小さめで未熟な個体が優勢であった。図12.2aは、1998年10月に実施されたトロールサンプリングを基に、アニワ湾におけるこの種の分布を示している。

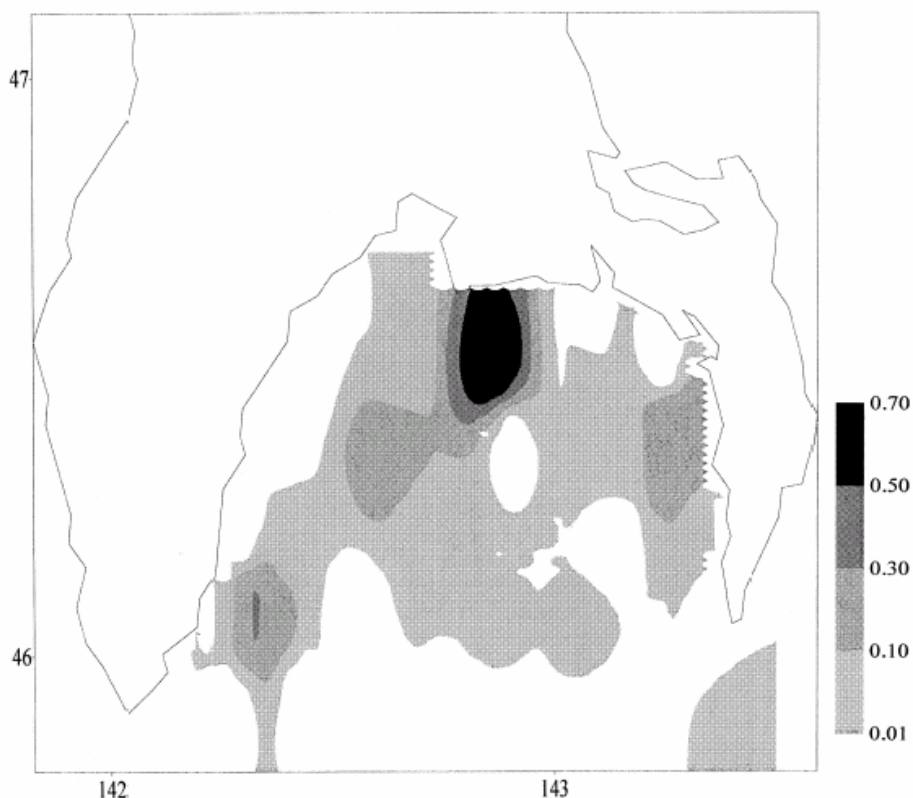


図 12. 2a トロール調査（10 月）で得られたアニワ湾におけるコマイの分布。SakhNIRO（1999）

スケトウダラ (*Theragra chalcogramma*)

スケトウダラは、太平洋の北方部において、タラ科で最も豊富な代表種である。アニワ湾では大きな群れを作らずに、主に湾の南東、南および西方に春に現れます。アニワ岬の南で産卵が行われている可能性があるが、同湾にはこの種のための広い産卵場はなく、一番近いところで、北海道の西岸やクリル諸島の南方である。幼魚は湾の中に留まっている傾向がある。研究調査のデータによると、スケトウダラは主に水深30 m超の湾の開けた部分で観察され、湾内にいる個体は主に幼魚で構成されている（SakhNIRO 2001a）。

ニシン (*Clupeus pallasii*)

アニワ湾内には成長率が異なる2つのニシンのグループが生息している。一つは、成長が早く広範囲を移動するサハリンー北海道グループで、もう1つは成長が遅く回遊範囲が限られている地元個体群のグループである。過去には、大量のサハリンー北海道グループの産卵地が、サハリンの海岸沿いとアニワ湾の西方部分（アトラソヴォーホムトヴォ定住地）に存在していた。地元のニシンは、主に産卵のために湾の中央部を利用する（サーモン湾ープリゴロドノエ定住地ーオジョルスク定住地）。サハリンー北海道ニシンの産卵は通常4月と早めで

あるが、「アニワ」個体群の産卵は5月前半と遅めである。産卵は通常、20～40日続く。サハリンー北海道ニシンの幼魚と地元のニシンによる活発な採餌が、夏の期間アニワ湾の沿岸一帯で観察される。8～10月、ニシンは通常、湾の北方および東方部分、水深が50 mを超えないところで観察され、そこで最大漁獲量が記録されている（図12.2b参照）。

サハリン南方の沿岸におけるニシンの発生量は、1980年以來、低いレベルにある。かつて産卵のための大量のニシンの遡上が、ユノナ岬地域で発生していた。研究調査の結果によると、1999～2000年の間、産卵場所は観察されていない。プリゴロドノエのLNG現場に近い海岸地域の漁業調査では、産卵に適した場所でニシンの卵が記録されることはなかった。（SakhNIRO 2004a）。

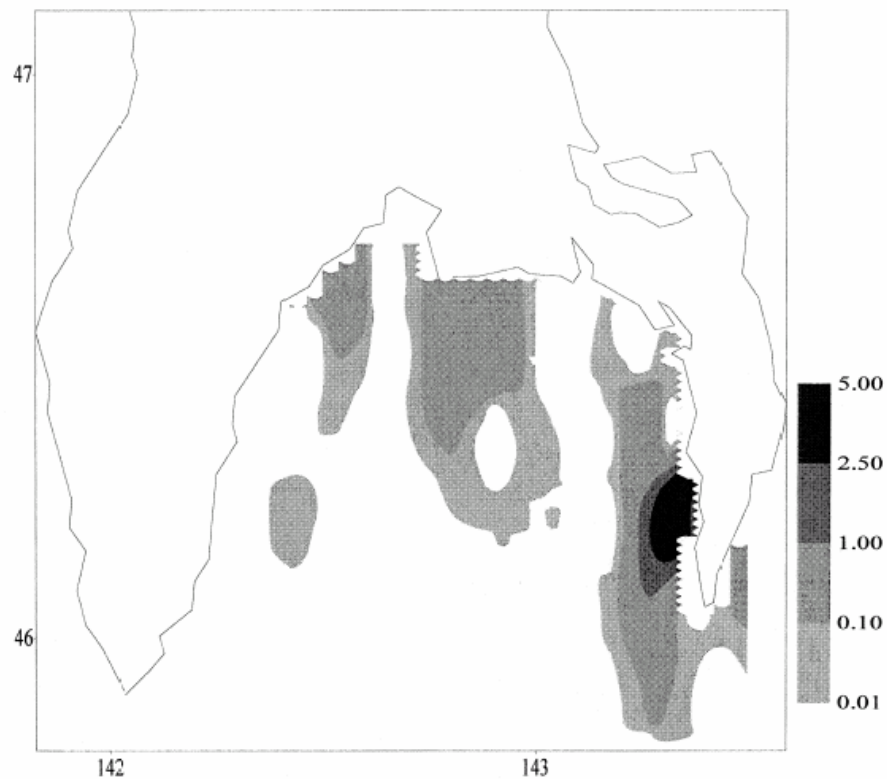


図 12. 2b トロール調査（10月）で得られたアニワ湾におけるニシンの分布。SakhNIRO (1999)

カラフトシシャモ (*Mallotus villosus*)

カラフトシシャモは、より深い大陸棚と、大陸棚のより水深が低いところ、水深 300-400m 弱のところを冬を過ごす。春には、沿岸一帯のより浅い海域に移動し、水深 50-70m 弱辺りに集合する。その後5月から7月初めにかけて、そこから産卵場所に移動する。2000年には6月前半から7月初めに、アニワ湾での産卵が観察されている。大きな群れが、湾の西方部、キリロヴォからタラナイの範囲、およびプロゴロドノエからノヴィコヴォの東方部で記録された。秋には、カラフトシシャモは湾の中央部、砂ーシルト質の海底で、水深 34～108 m、海底

水温 0.1~6.9°Cのところ分布する。主な採餌の期間（春から秋）中は、カラフトシシャモは通常、岸に沿って水平に移動する。この期間の後、魚は越冬地に移動する（図 12.2c 参照）。主な餌は、プランクトンの calanid や euphasid エビなどである。

2003年には、カラフトシシャモの卵が、沿岸の LNG と MOF 付近の海岸線に沿った至る所から、水深 0.5 m にかけて記録された。記録された産卵密度（1 m²当りの卵数）は高くはなく、発見されたのは最大幅 10 m の範囲だった（SakhNIRO 2004a）。

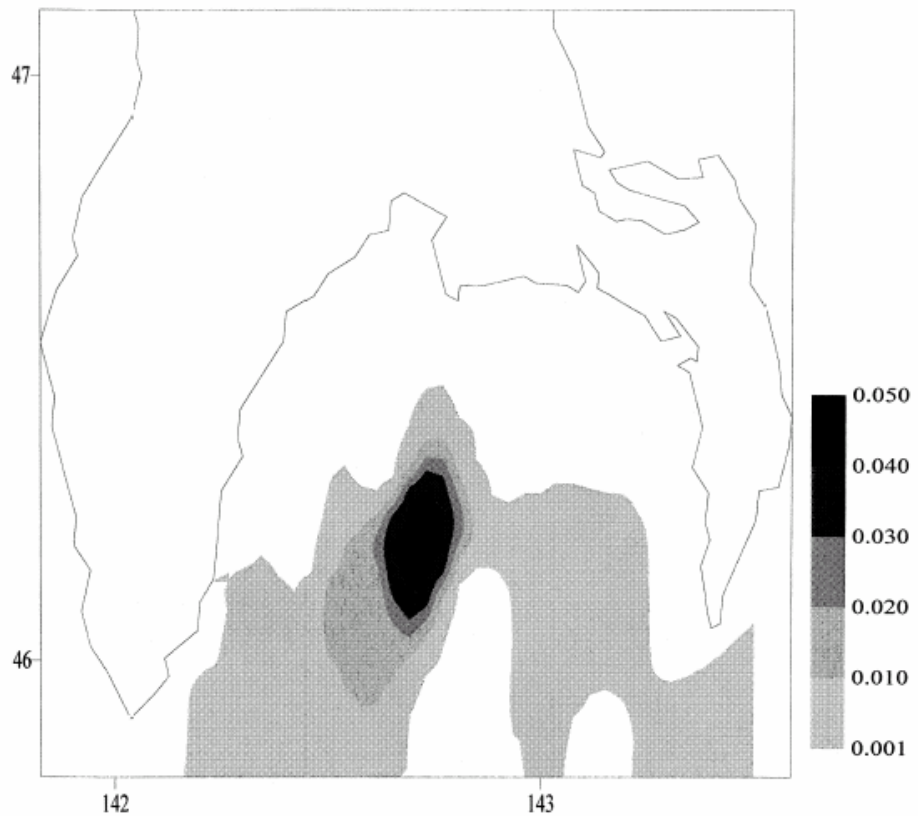


図 12.2c トロール調査（10 月）で得られたアニワ湾におけるカラフトシシャモの分布。SakhNIRO（1999）。

ホッケ (*Pleurogrammus azonus*)

この種はオホーツク海南部、日本海北部、太平洋との隣接部の至る所に分布している。千島列島の南方付近、プリモリエ、サハリンの南西部沿いで、商業用漁業の対象となる集団が形成される（SakhNIRO 2004a）。この種は2003年に、アニワ湾でのあるトロール網漁（合計15隻）で記録されたが、これは珍しい現象との考えが一般的である。海底に棲む多くの種（ヒラメ・カレイ類とカジカ

類)と同様、ホッケは、晩秋から初春にかけて、より深い沖合の海域に向けて季節的な回遊をし、夏にはより浅い海岸海域に戻る。過去にアニワ湾内には、この種の大きな産卵場所はなかった。

ヌマガレイ (*Platichthys stellatus*)

この広塩性の種は、極東海域や太平洋との隣接部に広く分布している。その季節的な回遊は、他のヒラメ・カレイ類に対比して、少ない割合で観察されるが、2000年10月 (SakhNIRO 2001) には、調査活動の間に、アニワ湾東部の深海で確認された (図12.2d参照)。ヌマガレイは、一年を通じてサハリン周辺の塩分の強い水域に現れる。アニワ湾ではこの種は、LNG領域の調査活動中に記録された数は少なかったが、水深5 m未満のところでは比較的一般的なことが知られている (SakhNIRO 2004a)。

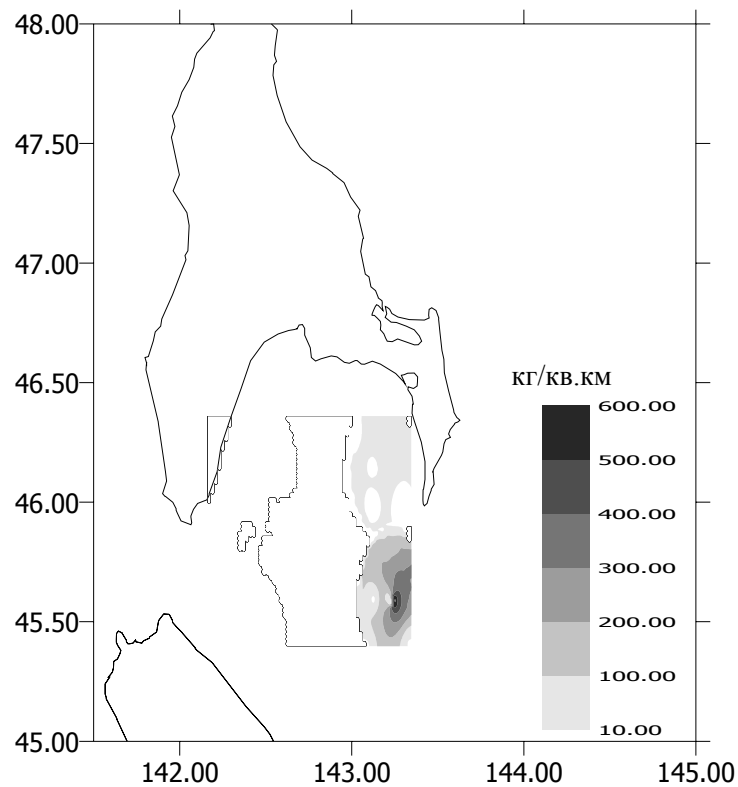


図 12. 2d トロール調査 (10 月) で得られたアニワ湾におけるヌマガレイの分布。
SakhNIRO (2001)

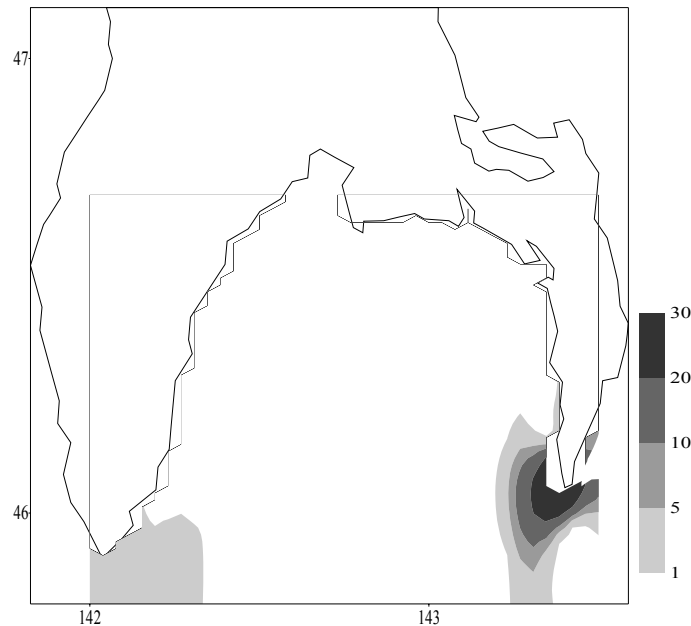


図 12. 2e トロール調査（10 月）で得られたアニワ湾におけるカレイの分布。SakhNIRO (2001)

カレイ (*Pleuronectes schrenki*)

この種は、日本海、黄海およびオホーツク海の南部に現れる。夏の間は大陸棚の深い海域から湾内に移動し、主に水深50 m超のところで餌をとる (SakhNIRO 2004a)。これは、湾の沿岸海域でのトロール調査 (SakhNIRO 2004) の間に最も一般に遭遇した種の1つで、5~15 mの間で捕獲された。1998年と2000年の10月の調査活動中に (SakhNIRO 1999, 2001)、この種は主に湾の東部と西部で記録された (図12.2e参照)。

スナガレイ (*Pleuronectes punctatissimus*)

この種は、日本海の北部、オホーツク海南部および太平洋との隣接部に広く分布している。他のマコガレイ類と同様、季節的な回遊をし、夏から秋の間は湾内の、水深 50 m までのところで採餌する。LNG の沿岸一帯での調査活動により、水深 1~2 m から 15 m の至る所に幼魚が存在していることが明らかになった (SakhNIRO 2004a)。

商業上重要な無脊椎動物種

貝や甲殻類の資源や生息数に関する情報は、数々の特定の研究の結果を利用できる (SakhNIRO 1999, 2001a など)。こうしたデータの大部分は、商業活動の詳細ではなく、アニワ湾の生物資源に集中している。

アニワ湾の海岸近くと沖合でのトロール調査 (SakhNIRO 2001 と 2004b など) では、幾つかの貝類、特に甲殻類の商業用資源量の存在に関する情報が提供された。

その情報は、資源利用程度は未知ながら、ズワイガニ (*Opilio*) とタラバガニ (*Paralithoides camtschatica*) の群集が湾内に存在するというを示している。図 12.2f に示されているとおり (SakhNIRO 2001)、ズワイガニはアニワ湾に広く分布しているように見える (図 12.2g と h 参照) 一方、タラバガニはアニワ半島周辺と湾の中央部でのトロール調査で観察された。この種も岸に近い沿岸一帯に定期的に、商業に利用できるだけの量が現れている (SakhNIRO 2004b)。

幾つかの商業利用可能なエビ種の群体、特に Bear-cub shrimp、クロザコエビ (*Argis lar*) およびミゾエビジャコ (*Crangon dalli*) もまた湾内で記録されている。

沿岸一帯には、エゾバフンウニ (*Strongylocentrotus intermedius*) が、特に岩の底質が多い幾つかの場所で、商業的に重要な集団を形成していることがある。この種は、海底の堆積物がやわらかいため、LNG/MOF現場周辺の沿岸海域ではそれほど多くはない。キンコ (*Cucumaria japonica*) はアニワ湾の沿岸一帯の一部水域に、商業漁業が可能な量が存在している可能性がある。これは、分散して分布する傾向があるが、プリゴロドノエーオジョルスク水域の水深5~12 mには、最大0.15 ind/m²の密度で発生することが知られている (SakhNIRO 2001a)。

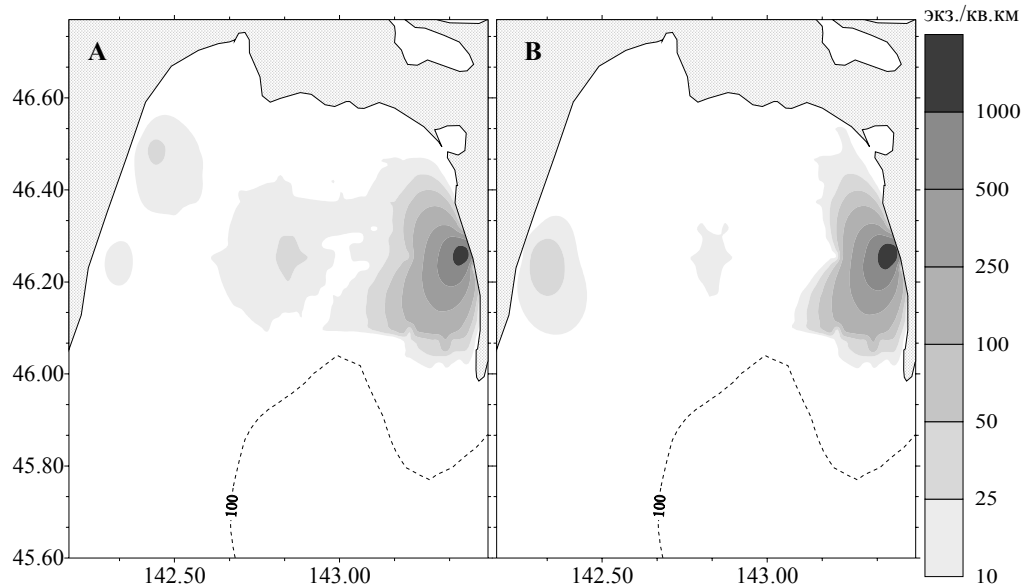


図 12. 2f 2000 年、アニワ湾におけるタラバガニのオス (A) とメス (B) の分布。

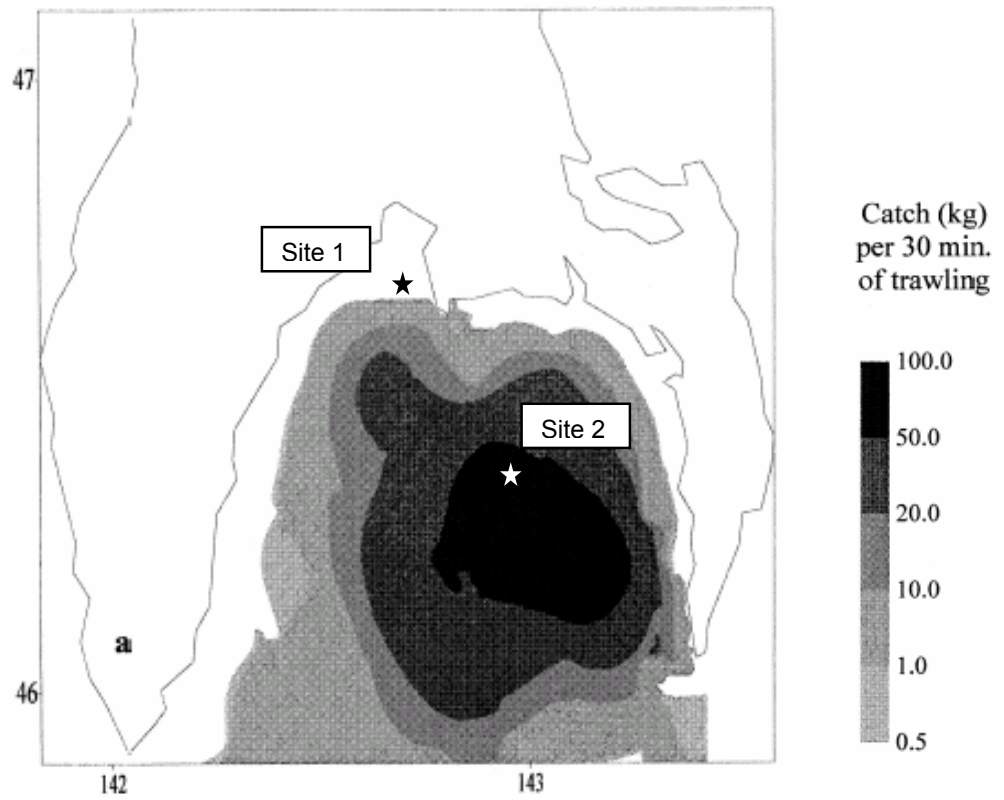
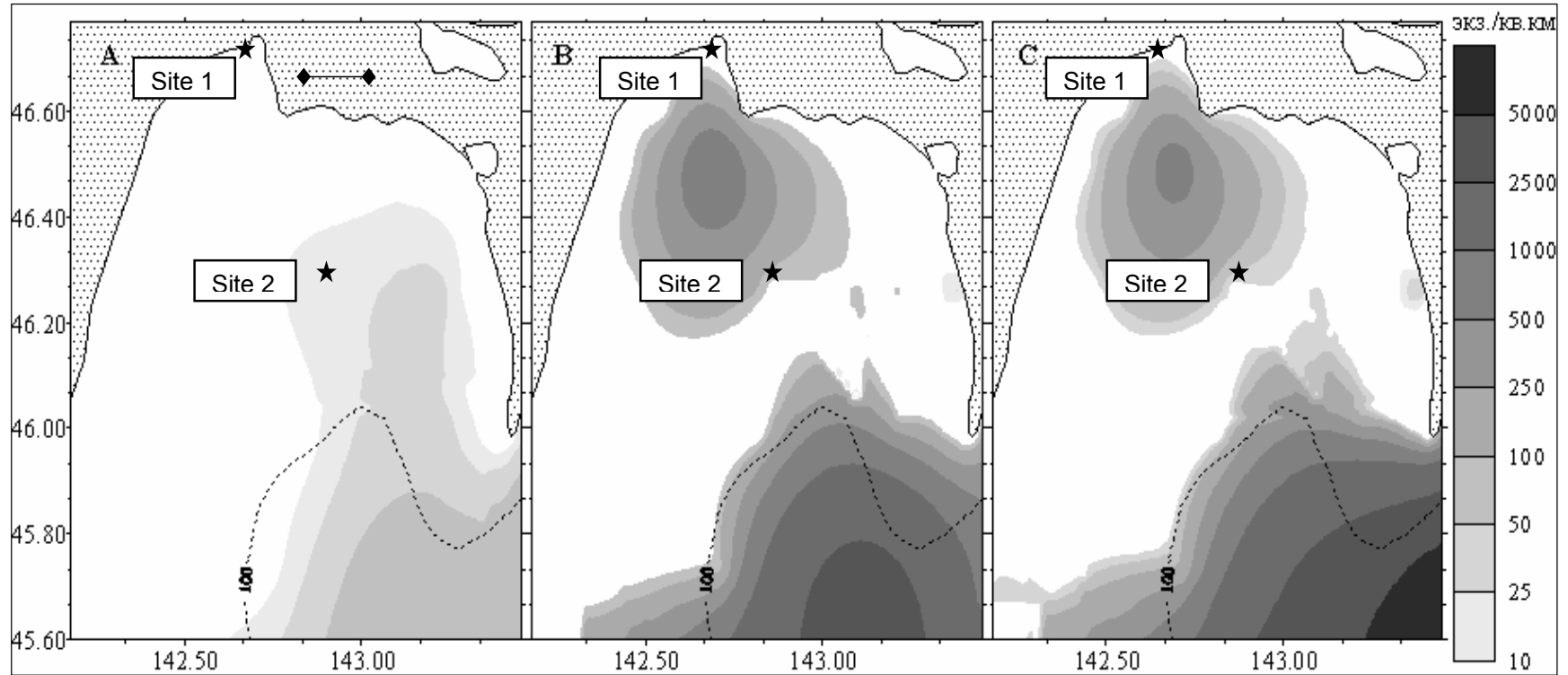


図 12. 2g 1998 年 10 月、アニワ湾におけるズワイガニ (Opilio) の分布 (トロールで 30 分間に捕獲された kg、トロール船 32 隻)。SakhNIRO (1999) より。

図 12. 2h 2000 年、アニワ湾におけるズワイガニ (*Opilio*) の商業用の成体 (A)、非商業用の未成熟 (B)、未成熟のオスとメス (C) の分布 (ind./k m²)。SakhNIRO (2001b)より。地図は、2000 年 7 月～11 月の間、トロール船 22 隻から収集されたデータに基づく。縮尺：約 10km。



アニワ湾でのトロールデータ (SakhNIRO 1999, 2000) は、同湾の沿岸一帯の至る所にホタテガイ (*Mizuhopecten yessoensis*) が存在することを示している。1998年、この種は、水深20~51 mで、6トロール網 (32回中) で記録された。記録されたうち最大数は湾の南東側にあるベリー・カメン岬からであった (SakhNIRO 1999)。湾の西方側に沿って、捕獲数は1トロール網につき2個を超えなかった。1999年、アニワ湾の南西部、タラナイ地域の水深20~21 mと、22 mにおいて22回実施されたトロール網のうち2回でホタテガイが記録された (SakhNIRO 2000)。

SakhNIRO (2001a)はまた、アニワ湾に分布する商業用魚と甲殻類の状態の特性調査を、多数の種群について実施した。この研究によると、アニワ湾に設定された8区画のうち5つにホタテガイが存在していた。この種の集合体は、湾の西、北、東の沿岸一帯で記録された。最大の集合は、湾の西、特にクラ川の河口とタラナイ川の河口の間で記録され、推定51 km²の範囲全域に広がっていた。SakhNIRO (2001a) は、その領域は、アニワ湾全体の中でも重要な個体群の中心で、様々な齢が混ざり、未熟な個体が多いと報告している。SakhNIRO (2001a) はまた、ホタテガイの2つの大きな集合体が、プリゴロドノエ地域の両端の砂と砂利の海底に発生するということを報告している。そのひとつは、ネチャエフカーユノナ岬地域の水深13~18 mに位置し、平均密度0.32 ind./m²、平均生物量0.066 kg/m²という特徴があり、約4.8 km²の範囲に広がっている。この集合体の中では、成体が優勢で、全個体群の87.5%を占めている。2つ目の集合は、ベロカメンナヤ岩の前に位置し、水深13~17m、0.08 km²の範囲にわたる。このコロニーには未熟な個体は全く存在せず、個体密度は0.2 ind./m²、生物量0.1 kg/m²である。これらの集団はどちらも、ホタテガイの漁業に大きく貢献するとは考えられていない。実施された調査が、沖合の処分場やその周辺にはホタテガイがいないということを示しているという点は重要である。

現在までに実施された専用モニタリング活動から、浚渫地点と投棄地点における商用無脊椎動物種の分布に関する更なる詳細情報が利用可能である (12.8節、モニタリング計画に関する情報を参照)。LNGおよびMOFの浚渫対象箇所の特定点におけるトロールと潜水調査の結果が表12.2にあり、2003年と2004年の比較を示している (MOFの浚渫は2003年10月に実施)。2003~2004年のモニタリング期間中に、その水域で5種の甲殻類が記録された。両年ともタラバガニが支配的であったが、2004年は若く小さい個体が記録された。2つの調査において、2004年に1つの種 (ケガニ、*Erimacrus isenbeckii*) が追加されたが、生物量に大きな差はなかった。ホタテガイのデータは、浚渫領域に隣接する沿岸地帯におけるこの種の全体の生物量が同じレベルを維持している (2003~2004年) ということを示している。この種や他の種に関するモニタリング作業は、浚渫工事のための全体モニタリング計画の一環として継続されている (12.8節参照)。

加えて、表12.2に示されたように、浚渫場所とその周辺で4種の軟体動物と棘皮動物の商業種も記録された。2004年の調査ではナマコは記録されなかったが、これは単に、この地域に存在するこの種の数が少ない、ということを示している

いるにすぎない。その他のすべての種については、2003～2004年とほぼ同じ発生量と生物量が維持されていた。

表12.2 2003-2004年、LNG/MOFのモニタリング地点で記録された商用無脊椎動物種のモニタリングデータ

無脊椎動物種	1回の漁につき平均生物量 (キログラム)			
	2003年		2004年	
タラバガニ (<i>Paralithoides camtschatica</i>)	0.360		0.543	
クリガニ (<i>Telmessus chieragonus</i>)	0.019		0.143	
エビジャコ属 (<i>Sclerocrangon</i>)	0.010		0.018	
ケガニ(<i>Erimacrus isenbeckii</i>)	未発見		0.810	
タラバエビ属 (<i>Pandalus</i>)	0.010		0.071	
	発生量 Ind/m ²	生物量 g/ m ²	発生量 Ind/ m ²	生物量 g/ m ²
ホタテガイ (<i>Mizuhopecten yessoensis</i>)	0.5	141.4	0.5	146.9
ウニ (<i>Strongylocentrotus intermedius</i>)	1.5	64.8	1.1	64.8
キンコ (<i>Cucumaria japonica</i>)	0.9	57.0	0.3	54.3
マナマコ (<i>Stichopus japonicus</i>)	0.2	41.6	未発見	未発見

12.4 浚渫および投棄方法の概略

2005年9月までに約280,000 m³の土砂がMOFとLNG 棧橋地域から浚渫され、許可を受けた投棄地点に投棄された(12.3節参照)。これには船廻し場の工事現場からの浚渫は含まれていない。現在までに実施された浚渫は、20 m³や30 m³などの容量をもつ様々なグラブドレッジャーで実施された。

浚渫土は、収納容量1600 m³をもつ底開き型のホッパー船(スラヴァンスカヤ・タイプ)に積載され、それから投棄場所に輸送された。投棄場所はアンカーブイで目印されており、ホッパー船は到着後、底の口が開けられ、浚渫土が放出される。

グラブドレッジャーは、土砂を浚渫し、それをホッパー船の適切な場所に置く機能を持つ。そして、比較的大きく凝集した土砂の固まりが投棄場所で排出される。

当初から、またTEOCと国際的な標準様式のEIA（2003）で規定していたように、浚渫ではグラブ浚渫とカッター・サクシオン浚渫の両方の方法が使われ、カッター・サクシオンから出た土砂を投棄場所に運ぶために、大型の荷船が使われる予定であった。TEOCとEIAに示されている流体力学モデリング作業は、こうした浚渫や投棄の方法に基づき、浚渫および投棄から生じる懸濁物質濃度（SSC）の予想範囲と濃度を対象として行っている。しかし、上記に記述されているように、現在までに行われた全ての浚渫は、グラブドレッジャーだけを使って実施されており、その結果、荷船からの投棄土の量は当初モデリング作業に使用されたものよりも少なくなっている。これによる環境影響は、モニタリングの節（12.8節参照）で更に議論されている。

2005年9月以降の浚渫工事については、全てのLNG棧橋工事（残り約164,000 m³）に対してグラブドレッジャーが引き続き利用される予定である。LNG船係留地の船廻し場の浚渫（約1,000,000 m³の投棄）には、大型のカッター・サクシオンドレッジャーと底開き型のホッパー船（積載量25,000 m³）が使われる予定である。この方法を使って、残り全ての浚渫工事が2005年秋～冬の工事期間中に実施される。新しい方法は、技術的な違いはないものの、当初提案された方法（グラブ式とカッター・サクシオン式の両方の使用）に比べ、浚渫と投棄の効率が良くなる。この変更は、特に処分場で1回に投棄される土砂の量が増加する（約2,200 m³に対し25,000 m³）という点で、環境影響が生じる可能性がある。そうしたことから、処分場における堆積物の予測モデリングが追加で実施された。このモデリング作業の結果は、12.5節に示されており、変更された浚渫方法に関する環境問題と影響の更なる検討を後の節に示す。

ホッパー船からシュートを伸ばして投棄する方法が、投棄の際に水中に細かい粒子が拡散するのを減らすための技術として、当初から提案されていた（EIA, Vol 5, Ch 3, 2003）。しかし、これは、次の理由から使用されないことになった。

- 効果を上げるには、投棄場所で投棄する土砂をホッパー船からシュートの中に運ばなければならない。この処理プロセスには相当長い時間がかかり、大型ホッパー船を使って全体の浚渫工事期間の短縮させることで得られる環境利益のプラス分を打ち消す。投棄される土砂はEIAで報告されたものよりももっと固結しており、そのため投棄土砂に含まれる細かい土砂の合計量は当初予想より少ない。

水深を深くする目的で浚渫が行われた箇所では、深くなった範囲内に自然のプロセスで堆積物がたまり、時間が経つにつれて水深が浅くなる。そのため、浚渫された場所は、引き続き安全な航行と操船余地を提供するため、堆積物を除去するための更なる保守浚渫が必要となる場合がある。

LNG 棧橋の運用期間中における保守浚渫の必要性については、沿岸地帯の堆積プロセス、および、これらのプロセスと浚渫場所との間で起こりうる相互作用、特に係留地の船廻し場に関する分析を通じて検討されてきた。

運用中、係留地の船廻し場水域内に入り込む堆積物の原因には主に以下がある。

- 砕波
- 潮流、大規模な渦流、砕けない波の環状の動きの組み合わせ

- メレヤ川から浚渫箇所に運ばれる堆積物

こうした側面が船廻し場水域での堆積におよぼす潜在的影響を見極める際には、浚渫工事完了後の船廻し場水域の予定水深は、海面からマイナス 15～17 m であり、最も近い岸までの距離が 600 m であるという点に注意が重要である。隣接した海底の水深は海面下 11.0m で、船廻し場の海底に向かって浚渫された斜面が形成される。

砕波は付随するエネルギーが大きいため、海底で堆積物が移動して浚渫箇所に影響を与える可能性がある。気象学および流体力学的条件の分析から、砕波は海面下 7.97m までの深さで発生することがわかった。この水深は、船廻し場水域から約 160m 離れたところにあり、従って、堆積物が波の活動によって直接船廻し場水域に入り込むような移動は非常に限られている。

潮流活動もまた海底の堆積物の移動を引き起こし、潮流や波の動きが活発な地域（海岸など）から、潮流がゆっくりしたところや波の活動が少ないところ（船廻し場水域など）に向けて、堆積物の移動をもたらす恐れがある。海岸の潮は通常、最大速度が秒速 0.6m で、海岸線に平行に動く。このデータと、波の高さが最大 6.9m ということのを合わせて考慮すると、船廻し場水域に運ばれる堆積物の量は、こうした条件下では、1 年当たり 0.01m の厚さになると予想される。最大潮流速度と最大波高が毎年発生するわけではないため、実際の堆積物の量はかなり少なく、おそらく予測の 80%程度となる可能性が高い。

重要な浚渫工事の常として、船廻し場の設計には余裕を持たせてあり（ロシア連邦の基準に合わせて）、今回は 0.3～0.5m の深さである。LNG 棧橋運用の全期間を通じて予想の通り堆積物が 1 年当たり 0.01m 発生すると仮定すると、船廻し場水域に蓄積する堆積物の厚さは合計で約 0.40m に達するが、これは余裕を持たせた範囲に収まる。上記のような理由から、この量は、船廻し場水域に堆積するであろう実際の量よりも過分に見積もられていると考えられる。

メレヤ川から船廻し場水域に流れ込む堆積物は、次の 2 つの観察結果から、可能性は小さいと考えられる。

- LNG 棧橋および船廻し場水域に関して得られた土質工学的特性から、風化した堅い粘土岩盤の上に、比較的最近の、固まっていない 0.5～1.0m の堆積物の層があるということが示された。河口付近でもこの層の厚さに大きな違いはないため、この付近では川から運ばれる堆積物の堆積は多くないということが示唆される。
- LNG 棧橋の東の海底に岩礁があるとみられる。この海域は過去数年間、明らかに大量の堆積物の影響を受けておらず、このこともやはり、メレヤ川からの直接の堆積物の堆積がこの付近では重要でないということを示している。

上記の要素を基にすると、LNG 棧橋の船廻し場水域の保守浚渫が、施設の運用全期間を通じて必要とされる可能性は低い。

12.5 予測モデルの結果

12.5.1 当初の浚渫および投棄方法

TEOC や国際的な標準様式の EIA (2003) に記述されている、当初の浚渫と処分方法について、浚渫場所と投棄場所の両方における懸濁物質濃度 (SSC) レベルと堆積物の量を把握するための予測モデリングが実施された。

図 12.3a、12.3b に示されているように、モデリング作業では、LNG の船廻し場域と MOF について、水中の SSC が 100mg/l を超えるのは LNG 浚渫箇所から 310m までで、550m では 50mg/l、830m で 20mg/l、1,090m で 5mg/l であると予測された。海底では、SSC の値が 20~100mg/l となる水域が、LNG 棧橋の周辺の 0.029k m³ の範囲に渡って現れると計算された。MOF においては、水中の SSC が 100mg/l を超えるのは LNG 浚渫箇所から 15m までであり、25m で 50mg/l、160m で 20mg/l、420m で 5mg/l と予測されている。海底では、SSC の値が 20~100mg/l となる水域が、MOF 周辺 0.003k m³ の範囲に渡って現れる、と計算された。これらの結果は、表 12.3 に示されている。

MOF および LNG で実際に実施された浚渫 (12.8 節参照) におけるモニタリングデータは、SSC レベルがモデルで予想されたものよりも低いことを示している。これは浚渫が、当初 TEOC 向けのモデルで使用されたカッター・サクシヨンドレッジャーとグラブドレッジャーの組み合わせではなく、全てがグラブドレッジャーを使って実施された結果として説明できる。カッター・サクシヨンドレッジャーは、カッターヘッドで土砂をスラリー状にする傾向があり、SSC レベルの上昇をより局地化するが、グラブドレッジャーは土壌を固まった状態のまま残す傾向がある。しかし、吸引ホッパードレッジャーに引かれている、大型の底開き型ホッパー船 (積載量約 25,000 m³) 利用の利点は、廃棄された土砂の密度が大きいため、それは固結した「塊」のように、つまりは、集合体を形成して微細な粒子も一体化するため、個々の粒子というよりはひとつの固まりとして動き、その結果、投棄土の拡散がより限定され、投棄される地点の精度がより高くなる、ということである。従って、下記に示されているモデリングの結果は、実際の影響よりも、より安全側になっている可能性がある。

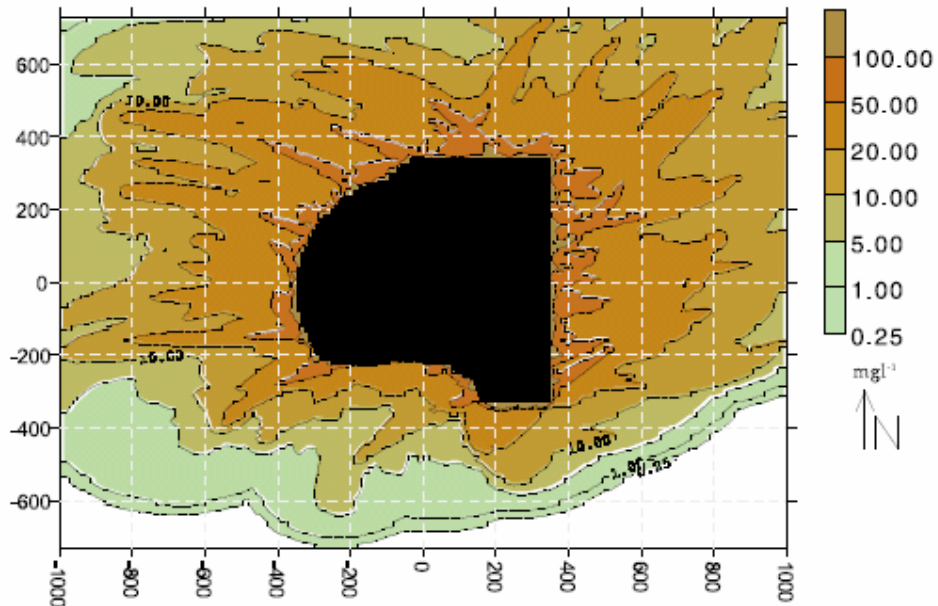


図 12. 3a LNG 棧橋と船廻し場水域における、カッター・サクションドレヅジャーを使った浚渫に関する懸濁物質の拡散と濃度。TEOC と国際様式 EIA (2003) に示された当初モデル。

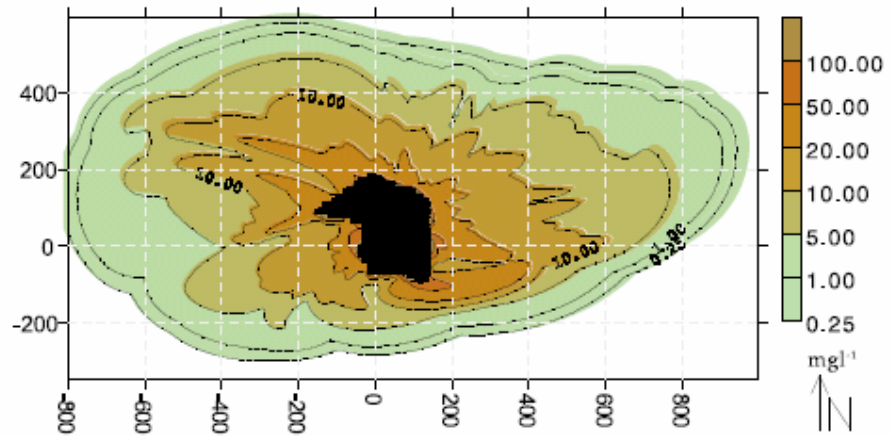


図 12. 3b MOF のグラブドレヅジャーを使った浚渫に関する懸濁物質の拡散と濃度。TEOC と国際様式 EIA (2003) に示された当初モデル。

投棄場所の SSC と堆積物のモデリングでは、投棄場所の外側 200m×200m において水中の予想 SSC が 100mg/l を超えるのは処分場の周縁 65m までであり、329m で 50mg/l、667m で 20mg/l、1175m で 5mg/l と予測されている。海底では、全ての土砂の投棄によって発生する堆積物の塊 (SSC が 10~100mg/l) は、最大で約 0.033k m³ の領域に影響を及ぼすと予想された。土砂の塊から拡散した細かい粒子の厚さ 10~100mm の堆積 (処分場の外側など) は、約 0.32k m³ の範囲内で発生するであろう (図 12.4a、12.4b 参照)。比較的高い SSC レベルと厚い堆積物は、処分場に隣接する狭い一帯に限定されるとみられる (図 12.4a と b に示されたとおり)。

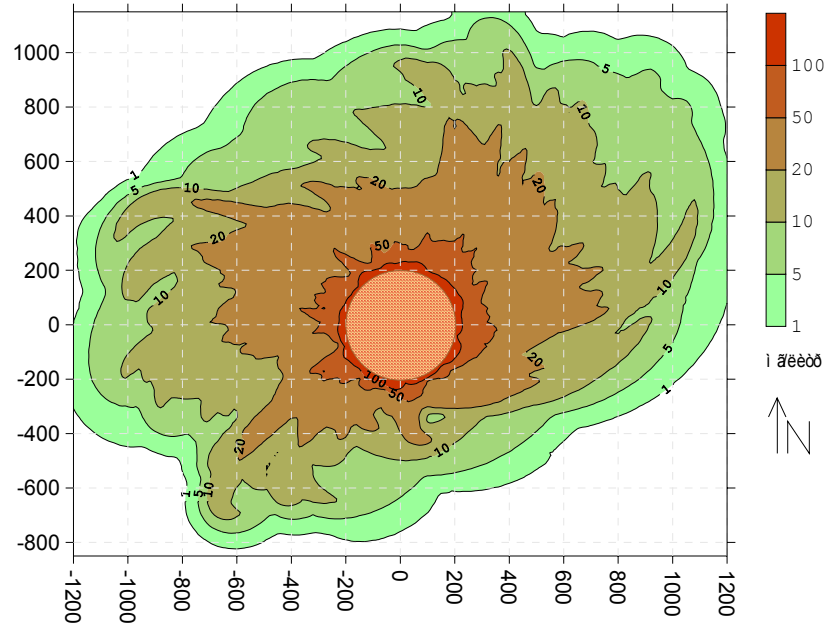


図 12. 4a 浚渫土砂の投棄に関連する懸濁物質の拡散と濃度。TEOC と国際様式 EIA (2003) に示された当初モデル。

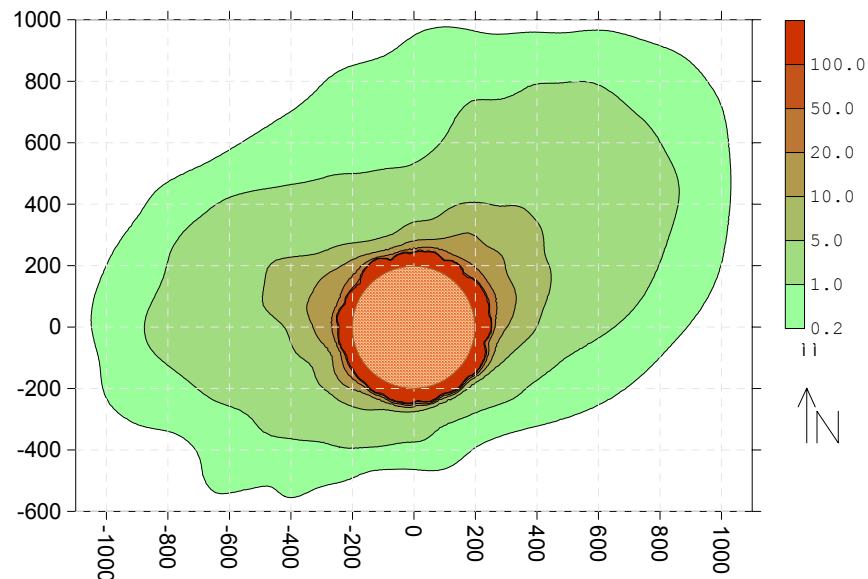


図 12. 4b 浚渫土砂の処分に関連する微細な堆積物の拡散。TEOC と国際様式 EIA (2003) に示された当初モデル。

12.5.2 変更された浚渫および投棄方法

浚渫や投棄の当初の方法と変更後の方法の主な違いは、LNG 棧橋の船廻し場部分を浚渫するための大型カッター・サクシヨンドレッジャーの利用、および土砂を処分するための大型ホッパー (2,200 m³から 25,000 m³へ、約 10 倍の増加) の利用である。浚渫技術自体は TEOC や国際的な標準様式の EIA (2003) にある当初のものと大きな違いはないが、カッター・サクシヨンドレッジャーの容量が、浚渫途中で生成される SSC のレベルに関与する (図 12.5 参照)。

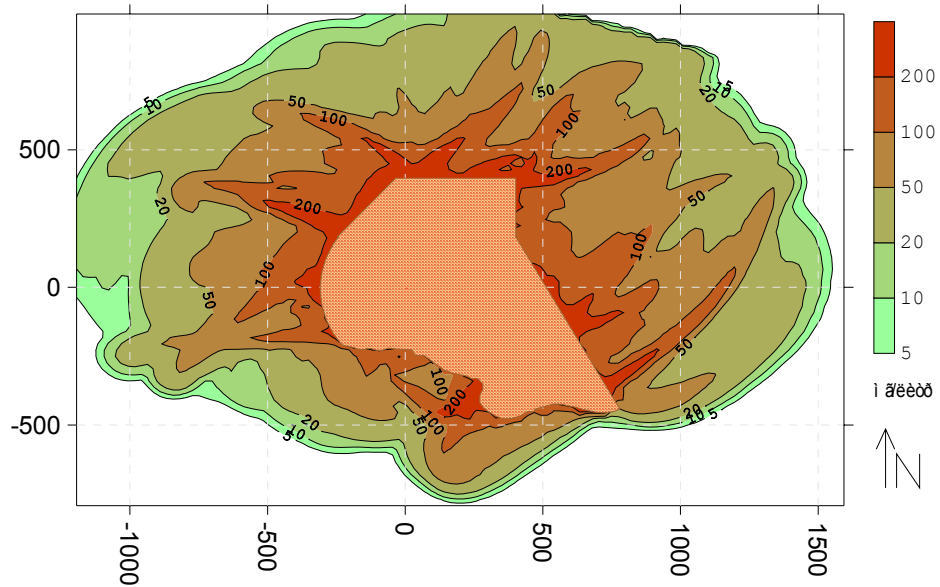


図 12.5 LNG 棧橋と回轉領域における、大型カッタードレッジャーを使った浚渫に関する浮遊堆積物の分散と濃度（変更提案）。

既に大部分が終了している MOF の浚渫は、グラブドレッジャーを使って最後まで行われるため、以前の方法と変わらない。

表 12.3

LNG と MOF の浚渫

浚渫箇所の SSC—浚渫場所からの最大距離（メートル）	>5mg/l	>20mg/l	>50mg/l	>100mg/l
MOF—当初浚渫方法	420	160	25	15
MOF—変更後の浚渫方法	当初浚渫方法と同じ	当初浚渫方法と同じ	当初浚渫方法と同じ	当初浚渫方法と同じ
LNG—当初浚渫方法	1090	830	550	310
LNG—変更後の浚渫方法	1088	1029	772	530
投棄場所の SSC—投棄地点からの最大距離（メートル）カッコの中の数字は、海底に接する最大範囲(km ²)	>5mg/l	>20mg/l	>50mg/l	>100mg/l
当初浚渫方法	1175 (0.056)* 数字は >10mg/l に対するもの	667 (0.029)	329 (0.01)	65 (0.004)
変更後の浚渫方法	1334 (0.11)* 数字は >10mg/l に対するもの	1302 (0.065)	1240 (0.025)	1021 (0.012)

LNG 船廻し場水域における、当初のおよび変更された浚渫方法のモデリング結果の比較は次を示している。

- SSC が上昇する範囲がわずかに東に広がる。

- 予想される SSC が 50mg/l 超になるところは、船廻し場の周辺 772m 以下の範囲であるが、当初の方法でそれは 550m である（表 12.3 参照）。

大型ホッパーを使った場合の投棄土の動きにおける潜在的な違いを把握する目的で、投棄活動に関する追加のモデリング作業が実施された。このモデリングの結果は図12.6a、12.6bに示されている。

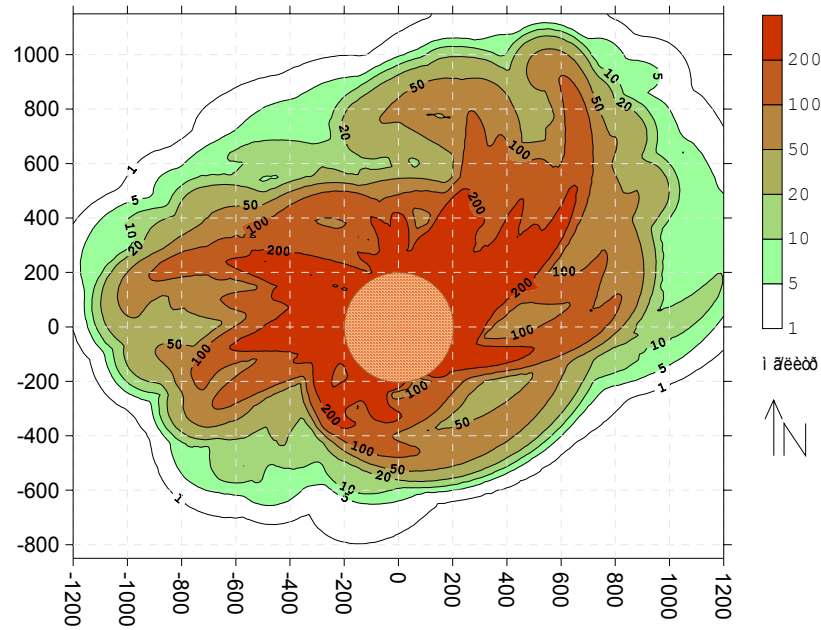


図 12. 6a 大型ホッパーからの浚渫土処分に関連した浮遊堆積物の拡散と濃度。

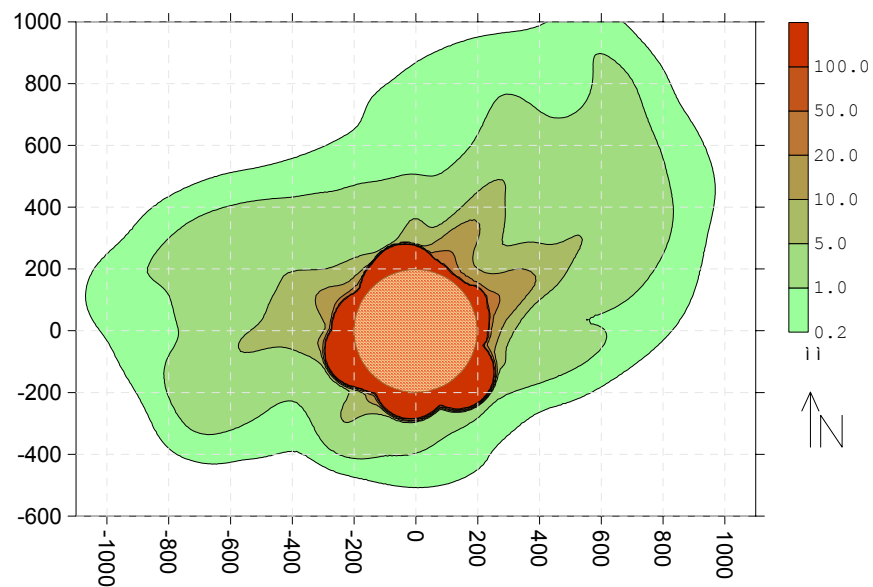


図 12. 6b 大型ホッパーからの浚渫土処分に関連した微細な堆積物の拡散

当初のおよび変更された処分方法のモデリング結果の比較は次を示している。

- 厚さが 5mm を超える土砂が堆積する全体範囲は、新しい方法 (258,188 m²) の方が元の方法の予測 (319,296 m²) に比べて面積が縮小する (表 12.4 参照)。一方、処分に大型ホッパーを使うと、小型ホッパーの場合に比べ、処分場近くに堆積する堆積物がより厚くなる (表 12.4 の数値参照)。
- 処分に大型ホッパーを使うと、小型ホッパーの場合に比べ、水中の予想 SSC が大幅に増加する (12.6a、12.4a の数値および表 12.3 のデータ参照)。海底約 0.052 k m² の範囲で SSC レベルが 50mg/l 超になると予測されるが、当初の方法では 0.01k m² の範囲であった。
- 大型ホッパーでは、処分場の外側約 0.015k m² の海底で SSC が 100mg/l 超になると予想されるが、これは当初の小型ホッパーの場合の約 3 倍の多さである。
- 投棄場所の外側で予想される沈殿物の堆積が厚さ 50mm を超える領域は約 70% 増加すると予測される (図 12.4b と 12.6b を比較)。

この比較は、当初のモデル・評価状況と変更後の投棄シナリオとの差を見極めるために行われた。それにより、変更された方法の環境影響を、当初の処分方法に関連して、より容易に理解するためである。そのため、以下の節にある環境影響の特別な評価は、変更後の大型ホッパーによる投棄方法に関したものとなっている。とはいえ、今日までに報告されている利用可能なモニタリングデータは、グラブドレッジャーと小型ホッパー船を使って実施された浚渫と処分作業に関連するものだけである。

表 12.4 当初の予想土砂堆積データと変更後の浚渫および投棄方法のデータの比較。カッコ内の数値は、浚渫箇所および投棄場所の周辺に広がる堆積物の厚さ毎の堆積物の予想最大範囲 (メートル) である。

浚渫－堆積物の厚さ	>1mm	>5mm	>10mm	>50mm	>100mm
MOF－当初浚渫方法	5.78 (69)	2.17 (23)	1.51 (21)	0.25 (7)	
MOF－変更後の浚渫方法	8.10 (69)	2.82 (23)	1.89 (21)	0.31 (7)	0.05
LNG－当初浚渫方法	43.89 (276)	6.64 (58)	3.99 (40)	1.19 (-)	0.40 (12)
LNG－変更後の浚渫方法	30.0 (265)	4.59 (53)	2.97 (35)	0.87 (23)	0.30 (12)
投棄－堆積物の厚さ(10,000 m ²)	>1mm	>5mm	>10mm	>50mm	>100mm
当初投棄方法	121.04 (811)	31.93 (335)	15.40 (172)	6.58 (65)	6.14 (59)
変更後の投棄方法	106.11 (865)	25.81 (375)	14.34 (215)	9.60 (120)	9.23 (97)

12.6 浚渫物質の浚渫と廃棄の影響

浚渫作業と発生物の投棄は、多くの環境パラメータや関心事に影響する可能性がある。

- 浚渫場所の内部における底生生物群の損失及び変化
- 投棄場所の底生生物群に対する影響
- 増加する懸濁物質濃度の魚及び商業漁業に対する影響
- 浚渫物質投棄後の底生生物群の回復

これらの影響、特に浚渫物質の処分の潜在影響については、下記で簡単に議論されている。

12. 6. 1 底生生物群に対する浚渫の影響可能性

計画されている浚渫工事が引き起こす底生生物群に対する最も直接的で明らかな影響は、浚渫場所の現場内に生息する植物や動物相に対する攪乱と、影響を受ける領域の物理的状態の変化であると考えられる（水深や底質の種類）。これらの点について、以下で更に詳しく検討している。

調査データは、プロジェクト範囲に2つの優勢的な生物群集が現れることを示唆している。水深7～10mでは、多毛類の*Stoloplus armiger*群集が特徴的で、その他に*Aricia norvegica*、*Nephtys*属の一種、*Glycinde armiger*などの多毛類（24種）が生息している。端脚類（11種）、二枚貝（5種）、小さな腹足類（3種）も記録されている（SakhNIRO 2004）。水深が12～15mになると、生物相は小さな腹足類*Cryptobranchia kuragiensis*が支配的になる。この生物群集の中では、多毛類（19種）と端脚類（9種）も一般的で、これらが記録された生物量の62%を占めていた。上記の生物群集は、浅瀬の海域で微細～粗（微細な砂と小さな砂利）粒子が混合した底質に典型的である。生物量の算定では特に記録されていないが、大型植物、特に海草のアマモが、浅瀬の海域（水深4～5m）で全体の生物量の値にかなり貢献しているもようで、水深10 mまで大型植物の生育帯が存在している。実施された調査作業（SakhNIRO 2004など）には、海草が浚渫場所に生育していることは確認されていないが、これは、これらの領域における水の透明度（水深の作用として）が不十分であり、生育できないためである。

浚渫プロセスで海底表面や移動性堆積物、その下の岩が除去され、このため浚渫場所内（約60ha）にあった既存の底生生物群を事実上排除すると考えられる。多毛類が優占するこれらの生物相がアニワ湾の浅瀬の海域に広く分布していることは明らかであるが（SakhNIRO 1999）、浚渫作業は一時的また局地的に、これらの生物相にかなりの損失をもたらすと予測される。

LNGとMOFの構造物設置により失われる場所は別として、影響を受けた海底では底生生物相が再生すると予測される。領域内の生物相の回復は、浚渫作業の停止後に作られる条件の類似性に依存している。とはいえ、浚渫プロセスは、以下を引き起こす。

- 浚渫地点の水深の変化（最も浅かったところでは、水深の増加が最大5.8 mに達する可能性があり、浚渫場所全体の平均で約2 m増加すると見積もられている）。
- 既存の底生生物群を支えていた、海底の岩を覆っている、海底表面の移動しやすい堆積物の損失。

上記の、埋在生物（多毛類）を支えていた十分な厚さをもつ移動性堆積物の回復がおそらく最も重要な要因である。このような堆積物が存在しなければ、露出した基盤は、岩の基盤でより一般的な生物相がコロニーを形成し、定着するのに好適な環境となるであろう。予想されるこうした変化で、底生生息地の絶対量が減少することはないが、湾内では軟質の堆積物に生息する生物群集で占められる場所が減少し、逆に岩を基盤とする生物群が増加するとみられる。両方のタイプの生物群集が、アニワ湾の浅瀬の潮下帯に広く分布しており、一方から他方への移行は、仮に起こるとしても、深刻な影響を与えるとは考えられていない。

より微細な土砂が浚渫場所に運ばれると、その量や厚さを見分けることは困難であるが、埋在種や表在種のグループ（多毛類や端脚類）の特徴を持つ個体群が再コロニー化したり、新たに定着することが予想される。資料（図12.7参照）で報告された再コロニー化率は、（適切な海底基盤の確立に続く）砂利と砂の海底の回復に必要な時間として、2～4年が現実的な予想であることを示している。浚渫場所に隣接しながら堆積の影響を受けなかった領域は、幼生が定着した場合よりも早い回復を促進するコロニー形成種の重要な供給源となる可能性がある。

底質が砂・小石の地域では、生物群集の構成における比較的寿命の長い種の定期的な死が、生物群集の構成の季節的な変化を引き起こす可能性がある（van Moorsel 1994）。これらの条件の下では、生物群集は自然発生的な環境攪乱による過渡的な状態に置かれるとみられ、浚渫終了後2～3年以内に回復する公算が大きい。人間が海底に投棄した土砂による攪乱が、投棄による影響を受けなかった「均衡のとれた生物群集」から、自然の環境攪乱を受ける場所の堆積物を特徴づける「過渡的な生物群集」への転換を引き起こすかもしれないという明白な証拠がある（MMS 1999）。

浚渫による水深の変化は、軟質の堆積物上に形成される生物群集の構造の構成に変化をもたらす可能性がある。上記で報告されているとおり、ベースラインデータによると、LNGやMOF向けの浚渫場所は、浅瀬の海域（7～10m）に優勢な多毛類（*S. armiger*）と、やや深い海域（12～15m）にいる腹足類（*C. kuragiensis*）の生物群集の2つのタイプに跨っている。浚渫はそれゆえ、浚渫場所内の*S. armiger*群集が失われる代償として、*C. kuragiensis*群集のコロニー化や定着により適切な状態を作り出す。アニワ湾内に存在する浅瀬の潮下帯のより広い範囲と分布に関しては、変化が生じる可能性はほとんどないと考えられる。

物理的条件（潮流速度、堆積物移動など）に基いた結果、運用深度を維持するために必要な保守浚渫が必要とされる可能性は低いと考えられている（12.4.1節参照）。浚渫場所内に定着するであろう底生生物群集は、浚渫作業からの大きな、追加的な攪乱を受けることなく、発達できると考えられる。

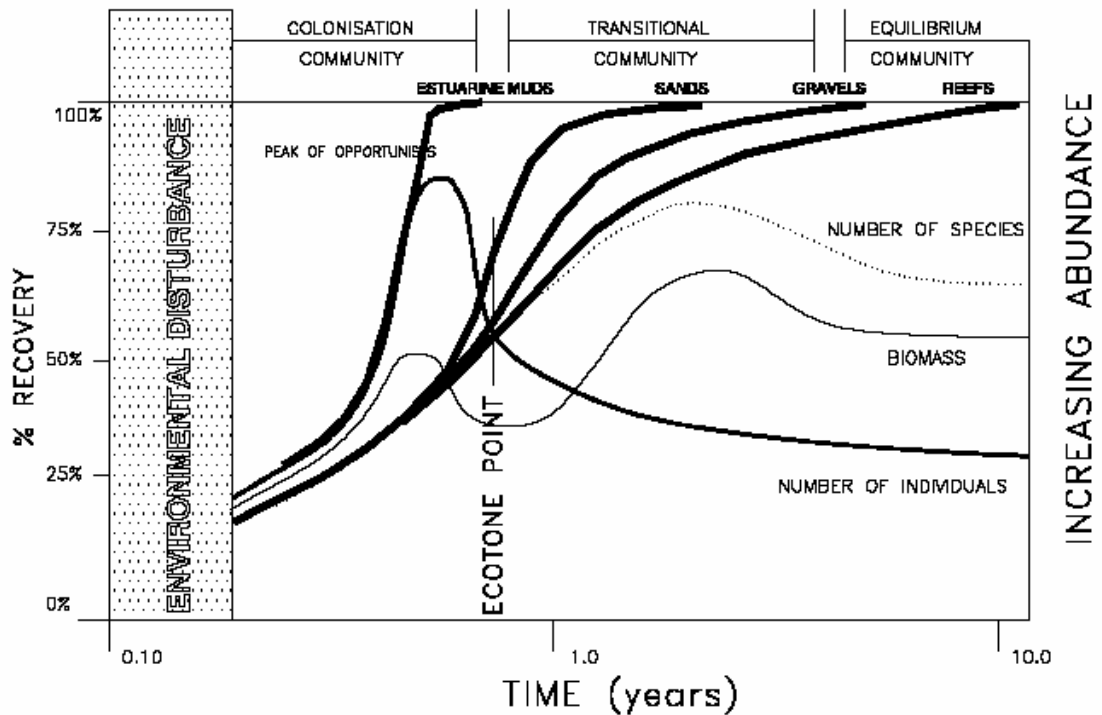


図 12.7 河口の泥、砂、岩礁に生息する底生生物群集について予想される再コロニー率を示した概念図。回復のカーブは一般的なコロニー化成功率に重ね合わせられており、浚渫後の堆積物の回復率に対する予測がある程度可能となっている。

12. 6. 2 魚に対する浚渫および投棄の潜在的影響

浚渫活動はいくつかのルートを通じて、アニワ湾内の周辺の環境パラメータと既存の魚類資源に影響を及ぼす恐れがあるが、それには以下が含まれる。

- 投棄土砂による懸濁物質濃度の増加（視界悪化、生理学的損害や致死を引き起こす）
- バックグラウンド騒音レベルの上昇
- 水質悪化
- 魚が直接巻き込まれる
- 魚の生息地の変化と破壊

次項では、沿岸および河口水域で、浚渫が魚の個体群に及ぼす恐れのある影響の種類について概論を示す。アニワ湾で計画中の作業に関して、その区域の現在の堆積物が汚染されていないことが調査によって示されたため、浚渫によって汚染堆積物が再度移動するという事態は検討されていない。影響の長さや深刻さは、浚渫作業の長さや浚渫される土砂の量に直接関係しているという点に留意すべきである。

懸濁物質濃度（SSC）の増加

懸濁物質の魚に対する影響の程度は、堆積物の濃度とそれにさらされる時間の作用であると一般に言われている（Newcombe and MacDonald 1991、Newcombe and Jensen 1996、Wilber and Clarke 2001）。

一般に、アニワ湾の海底や水中のSSCは少ないが、（最大7mg/lまで、SakhNIRO(2001a) 沿岸付近や広い河口近くでは濃度がかなり上昇する（メレヤ川河口では44.6～144mg/l）。湾内で見られる魚類相の構成はこれらの現況濃度を反映しており、特定の分布や発生量は部分的に、記録されたさまざまなSSCによって制御されている（沿岸に比べて深い開水面、浅い河口付近など）。そのため、比較的水の澄んだ水域に形成される生態系に対しては、わずかな量の微細な堆積物が投入された場合であっても、濁った生態系で懸濁物質の存在が増える以上に、重大な生態学的影響を引き起こす可能性がある。

浚渫作業および投棄中には、SSCの高い水域が形成される。こうした作業終了後、水中の懸濁物質が落ち着くまでの時間には、いくつかの要素が絡んでくる。最も重要なのは投棄される粒子のサイズである。小さく軽い微細粒子は、重いものよりも、落ち着くまでにずっと時間がかかる。LNG棧橋の浚渫のために実施された最新モデリングでは、100mg/lを超えるSSCは浚渫現場から最大約500m、また、50mg/lを超える懸濁物質は浚渫場所の境界線から最大772mの範囲で発生すると予想された（図12.5と表12.3を参照）。同様に、MOFの浚渫場所の境界線から、100mg/l超の懸濁物質は最大15mまで、50mg/lは最大25mまでの範囲で発生すると予測されている（図12.3bを参照）（TEOC、付録F2、5巻、ブック12、パート2）。

浚渫作業がもし魚類が存在している領域で作業が始まったり、あるいは魚類がその濁水が発生した領域に移動したりすれば、魚は高濃度の懸濁物質にさらされる恐れがある。成魚や大きな幼魚にとって、高いSSCにさらされるのは短時間に限られると予測される。十分成長した魚の大半は、厳しい状況に気づいた場合、影響のある領域から外に移動できるだけの機動性を持つ。底生生物の成体のいくつか、ほとんどの幼体、および全ての魚の卵は、濁水に対しほとんど、あるいは全く回避能力がなく、生息する水域や場所で、濁水が発生している間ずっと高いSSCにさらされる可能性がある。

SSCの増加はまた、水中の可視性も低下させる。多くの海洋魚は視覚によって餌をとるため、可視性の低下は彼らの食餌の捕獲成功率を低下させる。例えばトウゴロウイワシ科の一種（*Atherina breviceps*）では、非常にわずかな濁りの増加（濁りの増加は高いSSCと極めて密接な相関がある）でも採餌能力の低下が見られている。

SSCの増加はまた、懸濁物の微粒子によってえらが詰まることによる魚の呼吸障害も引き起こす。ひどい場合は、これが窒息につながる場合もある。水中の沈殿物レベルの上昇により、えらの中で粘性の高い物質が分泌され、その後、えらの洗浄を引き起こす。この両方ともそれに関連して代謝に影響が及び、高いSSCがあまり長時間続くと、エネルギー供給に影響する恐れがある。この要素はおそらく、自然の高いSSCに適応していない魚種（開水部、河口以外あるいは沿海に生息する種）にとっては、更に深刻であろう。浚渫による濁水で見られる状況にさらされた河口の魚11種では、えらの病理を示す兆候は発見されなかったというリッチー（1970）による観察は興味深い。

アニワ湾においては、浚渫工事期間中に発生する高いSSCによって魚の成体あるいは幼生が影響を受けることは、ほとんど起こりえないと考えられる。バックグラウンドのSSCは比較的低いが、嵐や悪天候の間、潮流活動を通じた海底の堆積物の攪乱はかなりのSSCの増加をもたらす。海岸近くに存在する大部分の魚種は、これらのさまざまな条件に適応しており、短期間の大幅なSSCの増加に対する耐性がある。浚渫は、通常の荒天下で発生する以上に多くのSSCを

発生させるが、これは土砂投棄の濁水発生範囲に限定される。ヒラメ・カレイ種を除いて、主な商用魚種はすべて移動性の魚であり、それらは浚渫の間、限定された高い SSC の領域を避けることができるだろうと予測される。

上昇した SSC の潜在的影響に関して特に懸念されるのは、河川から出てアニワ湾に入ってくるサケ、特にサケの2年子である。サケの生理学および行動について濁水と SSC の影響に関する重要な研究がある。これらの研究では、サケは SSC の変動によく適応し、短期間（2～3日）の高い SSC の影響に耐えることが可能で、健康状態や回遊への影響を受けないということが一般に示されている。このような適応は、雪解けや水位の上昇の結果として懸濁物質濃度の急速な変化を受けやすい水路に生息する種で予測される。長期間、高い SSC にさらされたサケに関する研究は、有害な生理学的影響と致死が発生しうることを示している（表 12.5 参照）。けれども、これらの研究室レベルの研究で使われた SSC のレベルは、期間についても濃度についても、魚が通常受けるであろうレベルをはるかに超えている（Newcombe and McDonald 1991）。

これまで議論したとおり、モデリング結果は、LNG 棧橋の浚渫活動中の SSC は 50～200mg/l の範囲で、LNG 棧橋範囲から最大 772 キロの範囲に広がることを示している（表 12.3 参照）。サケが受容できる SSC および自然界で発生する（荒天など）SSC のレベルに比べた場合、浚渫活動中に発生する SSC の増加は、メレヤ川近くとゴルボイ川から遡上する成長したサケや、河川を下る幼魚の健康に対し脅威を引き起こさないと予測される。これは、川と開水海域の水が交わる水域に大規模な水塊があり、そのためサケの流入出が妨げられないこと、浚渫工事が断続的であること、最も重要な点として浚渫工事が主なサケの移動期間（5～9月）を外して実施される、という点を考慮していることによる。上記の結論はまた、LNG 現場付近にある河川を回遊するカラフトマスに対するモニタリングデータ（未発表）でも裏づけられている。メレヤ川を回遊する魚の数の推計は、その数が 2005 年には 2003 年の 2 倍であり、ゴルボイ川に関しては 6 倍であったことを示している。

**表 12.5 ヤキマ流域集水地域のサケ科の魚に対する懸濁物質濃度の影響の概要
Newcombe and McDonald (1991)より**

種	濃度 (mg/l)	期間 (時)	影響
マスノスケ	1400	36	幼魚の 10%の致死
	488	96	2 齢サケの 50%の致死
	82,000	6	幼魚の 60%の致死
	19,364	96	2 齢サケの 50%の致死
ニジマス	1,547	96	えらの組織損傷
	90	456	若成魚の 5%の致死
	19,364	96	2 齢魚の 50%の致死
	100	1	逃避反応

投棄土砂による濁水からの堆積物の沈殿

海底産卵魚の中には、うまく卵を埋めたり付着させたりするために特別な種類の堆積物を必要とする種がある（タイセイヨウニシン (*Clupea harengus*) など）。浚渫や沈殿で海底表面における堆積物の種類の比率が変化すると、その一帯が繁殖に適さなくなるか、幼魚の成長場所に影響を及ぼす恐れがある（ヒラメ・カレイ種など）。

卵や幼魚は、高いSSCによる影響に脆弱である。レビューにおいて、ウィルバーとクラーク（2001）はいくつかの魚種に対する既存データを取りまとめた。海底産卵魚のニシンでは、300~500mg/lの懸濁物質濃度に一日置いただけでは、卵の発育は悪化しなかった。しかしながら、タイセイヨウニシンの卵の場合は、ごく薄く堆積物がかぶった場合でもかなりの致死率となったものの、懸濁物質濃度が7,000 mg/lでも孵化の成否には影響が見られなかった。

致死は、いくつかの遡河性魚類の幼魚を数日間に渡り比較的少ない懸濁物質濃度に暴露した際に発生した。いくつかの魚種（シマスズキなど）は、500mg/lの懸濁物質に4日間さらされたときに致死率の上昇を示した。

懸濁物質の沈降は底生生物と卵を覆い隠す可能性がある。ニシンのような海底産卵性の魚種は特にこの影響に対して脆弱である。たとえ薄い堆積物の被覆であっても影響を及ぼす。実験中、ホワイトパーチの卵の窒息には0.45mmまでの被覆の影響はなかった。深さが0.5から1mmに増加すると、50%の致死が観察され、2mmの堆積物の層では100%の致死率であった（Morgan et al., 1983）。成魚と幼魚は通常、移動によって埋没を避けるが、影響がおさまった後で迅速に元の場所に戻ることがたびたび観察されている。浚渫および投棄作業中、魚に一層の損失となるのはおそらく、その餌資源に影響が及ぶ、あるいは餌資源が損なわれることである。

水質変化

魚は水質の悪い領域を避けようとするのが知られており、たとえば、2歳のギンザケとベニザケは悪い水質を避けるために深さを変える（Newcombe and McDonald 1991）。もし川が交差する領域の大部分あるいは移動水域の水質がかなりの割合で低い場合は、その一帯を通じた魚の移動が減少したり制限されたりすると予測される。

もし浚渫された土砂が生物学的あるいは化学的に高い酸素を必要とする場合、浚渫場所近くの水の溶存酸素量が激減する可能性がある。低酸素は魚の副次的致死効果と結びついている。魚は酸素レベルが非常に低い水域には入らず、広範な低酸素水は一時的に魚の移動ルートを遮断する恐れがある。混合の進んだ乱流の水域では、こうした影響の持続は短いであろう。

LNGとMOF栈橋の建設で浚渫される土砂は砂、砂利、および砂岩からなる。これらの堆積物の分析によると、それらは酸素を多く消費するような物質を含まず、無酸素でもなく、それゆえ、浚渫時に生物学および化学的酸素要求量が高くなることはない。CSA（1999）は、全有機炭素（TOC）濃度が、プリゴルドノエ地域の沿岸一帯の31サンプリング地点から集められた37サンプルで0.16%から0.72%までの範囲であり、より沖合の地点では0.14%から2.28%であったと報告している。これらの数字は、日本海の汚染されていない堆積物で得られた値と同様かやや低い（ポストク湾 = 2.02%）。浚渫に起因し副次的致死効果を引き起こすに十分な水質の変化は、それゆえ、まず発生しないと考えられる。

浚渫期間中に発生する騒音の影響

魚が177dBの音響にさらされると高い致死が見られ、魚の身体内部の損傷に対する閾値は約160dBである。カリフォルニアにおける最近の主な道路工事プロジェクトでは、魚の損傷をさけるための最大許容制限値として150dB/1Paが使われた。これらの音響レベルは、浚渫によって発生するであろうものよりかなり

上であるため、過大に大きい騒音によって起こる物理的損傷は発生しないとみられる。

浚渫から発生する水中騒音に関する最も包括的な研究の一つは、アラスカのクック・インレットの米軍陸軍工兵隊によって行われた (Dickerson et al 2001)。その研究はバケツ (グラブ) 浚渫作業によって発生する海中の騒音に関する詳細なデータを提供している。突き止められた主な騒音源は次の通り。

- バケツが水路の底にぶつかる (特に底が粗い砂利や岩でできている場合)
- 荷を積んだバケツを引っ張る巻上げモーターが水面まで引き上げる
- バケツが堆積物に入り、中を通る
- バケツ閉鎖

粗い堆積物の浚渫は柔らかい堆積物の場合よりもかなり高いレベルの騒音を発生することが明らかにされた。クック・インレットにおける浚渫の測定では海底の粗い砂利にぶつかるバケツが最大の騒音を発生し、記録されたピークは浚渫現場から150mの地点で124dB/1 μ Pa-mであり、5km離れた地点では30dB/1 μ Pa-mに低下した。浚渫工事の特徴は粉碎騒音で、そのピークは浚渫現場から150mの地点で113.2dB/1 μ Pa-mであり、5km離れた地点では94.97dB/1 μ Pa-mとなった。この測定結果は、砂利質の底質における浚渫で発生したものであり、アニワ湾での浚渫での同様の浚渫作業で発生する騒音は同等もしくはより低いと予測されている。

大型のカッター・サクシンドレッジャーにおいて記録された騒音レベルは、グラブドレッジャーの場合よりも高い。大型カッタードレッジャーJFJ de Nullにおける広帯域の騒音データは、1mで183 dB/1 Paとなっている (サハリンエナジー 2004)。2つのサクシンドレッジャーAquarius と Beaver Mackenzie の測定データが、ネドウェルとハウエル (2004) により報告されている。オクターブバンドスペクトルのピークは80と220Hzの間にあり、Aquarius が2つの中で高い方のピークである約177dB/1 mPaを持つ。20~1,000 Hz帯について、Beaver Mackenzie と Aquarius はそれぞれ、0.19 km地点で133 dB / 1 mPa、0.2km地点で140 dB / 1 mPaと測定された。

上述のように、いくつかの研究からの情報により、騒音によって発生する魚に対する深刻なダメージは、約 160dB/1 Pa 未満では発生しないことが示されている。浚渫作業中、グラブドレッジャーによる騒音は、部分的に固結した岩を通じて浚渫するときでさえ、まず発生する可能性は小さい。しかし、160 dB/1 Pa かそれ以上の騒音レベルが、カッター・サクシンドレッジャーのすぐ近くで発生する可能性がある。既存データは、浅瀬の沿岸海域では、水面下の騒音透過損失は典型的な球状分散型である、ということを示している (Nedwell and Howell 2004)。これは、音源からの距離が10倍増加するごとに、音響レベルが20dBずつ減少することを意味する。ここで提示されたカッター・サクシンドレッジャーに対する音源測定については、約 160 dB/1 Pa の騒音レベルがカッターヘッドから10mの距離で発生し、100mの地点では140 dB/1 Paになる、ということの意味する。ヘンダーソン (2003) は、音響の球状分散を前提とすると、浚渫作業中のカッター・サクシンドレッジャーからの予想音響レベルを1km地点で100 dB/1 Paと計算した。この計算は大雑把ではあるが、魚が深刻な被害

を受ける可能性は、カッターヘッドから最大で 100m、そしておそらく、これより大幅に短い距離で高くなっている。

これよりももっと離れた距離では、身体の内部傷害のような深刻な被害が発生するとは予想されない。魚は動いているドレッジャーヘッドに近づくことを避けるであろうし、その音響は回避行動を誘うため、深刻な被害の発生は、浚渫活動が始まったときに近くにいた魚に限られるであろう。これ自体、この作業が最初に引き起こす物理的攪乱を考えると、起こる可能性は小さい。

100 から 500Hz の周波数範囲を使った実験は、魚類（サケを含む）への警告や回避反応を起こさせるには、音響レベルが 108～138 dB/1 Pa でなければならないことが示された。ヒラメ・カレイ類のような幾つかの種がサケよりも低周波数に鈍感な一方、タラなどその他の魚には、サケよりも敏感なものもある。タラについては、300～500Hz の周波数における反応の閾値は、100 ～120 dB/1 Pa 前後である。

利用可能な証拠を基にすると、浚渫の間に発生する騒音は魚の死を引き起こさず、悪い場合でも、浚渫工事場所に直接隣接する近沿岸海域の一時的な回避を引き起こす程度にとどまるとみられる。浚渫騒音は時間によっても変わり、作業は浚渫土が投棄場所に運ばれるのに伴い一定間隔で停止する。この時間の間隔が、静寂と穏やかさをもたらし、その間に魚は騒音影響が発生する可能性のある水域を通過して移動できる。

商業的価値のある魚種に対する影響の予測

浚渫や処分活動に対する魚類の敏感さに関する利用可能なデータを検討すると、アニワ湾で予定されている活動（すなわち LNG および MOF の浚渫および発生した土砂の投棄）が商業用の魚資源に甚大な影響をおよぼす可能性は小さい。この結論は、アニワ湾に存在する商業種の生物学的特性と、浚渫および投棄自体の時期と性質の両方を基に出された。

計画されている浚渫および投棄の残りの作業は、晩秋から冬（10～12月）に実行される予定である。この時期は、サケ（成魚と幼魚）が近海や沿岸海域にいる可能性のある主な回遊時期を回避するために設定された。ヒラメ・カレイ類（ツノガレイ属 (*Pleuronectes*) やヒラメ属 (*Paralichthys*) など）は、冬の間、より深い海域に移動するため、それらは事実上、影響が生じる可能性のある水域の外側にいる。カラフトシシャモは、冬の間はより深く、水温が安定している沖合海域に移動し、コマイの成魚は沿岸海域の産卵場に生息するであろう（主にトニノ・アニフスキー半島沿い）。ニシンは、比較的少ないながらも主に東海岸に沿って存在し（図 12.3b 参照）、晩秋には少規模の群れが湾のいたるところで見られることがある。浚渫作業とそこから発生する土砂の投棄は、それゆえ、コマイや、そこに棲み回遊しないカレイ（ヌマガレイやウマガレイなど）、ニシン、その他少数の商業種に対してのみ潜在的な影響がある。

上述の通り、未熟な、および成熟した魚は通常、浚渫活動により発生した濁水中の懸濁物質濃度が 100mg/l（影響領域の回避を引き起こす）を超えたときだけ影響を受け、はるかに高いレベルでなければ致死的影响をもたらさない、ということを示す証拠もある。LNG と MOF 両方の浚渫活動に対するモデリング結果は、100mg/l 超の SSC がその作業現場のごく近辺にだけ見られる、ということを示している。グラブドレッジャーを使っている MOF と 棧橋の基礎工事でのモニタリングデータは、記録された濃度は予測よりもかなり低いことを示している（12.8 節参照）。このデータは、浚渫の影響を受ける沿岸海域内に生息するかもしれない、成熟した、あるいは未熟の商業種に対してさえも、SSC の増加は何らかの物理的影響、つまり群体に対する潜在影響を引き起こすレベルより低いということを示している。

投棄場所において 100mg/l を超える SSC レベルは、現場に直接接する周辺の約 0.015 k m² 内で発生すると予測されている。そのようなレベルは、その海域に存在する底生動物や遠海性の魚の個体群に影響するであろうが、魚が取ると思われる反応は、高い SSC レベル（約 100mg/l 超）の影響を受けたその一帯から移動することである。魚類は、投棄作業実施中はその海域の SSC レベルに応じて、SSC がより高いこの一帯を出入りすると考えられる。投棄作業の結果によって魚が直接死ぬ可能性が排除されるというわけではない（一部底生種の窒息死など）。しかし、SSC の増加が中断する期間が十分集中していたり長かったりするため、成魚は死に至らないと考えられる。一部の種の小魚の群れが存在した場合、処分の際に発生する濁水に直接影響を受ける可能性があるが（12.6.2 節参照）、より広い環境と存在しそうな個体群レベルにおいては、そのような死はごくわずかであると考えられる。

ニシンの産卵地と産卵の成功に関しては、浚渫作業が産卵時期を外して行われる上、SSC がその海域にある産卵場所の堆積物の属性や物理的属性に有害な影響を与えたと考えられないことから、作業の影響は軽微であると予測される。ニシンの産卵は、1999～2000 年のモニタリング中のアニワ湾でも、2003 年中の LNG および MOF 周辺でも記録されていない（SakhNIRO 2004）。浚渫土の投棄はこれらの種の産卵海域には影響しないと予測されるが、投棄場所の海底の表面に生息する一部ヒラメ・カレイ種や他の種の魚卵には影響を与え、処分された土砂によって影響を受ける範囲内で、卵が死亡する可能性がある。

アニワ湾での浚渫と投棄活動の結果起こった、商業漁業の群体（全種）の被害の補償額が計算されている（SakhNIRO 2001a）。作業自体は移動する成魚や幼魚の個体群に影響をほとんど与えないことを認めた上で計算された補償額は、餌資源（プランクトンや底生生物）や海底表面にいる商業種の卵の損失が基になっている。魚の被害計算と補償支払額は、浚渫と投棄方法の変更と合わせて検討され変更された。

12.6.3 浚渫土砂の廃棄と底生コミュニティに対する影響

ベースラインデータ

処理場に存在する底生生物に関する情報は、ベースラインの特性づけあるいはモニタリングのために実施されたいくつかの調査、特に DVNIGMI (2001) と SakhNIRO (2004) から得られた。この調査データは、この場所に存在する生物群集は、穴に住む多毛類や二枚貝で占められており、これはこの場所に存在する柔らかい堆積土（細かい砂と沈泥）に特徴的である。典型的な多毛類の種には、腐食動物の *Praxillella praetermissa*、*Onuphis iridescens*、*Lumbrineris heteropoda* が含まれる。フクロホシムシ属 (*Golfingia*) のホシムシ (ギボシムシ) はサンプルの中でも著しく数が多く、生物量全体の中で大きな割合を占めていた (45%)。この種類の生物は細かい沈泥砂の海底に特徴的である。

潜在的影響

選定された場所での浚渫土の投棄は現在その場所に存在している底生生物群集 (埋生生物および表生生物) にいくつかの影響を与えるものとみられる。

- 浚渫土の投棄場所での既存の底生生物の埋没
- 増加する堆積物の沈積による生物の窒息
- 投棄場所近くでの SSC の増加
- 海底状態の変化

既存の底生生物の埋没

海における浚渫土の投棄に関連する主な影響の一つは、既存の海底埋生動物に関するもので、個体が投棄された堆積物を回避できない場合やその摂食器官や呼吸器官が詰まった場合の窒息と死である。

いくつかの研究は堆積物による無脊椎動物の埋没の影響を実験した。マウラら (1981a, 1981b) は、選定された大型無脊椎動物に関する堆積物への埋没による致死率の実験を行った。その結果、多くの自動性の表生生物と埋生生物は、特にその堆積物が自らの生息地由来のものである場合、沈殿物の軽い (約 1cm) 負荷に耐えることができると結論付けられた。沈殿物の影響を受ける範囲に住む大型生物の大半は、埋没後に表面まで (上方に) 穴を掘って進むことができる。マウラら (1978) による研究では、一部底生生物は 30cm を超える堆積物中を縦に移動することができ、この能力が比較的深い水深でも広まっていることが示された。例えば、クカートとスミス (1992) は、サンタカタリナ海盆海底の大型生物の約 50% が、急速に積もった堆積物の中を (上方に) 4~10cm 進んで表面に戻ることを示した。

実験はまた、影響のある埋没負荷は、埋没の深さと堆積物の容積密度の両方を考慮する方法は、堆積物の深さだけに比べ、堆積物埋没による影響を測る際の優れた測定方法であることを示した。堆積物の厚さが小さい場所であっても、その組成が変化 (細かいものがより荒くなる) すれば、細かい堆積物に慣れた生物が表面まで穴を掘って進むのは困難あるいは不可能になる恐れがある。

LNG と MOF 施設では様々な性質を持つ物質が浚渫されること、その全体量、および投棄場所の海底の底質組成が大きく違うことなどから、土砂投棄が底生生物の大量死をもたらすと考えられる。これはその現場で発生するであろう過重

圧力—たとえそれが結果的に1回の処分作業（つまり単一の積荷船）であったとしても—が大幅に増大した影響によるところが大きい。

投棄場所での底生生物の致死の度合いは投棄される物質の厚さとそれが広がる範囲に左右される。これは予測が難しく、浚渫船からの投棄を行う正確な領域と、浚渫土が水中を通過して落下する際の動きの両方で決まる。粗い土砂が細かい粒子にくらべ、狭い範囲に分散することは明らかである（図 12.8 参照）。

投棄場所で堆積物が堆積する可能性のある領域の計算は当初、土砂量 1,640,500 m³に基づいて実施された（所要浚渫量に関する最近のデータより 190,500 m³多い）。この土砂の粒径構成は、77.5%の砂利/砂（直径>1mm）、8.8%の砂（直径 0.1~1mm）、13.7%の堆積物（直径<0.1mm）であった（Ecocenter 2001、TEOC 第5巻の付録 F2、ブック 9、パート 2にある通り）。シミュレーションでは、土砂の投棄範囲が半径 200m の円内に（合計範囲が 125,000 m²または 12.5ha）限定され、その範囲で土砂がランダムに廃棄されることを考慮に入れている。モデルでは、堆積物総量の 95%が設定された範囲内に収まると仮定している。

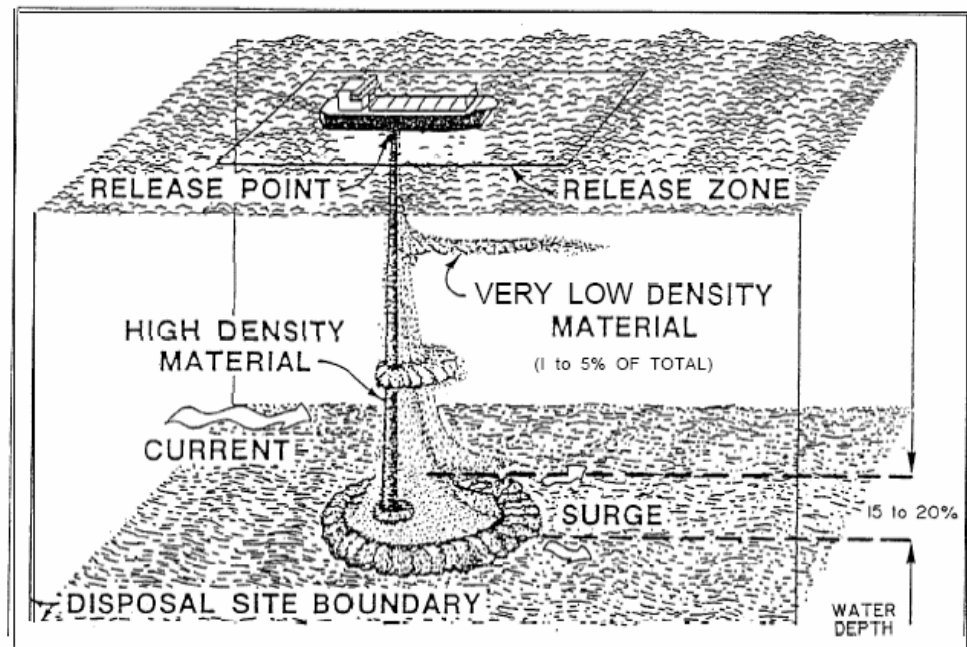


図 12.8. 開水部に廃棄した際の沈殿物に特徴的な動き

上記の数字を基に、投棄場所の境界から 59m では最大 100mm の微細な堆積物が、65m までで 50mm、172m までで 10mm、335m で最大 5mm が堆積すると予測されている。これらの数字は、海底の 9.23ha が 100mm を超える厚さの堆積物に覆われるか、14.3ha が 10mm 超の堆積物に覆われる状態に匹敵する（表 12.4 参照）。TEOC のために実施された作業以来、浚渫すべき土砂の種類が更に行われ、現在では、より多くの岩が除去されなければならないだろうということが明らかになっている（12.2 節参照）。微細な堆積物の合計量は 303,500 m³（浚渫すべき量の 21%）と見積もられている。しかし、これは、この微細な沈殿物の粒子サイズが 1mm 未満だと仮定すると、当初の処分シミュレーションで使われた量と類似しており、そのため、そのシミュレーションはその場所の土砂の動きを推定する上で、今でも有効である。

先の12.4節で述べたように、既に約28万 m^3 の堆積物が浚渫され、投棄場所に投棄された。この投棄プロセスや環境への影響に対するモニタリングデータは、12.8節に記載されている。先に示されたTEOCによる当初予想は、このプロセスの継続を想定していた（浚渫に比較的小型のホッパー船を使用することなど）。しかし、12.5節に示したように、より大型のホッパー船に切り替えたため、投棄プロセスの力関係は変わるとみられる。図12.4bと12.6bの比較は、投棄場所外側の堆積物の分布が変わり、投棄場所周辺に積み上がる堆積物が厚くなるであろうことを示している。追加モデリングの結果によると、100mmを超える堆積物が処分場外側9.23haを、10mm超の堆積物が14.3haを覆い、10mmを超える堆積物に覆われる範囲が計26.8ha（処分場を含む）になることを示唆している。

断続的な処分（浚渫期間中、投棄はいろいろな時間に行われる予定）であっても、埋生生物が期間中に堆積物内での位置を保てる（堆積にペースを合わせて上昇できる）公算は小さく、死ぬことになると予測される。生物が死亡する場所は処分場の全域（12.5ha）に及ぶが、そこでは投棄された堆積物が約10mに達する可能性もある（域内全域に均等に拡散した場合）。処分場の外側に関しては、生態学的データ（前節参照）を基に、厚さ10mm超の微細な沈殿物の堆積が、底生動物相、特に移動しない付着動物やゆっくり移動するせん孔動物に対して脅威となる可能性があると考えられている。約26.8ha（投棄場所として意図された範囲を含む）にわたって、一部の底生動物が、浚渫土の投棄によって死に至ると考えられている。この領域内の致死率は様々で、処分場内（12.5ha）および最大100mmの堆積物の影響を受ける範囲内（9.2ha）を合わせた計21.7haの範囲では、生物群集が全面的に失われるであろう。しかし、これを越えると、致死率は、生息する生物体の生物学および物理的耐性に応じ、蓄積する堆積物の厚さが減るにつれて減少するとみられる。

処分場の外側における、懸濁物質濃度（SSC）の増加の影響

土砂投棄の際、SSCの多いエリアが水中と海底の両方で形成されるであろう（図12.9参照）。

増加したSSCが可動性の遊泳生物に及ぼす可能性のある影響については12.6.1節で議論されている。増加したSSCはまた、海底の生物、特に水中からの有機物質抽出に栄養分を頼っているろ過摂食生物（サンゴ・腕足類・海綿動物等）に影響する可能性もある。懸濁物質の堆積による底生生物の被覆や窒息は、ストレス、成長率や繁殖の低下、そして、比較的長期間続けば、最悪の場合致命的な影響を引き起こす恐れもある（Bray, Bates & Land 1997）。しかし、一般的に、濁った沿岸水域に生息するろ過摂食生物の研究は、特に二枚貝が周期的な荒天、浚渫、土砂投棄によって発生する混濁の増加に対し高い反応適応性があり、無機的な微粒子の負荷があっても採餌活動を続けることができることを示している（Newell et al 1998）。より深海あるいは自然の澄んだ水域（>30m）では、SSCの変動は浅瀬の濁った海域よりもかなり低く、それゆえ、この地域に特徴的な種はSSCの増加に対して潜在的により敏感であると考えられる。

投棄に続き、懸濁物質が投棄場所から移動するとみられる。拡散の程度はいくつかの要素に左右されるが、大部分は流れの強さと粒子のサイズによって決まる。投棄の際の拡散モデルがTEOC向けに行われたが（付録F2、第5巻、ブック12、パート2）、比較的小型のホッパー船でその現場に約1,640,000 m^3 の土砂を投棄した場合を基準としていた。この結果から、100mg/lを超える濃度の懸濁物質が発生するのは投棄場所から65m以内で、330m以内で50mg/l、1.1kmまでに5mg/lに低下することが予測されている。より大型のホッパー船を利用した場合、モ

デリングの結果は、水中のSSCが当初の方法に比較して、投棄地点付近でかなり上昇する上に、投棄地点からより遠くまで広がる、ということを示している。大型ホッパーを使う場合、処分場の外側の海底でのSSCが50mg/lを超える最大範囲は、2.5ha程度と計算されている。これに比べ、当初の方法（小型ホッパー）では、その範囲は約0.8haであった。

投棄場所での120万m³の土砂の投棄の影響という点では、底生生物は窒息により死ぬとみられるため、SSC増加の影響は大きくはない。しかし、実際の投棄場所から離れた場所ながらもSSCの増加が見られる一帯では、一部底生生物に対する影響はより大きい可能性がある。より高いSSCの繰り返される影響（典型的なバックグラウンド濃度より大幅に大きい）で、ある種の底生生物種、特に付着表生生物とろ過摂食／懸濁物食生物が物理的損傷を受け、死に至る恐れもある。多毛類動物の大部分を占める埋食動物はおそらく影響を受けないであろう。起こりうる短期間の影響の結果として、この栄養グループに属するいくつかの種が減少したり、投棄中のSSCが最も高い地域内で、いくつかの種が失われたりする可能性がある。既存データから（Marlin, 2004など）、50mg/l超のSSCが長時間続いた水域の底生成物の致死率が最も高いと考えられる。これは、投棄場所周辺の比較的狭い範囲（2.5ha）に対して影響を及ぼす恐れのある海底範囲Ⅱ限定される可能性がある。投棄場所に直接隣接した付近にいる底生生物相の構成に関するベースラインデータとモニタリングデータは、ろ過摂食生物や懸濁物食生物の多様性は比較的low（3～4種）、その全体生物量が合計生物量の1～2%にすぎないことを示している（データはSakhNIRO予備モニタリングデータ 2005より）。海底で50mg/l超のSSCの影響を受ける可能性のある範囲の大部分は、厚さ10mm超の堆積を受ける可能性のある範囲内に限られているということも特記しておく。そのため、堆積物の堆積が引き起こす死に加えて、土砂投棄によって引き起こされたSSC上昇の影響が生物を死に追いやる可能性は小さい。

底生生物群集に対する長期的な影響を予測するのは、確実性の高低によらず困難である。しかし、基本的な生態学原理と投棄地点のモニタリング研究による証拠（下記参照）は、空いている海底での再コロニー化と以前の個体群レベルの再構築は比較的早く行われ得ることを示している。可能性として、初期の再コロニー化は日和見種から構成されるであろう。しかし、コミュニティの基本構造はそのまま残る確率が高いため、この段階は比較的短期間であるか、あるいは影響を受けた種によって再構築される前に制限されるであろう。これは、類似した広い生息地領域があり、かつ土砂投棄の影響を受けた領域の外側に類似のコミュニティタイプが残っているのであれば、起こりうるとみられる。そのため、増大したSSCの影響下にある当該地域における底生生物群集の完全な回復が見込まれる。

海底の性質の変化

利用可能な調査データは、廃棄処理領域内に存在する沈殿物は砂、細かい砂と泥で構成されていることを示している。最新の計算によると、廃棄される物質は1,141,500m³の岩（粘土岩）と303,500m³の柔らかい堆積物（泥砂と砂利）からなると考えられる。100万m³以上の岩石の廃棄は、既存の海底の性質とは大いに異なるため、底生生物による再コロニー化のための物理的基盤を変えるであろう。細かい砂利がいくらか廃棄場所に残ることが予想されるが、大部分の細かい物質は主な処理場から遠くに移動するか、処理場の粗い物質の間に詰まるであろう。

細かい堆積物から粗い堆積物への変化は、集団を構成する多くの既存種が失われたり、あるいは発生量が減少したりする程度まで、海底基盤条件を大きく変えるであろう。これは特に、巣穴として柔らかい沈殿物を必要とする種に当てはまる。

アニワ湾内の海底生息地の全体範囲に対する変化の範囲は比較的小さい。アニワ湾には水深 50~100m の間の領域が 150 k m²あると見積もられている。これは、投棄場所に典型的な生物群集が湾の他の部分でも発生する可能性のある水深である。廃棄が決められた範囲に収まった場合、廃棄された岩石が占める海底はアニワ湾内の類似の海底生息地の 0.08%に相当する 0.125 k m² (12.5ha) ことになる。これは大まかな計算ではあるが、この種の生息地というより大きな範囲からすれば、変化する総面積は大きくはないことが示唆されている。

廃棄処理場における再コロニー化と底生動物相の回復

前章で議論した通り、予測されている海底基盤の変化の結果として、土砂投棄停止の後、その投棄場所において底生生物群集が以前の状態まで回復することはまずありそうにないと考えられている。これは底生生物が回復しないということではなく、回復する生物群集は、その場所に以前存在したものと種の構成が異なるという意味である。

攪乱を受けた後の、あるいは浚渫後の堆積物にさらされた新しい領域でのコロニー化については比較的多く記録が残されている。利用可能なデータは、基盤タイプによって次までの回復期間にはかなりばらつきがあるが (Nedwell & Elliot 1998, Newell et. Atl. 1998)、通常、コロニー化や定着のプロセスに続く回復は、ほとんどの海岸環境において 1~5 年以内に起こるということを示している。沖合領域で投棄された堆積物でのコロニー化の研究は、比較的類似事例が少ないが、同様の基本的な生態学原理が適用できる。米国北東海岸沖の投棄場所のモニタリングデータ (USACE 2003) によると、1998年に投棄された浚渫後のやわらかい沈殿物の表面は、表面に住む種と土中に住む種の両方の埋生動物 (主に多毛類動物) からなる後世的なコミュニティが次々と構築されたことによって、2001年までに広く再コロニー化された。

北海南部 (英国) の浚渫土の処理の後に行われた生物学的モニタリングは、投棄された硬い粘土での再コロニー化において予想される時間スケールと性質に関する目安を提供した。廃棄処理の間およびその直後に、投棄場所の内側と隣接する場所で底生生物は減少した。投棄地点での 2001 年 7 月の調査では、分類群の数におけるほんのわずかな増加と、密度におけるかなりの増加が記録された。投棄停止の約 14 ヶ月後に再コロニー化が見られたという証拠があるものの、近くにある同様の堆積物の領域に比較すると、多様性は減少したと結論付けられている (Murray et al. 2003)。

岩石が投棄された場所のコロニー化に関する研究はほとんどない。しかし、人工的な岩礁の研究から類似点を引き出すことができる。

粗い土砂がより細かい沈殿物の上に廃棄された場合、生態学的には適応可能な微細環境が多様化するという影響がある。そのため、安定した粗い土壌は生息地の多様化を通じて、処理場内に底生生物種の合計数の増加をもたらす。こうした意味で、人工的な岩礁が領域内で種の多様化を進める手段と類似しているといえるだろう。しかし、ほとんどの場合、粗い土壌は、さまざまな種類の物質の混合物における、構成要素の 1 つにすぎないとみられる (アニワ湾の廃棄

処理の場合)。投棄場所のすぐ近くでは、多様性に関する正味の影響は、被覆と混濁によるマイナス効果と、粗い土壌の生物多様性向上を相殺させた結果であろう。

LNG棧橋とMOFの浚渫で発生した粗い土壌の堆積物は、「1回きりの」大型プロジェクトの一部であるため、廃棄に続く再コロニー化は、岩の多い海岸に典型的な連続した事象に似た段階をたどると予想される(図12.9)。そうした粗い土壌は、比較的影響を受けずに放置されれば、採餌場としても避難場としても魚類や貝類に好まれ、これらのグループの成体は土砂投棄の後、非常に速く流入する可能性がある。そのため、細かい沈殿物の存在が特徴であった場所への粗い浚渫土の投棄と、商用漁業種や貝類の個体群を増加させるための人工岩礁の建設との間で、類似点を見つけることができるかもしれない。

人工岩礁(例、Collins and Jensen 1997)および浚渫土の投棄場所に関する研究は、投棄された土砂上でのコロニー化が比較的短期間(1~5年)の間に発生する可能性があるということを示している。発展する見込みのある生物群集の特徴は、確実性の高低にかかわらず予測が難しい。既存生物群集の中(かつ土砂投棄場所を外れたところ)に存在した、あるいはアニワ湾内の周辺海域で発生した日和見種によるコロニー化は比較的早く(1年以内)に発生する公算が大きい。複雑で安定した生物群集の確立にはより長い時間がかかり、発生する期間も長きにわたると予測される。固結した堆積物がかなり大量にあることから、現在の生物群集の特徴とはなっていない付着性および表生の種が、たまたま生物相の重要な構成要素となる可能性がある。そのような種はアニワ湾の中や周辺海域の同様な水深の適度な海底基盤に存在することが多い。最終的な底生生物群集もまた、水深の局地的な変化や起こりうる流体力学的作用(投棄された物質の上と周辺で速度が速くなるなど)に影響される可能性がある。

全体としての影響は、投棄場所内の基盤特徴と関連する底生生物群集の変化である(推定 12.5~23ha をカバー)。アニワ湾内のより広い海底環境を考えると、この変化は有害とは考えられず、実際、その変化が局地的に底生生物の多様性を増加させる可能性がある。

世界の人工岩礁構造のモニタリングデータは、漁業関係者の利益増大、甲殻類のための生息地としての役割を果たすという点で利点があることを明白に示している。アニワ湾における土砂の投棄は基盤の変化を引き起こすが、投棄土砂が安定しコロニー化すれば、そうした物質の存在により一部商業用甲殻類の生息地が増え、増加する可能性がある。

現場での土砂の投棄は広域的に見ると、特定の動物群相の損失を引き起こさないと予測される。

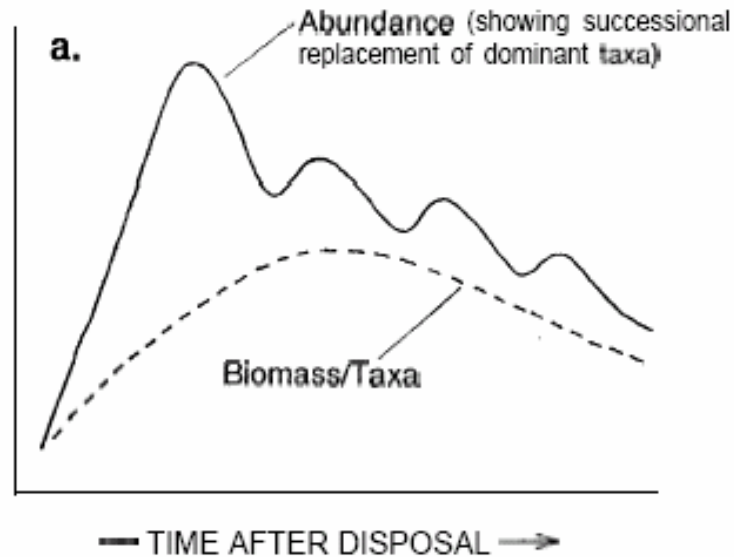


図 12.9. 時間の経過に伴い粗い安定した沈殿物が定着するまでの全体の再コロニー化反応を示すグラフ

12.6.4 潜在的影響の要約

LNG 栈橋と MOF の建設に関連したアニワ湾における浚渫と処理の作業により多くの環境影響が生じると予測される。これらは当初国際的な標準様式の EIA (2003) で評価されたが、その後の関係者による EIA の見直しにより、作業の評価に関連した追加的な側面が浮き彫りとなった。こうした要素はこれまでの章で議論され、起こりうる環境影響に関する更なる情報や一層の評価が提示されている。要約すると、以下の影響が特定され、適切な影響緩和対策が提案されている (12.7 節参照)。

- 生理学上の害を引き起こす可能性のある SSC への魚の個体群の暴露。利用可能なデータは、大部分の沿海魚が SSC の大きな変化に適応することを示している。浚渫作業で発生する SSC はそのレベルを超えるかもしれないが、影響をうける領域は浚渫現場のすぐ近くに限定されている。濁水中に長時間残った魚は生理学上の打撃や死を被る可能性がある。しかし、大部分の底生魚はその領域から移動し (一時的移動)、浚渫が終わった際に戻るとみられている。
- 遠洋魚による、浚渫土の投棄中に発生した SSC が最も高い領域の回避。これは一時的な影響であり、SSC 上昇の影響を受けない沿岸水域および海洋水域が広大であることから、この種の回避能力や採餌能力に対する影響は取るに足らない程度であるとみられている。
- 土砂投棄場所内の底生生物群集の変化。投棄場所内部での大量の土砂投棄は、既存の生物群集の完全な死を引き起こす可能性が高い。投棄場所の堆積物の特性変化 (微細な軟質の堆積物から、より固く粗い粒状の土砂へ) は、(2~5 年にわたって) 異なる底生生物群集の再構築を引き起こすであろう。堆積物の特性により、投棄場所は、現在よりももっと多様な底生生物の群れを養う可能性もある。堆積物の種類の変化が起こる

面積は、アニワ湾内の同様の基盤状態（水深等高線 50～100m）の 0.1% 未満にすぎず、そのため、投棄がアニワ湾の底生生物多様性に関して及ぼす影響はわずかであるとの結論が出された。

- 投棄場地点中心の外側における細かい沈殿物による底生生物の窒息。これは沈殿物の中で自分の位置を修正できる埋生動物の種に対してはほとんど害がないとみられる（二枚貝および掘穴動物）。しかし、ある種の過摂食性の埋生生物には非常に局所的に致死（>10mm の土砂堆積の影響を受ける範囲の外側）が発生するであろう。影響を受けた場所での底生成物群の回復は 3 年未満の期間内だと予想される。
- 浚渫や投棄の際の、微細な土砂による魚の卵の窒息。微細な堆積物の厚さが 2～3 mm 超に及ぶとみられる範囲では、海底に産卵された一部魚種の卵が完全に死滅する可能性が存在する。このような死は、処分場の周辺 106 ha 未満の範囲に限定されており（表 12.4 のデータ参照、ただし予想された数値は堆積物 1 mm 超の領域に関するものであるため、影響を受けそうな範囲はこれより小さいであろう）、かつ一時的（2 年未満）であり、結果として、アニワ湾内に生息する魚の個体群の維持という点で、影響が深刻であるとは予測されていない。浚渫作業は、沿岸一帯に生息するニシンやカラフトシシャモの産卵シーズンを外して実施されるため、そのような種に影響を与える可能性は小さい。
- 浚渫作業に関連する騒音は、浚渫活動のすぐ付近で魚の一時的な回避行動を引き起こす可能性がある。騒音レベルが魚に生理的な損傷を引き起こす閾値未満にとどまる開水域が大きいことから、その影響は沿岸一帯の魚の個体群に大きな影響を及ぼさないと予測される。

12.7 緩和手段

全ての計画された浚渫作業、土砂の投棄は海域における作業計画（MOP）に従って実施される。MOP は、計画された建設工事のための詳細な手段の記述であり、アニワ湾での工事の場合、浚渫工事のための MOP はコルサコフ港内の港湾管理局による承認を受けなくてはならない。LNG 栈橋、TLU、石油輸出パイプラインに関しては、個別の MOP を作成中である。

以下に一覧化された影響緩和対策は、これまで実施された浚渫作業全般を通じて採用され、変更後の浚渫方法に対しても継続して適用される予定である。比較的小規模な方法（グラブドレッジャーと小型ホッパーなど）から、大型のカッター・サクシヨンドレッジャーを使用する方法に変更することにより、浚渫工程の全体スケジュールが大幅に期間縮小されたという点も重要である。カッター・サクシヨンドレッジャーと大型ホッパー船の利用により、2006 年中に浚渫を実施する必要はなくなった（2005 年 10 月から 12 月が、浚渫作業を中断せずに実施できるような天候であった場合）。浚渫工程の期間の縮小は、いくつかの有利な環境上の結果をもたらす。

- a) 投棄場所の底生生物群集の回復可能性が、プロジェクトの時間枠の中で最大 1 年早まる。

- b) 浚渫現場と投棄場所での懸濁物質濃度が高い状態にある期間が短縮され、作業の前にそこに生息していた、あるいは採餌していた生物の再定住を促進する（動物プランクトン、甲殻類、魚類など）。
- c) 浚渫現場や投棄場所での船舶活動に関連する影響（騒音、排気ガスなど）が見込まれる合計期間が短縮される。
- d) 更に、カッター・サクションドレッジャーとともに、大型の底開き型ホッパー船（積載量 25,000 m³）を利用した場合、土砂がより濃厚になり、よりまとまった状態で海底に向かうため、廃棄された土砂の拡散が減り、廃棄位置がより正確になる。

アニワ湾の浚渫と土砂投棄に関連して、次の影響緩和対策が用いられている、あるいは用いられることになっている。これらの手段は健康、安全、環境並びに社会的影響に関する活動計画（HSESAP）に含まれる予定である。

- 浚渫および投棄の作業は、アニワ湾内でのサケ漁が最も影響を受けやすい期間（5～8月）は行わない。
- 割り当てられた投棄場所以外での船による浚渫土の投棄の全面禁止。投棄場所（浚渫場所から 25km 南）はおおよそ 200m の半径を持つ（水面ベース）。センターマーカースプイが正確な位置を示している。正確な位置決めを確実にを行うために、船舶には GPS 位置システムが提供される計画である。
- 記録と検査を通じて、投棄作業船の活動の日常管理が監視される。
- 全ての船舶は MARPOL 73/78 条約に完全に従う。船の汚水や下水を処理する設備が搭載されていない場合、それらを回収し陸地の許可された処理施設まで運ぶものとする。
- 全てのゴミは回収され、承認を受けている廃棄物管理施設まで送られる。

12.8 モニタリング

プロジェクト活動開始に先駆けて開発されたモニタリング計画は、アニワ湾における浚渫および投棄作業による影響と、適切な影響緩和対策の成功を見守るために開発された。この計画は SEIC プロジェクト 7000-E-90-04-P-0010-01 の漁業環境モニタリング方法に反映された（付録 A 中のプログラムを参照）。

起こりうる変化の測定に対するベースラインを把握しておくために、水中と海底の多数の化学的および生物学的なパラメータが、活動の開始に先立ってモニターされる。これらのパラメータには懸濁物質濃度、投棄土砂の組成と化学的性質（炭化水素濃度を含む）、プランクトン、底生生物、魚類の生物相が含まれる。調査やモニタリング期間中に遭遇した保護対象種の底生生物種（ロシアのレッド・データ・ブックに記載されているものなど）を記録することが義務付けられている（作業範囲に設定の通り）。サハリン州の RDB には海域の底生生物種は記載されていないことに留意されたい。

このモニタリングの最初の調査結果が最近報告されており（SakhNIRO 2004、2005a、2005b、次の 12.8.1 参照）、2003 年に実施された作業を基に、計画に対していくつかの変更がなされた（付録 B の当初モニタリング計画に対する補遺を参照）。このモニタリング作業から、MOF で行われたグラブ浚渫作業から発生した土砂の処分に関連する、環境への影響についてのデータが提供されている。そのため、その結果は、大型ホッパーから実施される予定の今後の投棄活動に対しては適用できない。とはいえ、それらは投棄作業によって生じる生態学および物理的影響に関する一般的な特性に関する情報を提供しており、当初実施された予測モデリング作業を検証するために利用できる。下記の通り、この作業は浚渫および投棄方法の変更の影響を監視する目的で続けられる。

モニタリング地点のネットワークはアニワ湾の広い領域を包含し、浚渫場所（LNG 棧橋と MOF の周辺）および投棄場所も組み込まれている。投棄場所は、海底の再コロニー化と回復を見極めるために、2007 年まで毎年モニターされる計画である。

建設期間の終了時にはモニタリング計画が操業時のモニタリング計画に置き換えられ、それがプロジェクトの全操業期間に渡って維持される。

モニタリングを通じて予想外の影響をもたらす環境影響が識別され、それらに改善の実現可能性がある場合は、ふさわしい追加の緩和手段が実行される予定である。

モニタリングから得られる情報は、サハリン天然資源委員会を含む関係当局に対して提供される。

12.8.1 浚渫および処分現場での当初モニタリング結果

サンプリングは水中の懸濁物質濃度（SSC）と石油炭化水素（PHC）の濃度および合計含有量を決定するために、2003 年 8 月および 10 月と 2004 年 12 月、MOF と LNG の浚渫工事の間に実施され。この同じパラメータが、底生生物群集の構成と構造に加えて、アニワ湾の処分場でも記録された。

浚渫場所（MOF と LNG 棧橋）のモニタリング結果

2003年8月および10月と2004年12月に、事前に決められた採集地点で取られたサンプルから、浚渫場所（MOFターミナルとLNG棧橋）の水質が判明した（表12.6参照）。2004年の浚渫作業の間は、MOF領域内の一時的なモニタリング地点が利用された。

浚渫期間中に記録された PHC は、2003 年 10 月の MOF および LNG のデータと同じか、やや低いレベルであった（SakhNIRO 2004 で報告されている通り）。予想されるように、浚渫期間中の懸濁物質濃度はベースライン状態に記録されたものよりも高かった。2004 年 12 月に記録された SSC は、MOF および LNG 浚渫現場では、13～23mg/l であった。これに対し、その場所のベースラインの SSC は 3～14mg/l であった（SakhNIRO 2004）。MOF の浚渫現場では、海水のサンプルは 250m 離れた浚渫現場の境界にある、荷船や油圧ドレッジャーの近くで採取

された。この場所の SSC の値は、20.7 と 23mg/l の間で変化していた（SakhNIRO 2005a）。

表 12.6 2003～2004 年、LNG と MOF でのモニタリング作業で記録された SSC と PHC。グレーの列は浚渫作業中の測定値を表す。白い列はベースライン状態を表す。(SSC=懸濁物質濃度、PHC=石油炭化水素)。

場所	ステーション	深度 (m)	2003 年 8 月 SSC mg/l	2003 年 10 月 SSC mg/l	2004 年 12 月 SSC mg/l	2003 年 8 月 PHC mg/l	2003 年 8 月 PHC mg/l	2004 年 12 月 PHC mg/l
LNG	1	0	7.1		20.3		0.0253	0.007
	1	5	3.4					
	1	8			22.9			0.012
	1	12	4.5				0.0559	
	2	4	4.7		15.4		0.0287	0.005
	3	0	8.6		13.3		0.0128	<0.005
	3	5	5.0					
	3	8			19.6			0.007
	3	12	3.1				0.0112	
	4	0	6.4		20.6		0.0231	0.020
	4	8			19.7			<0.005
	4	12	6.2				0.0653	
	5	0	7.3				0.0199	
	5	5	4.0					
5	12	6.7				0.0180		
MOF	10	0	8.8					
	10	4	5.5	2.14		<0.005	0.0175	
	10	8	9.8					
	11	3	8.9	5.00		0.028	0.0052	
	12	0	8.4					
	12	4	5.8	2.25		0.0086	0.0042	
	12	8	4.9					
	13	5	5.1	2.68		0.0077	0.0045	
	15	0	7.1					
	15	4	14.4			0.0132		
15	8	14.7						

浚渫された土砂の投棄場所でのモニタリング結果

浮遊物質濃度とPHC

表12.7でわかるとおり、2004年10月中のサンプリングから、水中のSSCとPHCが以前（2003年）の記録と類似していることが明らかになった（SakhNIRO 2005）。

投棄作業の間（サンプルは2004年12月に採取）、ベースラインに比較すると水柱中のPHCがやや上昇したが、1つのサンプルを除いて、ベースライン状態との大きな違いはなかった。投棄場所の合計PHC含有量は、1つのサンプル（0.129 mg/lで合計許容濃度（TAC）の2.6倍）を除き、TAC値を超えなかった（SakhNIRO 2005）。

SSCは、2004年12月に記録されたベースライン濃度（0.7～3.7mg/l、2004年10月）に比べ、かなり上昇していた。投棄場所内および周辺半径300mで記録されたSSCは、12～35mg/lの変化があった。全てのモニタリング地点で懸濁物質の最大濃度は海底近くで観察された。

- 東に 300m 地点－35.4mg/l。
- 投棄場所の中央－33.9mg/l。
- 西に 300m 地点－20.5mg/l。

実際の投棄作業の最中に多くの地点でサンプルを採取することが困難なため、投棄工程の途中や後で全てのモニタリング地点のSCCが瞬間的に記録されたわけではない。しかし、データは、予想されたほどではないが、投棄作業中はベースライン状態に比べてSSCが増加していることを示している。モニタリングデータを基にすると、予想通り、SSCと投棄場所からの距離には相関がない。これには幾つかの要素が関係していると考えられるが、おそらく、個々の投棄の際に形成される土砂の塊は、流体力学的な条件によって規模と場所が違うためと考えられる。2005年以降についてはモニタリング計画が改訂され、投棄場所から最大2 km離れた地点にモニタリング地点が追加された（付録B参照）。

表 12.7 アニワ湾の投棄場所のモニタリング作業で記録された SSC と PHC。グレーの列は投棄作業中の測定値を表す。白い列はベースライン状態を表す。

ステーション	深度 (m)	2003 年 8 月 SSC mg/l	2003 年 10 月 SSC mg/l	2004 年 10 月 SSC mg/l	2004 年 12 月 SSC mg/l	2003 年 8 月 PHC mg/l	2003 年 10 月 PHC, mg/l	2004 年 10 月 PHC, mg/l	2004 年 12 月 PHC, mg/l
処分場の中央	0	5.9	2.96	2.1	11.9	0.006	0.082	0.017	<0.005
	5	5.1				0.017			
	10	2.1				0.049			
	20	<2.0	3.67	0.7	11.4	0.010	<0.005	0.007	0.023
	50	3.2	5.96	3.7	33.9	0.025	0.007	<0.005	0.020
中央から 300 m	0	<2.0	6.96	1.4	15.4	<0.005	<0.005	0.008	<0.005
	20	2.4	4.48	0.8	12.0	0.022	<0.005	<0.005	0.018
	50	<2.0	7.04	3.0	35.4	0.020	<0.005	0.008	0.129
中央から 300 m 東	0	5.4	4.7	0.8	18.7	0.006	0.009	<0.005	0.014
	20	3.13	4.93	1.1	15.6	<0.005	<0.005	0.010	0.006
	50	<2.0	5.04	1.8	20.5	0.005	0.047	<0.005	<0.005

浚渫土砂投棄（2003年8月にベースラインサンプリング）に先立つ初期の底生生物モニタリング計画（SakhNIRO 2005a と 2005b で報告されているもの）では、投棄場所の中心、東と西に300m地点の3箇所からデータを収集した。2003年10月（土砂処分中）には（処分場の中心を除く）2ヶ所の地点で、2004年10月（2回目の浚渫の前）には5ヶ所、2004年（2回目の浚渫実施中）には12ヶ所の採取地点でモニタリングが続けられた。作業の影響に関する追加情報を提供し、EIA予測と結果を比較する目的で、浚渫活動の途中にモニタリング地点が増やされた。

TEOC第5巻の付録F1、ブック9、パート2では、5mm超の土砂堆積に見舞われた領域では、投棄場所の底生生物群集の全滅が予測されている。この影響は、処分場から最大335mまでの範囲で発生すると予想された。これまでに得られた結果の予備的解釈は、底生生物群集は浚渫土砂投棄によって影響を受けているが、その影響はこれまでのところ予測よりも低い、というものである。

2004年10月に投棄場所範囲の5ヶ所（中心、東西各300m地点、東西各800m地点）から収集された底生生物の標本は、4つの分類群に属する7種に代表される大形底生生物（表12.8参照）であることが判明した。フクロホシムシ属（*Golfingia*）のホシムシが優占し、合計生物量の95%を構成している。2種の多毛類が残り5%の生物量中の多く（3.9%）を占めていた。処分場から300mの採取地点でのモニタリングの調査結果に関する主なポイントは以下のとおりである。

- 2003年の同時期（8.47g/m²）に比べて、2004年10月には底生生物の合計生物量がかなり増加（最大25.96g/m²）した。この生物量の増加は、他のグループの生物量が減少するにつれてホシムシの発生量が増加したことに起因している。
- 全ての底生生物グループの多様性がかなり低下。2003年の10月には二枚貝のグループの3種が代表的で、シワロウバイ（*Nuculana pernula pernula*）が比較的多かったにもかかわらず、2004年10月には二枚貝は記録されなかった。
- 小さな底生の表生成物と埋在生物（5mm未満）と底生のろ過摂食生物が土砂廃棄処分の後に投棄場所の隣接領域で観察された。たとえば、*Eudorella emarginata*、*Harpiniopsis orientalis*、スピオ属の一種（*Spionidae* sp.）などは、処分場から300m離れても、なおすべての地点で生息していた。この観察は、浚渫土投棄とそれに伴う土砂の堆積で発生した懸濁物質濃度が、処分場から300m以内の底生生物の全滅を引き起こすほどではなかったということを示唆している。
- 2004年12月に投棄場所の周辺300mの4地点から採取されたサンプルは、北や南に比べ、投棄場所の東と西に存在している種が少ないことを示し

ている。これは、土砂投棄中に拡散した水中の動きや堆積について、予測された方向と一致している。

2003年10月に採取されたサンプルは浚渫土砂投棄中に得られたのに対し、2004年10月のサンプルは秋冬の浚渫作業の前に採取されたものであるため、2003年と2004年の間での底生生物群集の構造の違いは、幾分説明が困難である。2003年10月には2つのサンプルだけが採取されたが、サンプリングが限定されているため、底生生物群集中のホシムシの実際の相対的重要性を誤った形で提示している恐れがある。こうした結果は、ホシムシの優占が確立されたことを反映している可能性もあるが、2003年10月（の浚渫）後に浚渫土砂に生息していた動物相が、投棄活動による更なる攪乱以前に、貧弱な動物相であったことを反映している可能性もある。

表 12.8 処分場から 300m 地点からサンプリングされた底生生物モニタリングの結果

	モニタリングの期間			
	2003年8月 (ベースライン)	2003年10月	2004年10月	2004年12月
処分活動のレベル	無し。ベースライン	2003年9月より浚渫	無し	11月より浚渫
底生生物の種類の数	36	24	7	17
生息密度 (個体/m ²)	200	170	13	126.25
生物量(g/m ²)	53,7	8,4	25,96	20.95

2004年12月に、処分場から最大2000m（影響が予想される範囲の外側）までの範囲で実施された追加のモニタリングの結果（付録B参照）は、処分場周辺の底生生物相の状態に関する更なる情報を提供している。より広い領域におけるこれらの結果は、2003年8月に得られたベースラインデータと類似した値を示しており、35種が記録され、生息密度が205ind./m²で、生物量は26.32g/m²であった。更なるモニタリングが2005年秋に実施されているが、そのデータは現在処理中である。

初期のモニタリング結果と予想影響との比較

影響程度の理解を深め、なされた予測の性質を知る目的で、モニタリングを通じて得られたデータは、当初モデリングや環境影響評価の一部として実施された予測作業の結果（モデリングの入力データは現在の計画とは違い、小型カッター・サクシヨンドレッジャーとホッパー船の使用を基にしている）と比較することができる。

LNG 棧橋の浚渫中の SSC について、濃度が 100mg/l 超の水が浚渫場所から最大 310m までで発生し、50mg/l 超については現場から 550m までで発生すると予想された。同様に、100mg/l 超の濃度は、MOF の浚渫場所から 14m 離れたところまで、および 50mg/l 超の濃度は 37m までと予想された。LNG 棧橋と MOF について浚渫工事中に得られたモニタリングデータでは、予測に比べて SSC がかなり低いということが示された（表 12.3 参照）。処分場についても同様に、処分場の中心とその周辺で記録された SSC は、予測の 50～100mg/l（12.5.3 節参照）よりも低い（表 12.7 参照）。

SSC の予測値と実際の値の差は、浚渫され投棄された微細な土砂（の全体量に対する割合）が当初見積もりよりも少なかったという要素によるものである可能性がある。そのため、モニタリングデータは、浚渫場と投棄場所の両方で上昇した SSC に起因する予測された影響が、予測よりも小さいことを示している。これは特に、浚渫場周辺内の固着性の底生生物相と、投棄活動の最中に発生した濁水によって影響を受ける可能性のある投棄場所のすぐ外側の底生生物群集に対する潜在影響に関連している。処分場から 300m 以内で小さな表在種とろ過摂食生物が引き続き存在していることは、当初予測よりも低い SSC および土砂の堆積を示していると考えられる。モニタリングデータはまた、水中の SSC が遠海性または底生の魚種の物理的ダメージを引き起こすレベルをかなり下回っていることを示している（12.5.2 節参照）。

浚渫と投棄の期間中に水中で記録された PHC 濃度がおおむね非常に低い点も、浚渫による水質の悪化が半致命的影響を引き起こすほど甚大になることはほとんどありえないとの予測を裏付けている。

浚渫活動のモニタリング

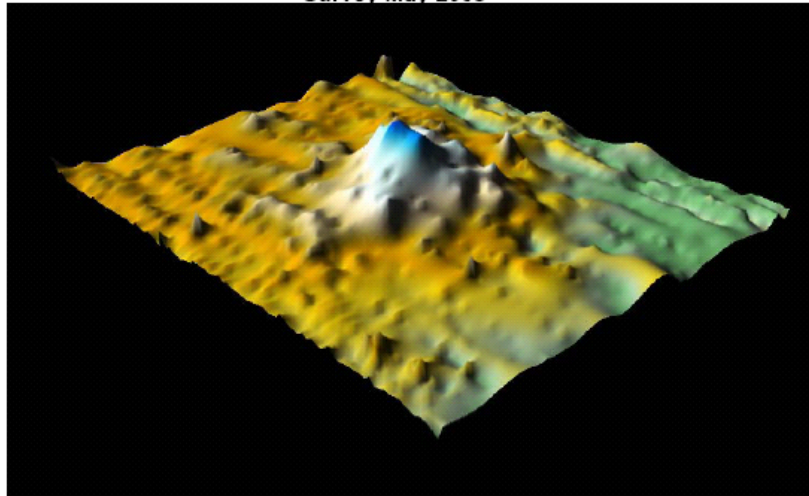
浚渫土砂は引き船に引かれた船でアニワ湾の投棄場所に運ばれる。日本製の引き船は、アニワ湾内での動きを毎分記録できる GPS データロガーを装備している。毎日、全船の全ての動きが地図上にプロットされる（図 12.10 の例を参照）。加えて、各船の船長は、航行数と投棄の時間を記録する。ロシア製の引き船は、既に作業を完了しているが、やはり船長のログに航行の数と投棄の時間を記録している。これら全てのデータはサハリンエナジー社に報告されている。



図 12.10 GPSがプロットしたアニワ湾の投棄場所に荷船を曳航する日本の引き船のルートを示す地図

投棄場所の詳細な等深線調査は、2003～2005年の浚渫作業で発生した土砂が浚渫土砂投棄場所の規定の範囲内に処分されたことを示している。この投棄場所（2005年5月）は現在、平らな砂の部分と、高さが最大2.5mの岩石や砂利でできた山状の部分で構成されている（図12.11参照）。

Survey May 2005



Survey September 2004

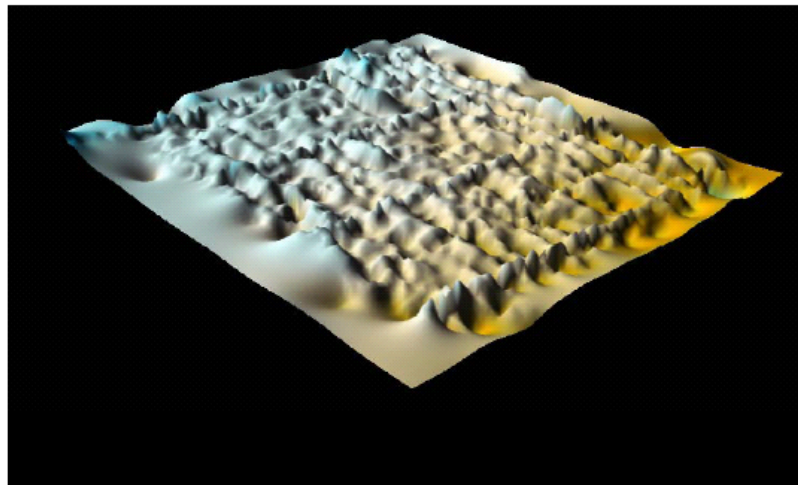


図 12.11 処分場に対する 3D 等深線データは、その場所に土砂が蓄積したことを示している（2004 年 9 月と 2005 年 5 月の比較）。

投棄作業中の最初の投棄場所における等深線調査は、2004 年 9 月に実施された（Pacific Engineering Co.）。このとき、調査で記録されたのは、2003 年 4 月～2004 年 4 月に実施された MOF の部分を浚渫した浚渫土砂の量だけであった。MOF 浚渫の完了後、さらに LNG 栈橋浚渫の最初の段階で（2004 年 11 月～2005 年 4 月）、更なる等深線調査が実施された（PECO、2005 年 5 月）。その調査では、処分された約 220,000 m³の土砂の体積は、197,000 m³の浚渫総排量に相当すると記録された（浚渫土砂は間隙に水や空気を含むため、浚渫土砂の嵩堆積は常に浚渫総量を上回る）。両調査における個別の嵩体積の総合計（拡散による変動分約 10%を除く）が、その時点までの浚渫土砂の総量と比較された。結果は、浚渫土砂が正確に規定された場所に指定の承認された方法で処分されたことを示している。

12.8 参考文献

Bray, RN, AD Bates and JM Land (1997). *Dredging. A Handbook for Engineers*. Second Edition. Arnold Publishing. London, Sydney, Auckland.

「浚渫 技術者のためのハンドブック 第2版」

Collins, K. & Jensen, A.C., 1997. *Acceptable use of waste material*. In European Artificial Reef Research. Proceedings of the first EARRN conference. March 1996, Ancona, Italy, ed. A.C. Jensen, pp. 123-140. Southampton Oceanography Centre, Southampton.

「容認可能な廃棄物の使用。ヨーロッパの人工岩礁の研究。第一回EARRN会議の議事録。」

Continental Shelf Associates, Inc (1999) Environmental Report for the 1998 Characterization Survey for the Piltun-Astokhskoye Field and Two Proposed Pipelines Routes, the Lunskoye Field and One Proposed Pipeline Route, and Aniva Bay Offshore Sakhalin Island, Russia. Texas. USA.

「ピルトン-アストフスコエ鉦区と2つの計画されたパイプラインルート、ルンスコエフィールドと1つの計画されたパイプラインルート、アニワ湾およびサハリン海上の特徴に関する調査レポート」

Dickerson, C., Reine, K. J., and Clarke, D. G. (2001). *Characterization of underwater sounds produced by bucket dredging operations. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E14)*, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

「バケツ浚渫工事によって発生する水中音響の特徴。DOER テクニカルノートコレクション。アメリカ軍技術研究開発センター」

DVNIGMI (2001). *Integrated environmental observations on the continental shelf north-east, east, south and west of Sakhalin to determine background marine environment parameters at oil production platform and along offshore pipeline routes, and at other infrastructure facilities of Sakhalin- II Project phase 2*. Report for SEIC.

「石油生産プラットフォームと海底パイプライン沿い、およびその他のサハリン2プロジェクト・フェーズIIのインフラ設備における、バックグラウンド海洋環境パラメータを決めるためのサハリンの北東、東、南、西の大陸棚での総合的な環境測定」

Henderson P. (2003). In: *Harbour Empowerment Order (HEO) for London Gateway. Environmental Impact Assessment*. Faber Maunsell et. al., for P&O Developments Ltd.

「ロンドン・ゲートウェイのための港活性化指令 (HEO)。環境影響アセスメント。」

Hydrotex Company Ltd, 2002. *Engineering-Ecological Surveys in Korsakov Commercial Port*. Volume 6. Book 4.

「コルサコフ商業港における工学-生態学調査」

Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leatham, W.A. 1981. *Vertical migration and mortality of benthos in dredged material - Part I: Mollusca*. Mar. Env. Res. 4: 299-319.

「浚渫土中における海底生物の垂直移動と致死。パート1」

Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leatham, W.A. 1981. *Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part II - Crustacea*. Mar. Env. Res. 5: 301-317.

「浚渫土中における海底生物の垂直移動と致死。パート2」

Morgan, R. P., V. J. Rasin and L. A. Noe (1983). *Sediment Effects on Eggs and Larvae of Striped Bass and White Perch*. Transactions of the American Fisheries Society 112: 220-224.

「シマスズキとホワイトパーチの卵と幼体の沈殿効果」

Murray L. et. al. (2003). *Final report of the dredging and dredged material disposal monitoring task team*. Science Series, Aquatic Environment Monitoring Report, CEFAS Lowestoft, 55: 53pp.

「浚渫工事と浚渫土投棄モニタリング・チームの最終報告。科学シリーズ。水中環境モニタリング報告」

Nedwell, S. and Elliott, M. (1998) *Intertidal mudflats and sandbanks and subtidal mobile sandbanks*. Institute of Estuarine and Coastal Studies, University of Hull.

「潮間帯の干潟、砂州、副次的潮の可動性の砂州。」

Newcombe, C.P., and Jensen, J.O.T. (1996). *Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact*. North American Journal of Fisheries Management, Vol. 16, pp. 693-727.

「水路における懸濁物質と漁場」

Newcombe C.P. and MacDonald D.D. (1991). *Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems*. North American Journal of Fisheries Management 11, 72-82.

「水中生態系における懸濁物質の影響」

Newell, R.C., Seiderer, L.J. and Hitchcock, D.R. (1998). *The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed*. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 1998, 36,127-178.

「攪乱への脆弱性および海底の生物資源の回復の検討」

Ritchie, D. E. (1970). *Fish, Chesapeake Bay Laboratory, Gross Physical and Biological Effects of Overboard Spoil Disposal in Upper Chesapeake Bay*. Solomons, MD, National Resources Institute, University of Maryland: 50-59.

「魚」、チェサピーク湾研究所、物理および生物学的影響の総体」

SakhNIRO (2005a) LNG and OET facilities. Environment and hydrobiont communities monitoring for dredging (13.3). Book 1. Description of research results. Report for SEIC.

「浚渫のための環境と水中生物群集のモニタリング」、研究の叙述

SakhNIRO (2005b) LNG and OET facilities. Supplementary Environment Monitoring for Dredging and Disposal on LNG and MOF Areas. Book 1. Description of research results. Report for SEIC.

「LNG と MOF 地域における浚渫と廃棄処分のための補完的環境モニタリング」

SakhNIRO (2004b) LNG & OET facilities. Environmental Report. Environment monitoring for fisheries purposes (13.8). Book 1. Description of research results. Report for SEIC.

「環境レポート。漁業のための環境モニタリング」研究結果の叙述

SakhNIRO (2004). *LNG and OET facilities. Environment and hydrobiont communities monitoring for dredging, wastewater discharge and well water pipeline area. Report to SEIC.*

「浚渫、排水およびパイプライン地域のための環境と水中生物群集のモニタリング」

SakhNIRO (2001a). *Ecological and fisheries conditions of the Aniva Bay and preliminary calculation of possible damage to the marine biological resources from bottom dredging and excavated dumping works.*

「アニワ湾の生態学および魚場の条件、および海底浚渫と投棄作業が海洋生物資源に及ぼす可能性のある損害の予備計算」

SakhNIRO (2001b). *Assessment of state of fish stock of the sea waters adjoining the Eastern coast of Sakhalin (on a basis of the results of trawl-acoustic survey of 2000).*

「サハリン東海岸に隣接する海域の魚群の状態の評価」

Typhoon (2002). *Analysis of sea bottom soil and sediment samples. Report to SEIC, 139pp.*

「海底土壌と沈殿物サンプルの分析」

USACE (2003). *Disposal Area Monitoring System (DAMOS). Monitoring Survey at the Portland Disposal Site, August 2001. Contribution 140.*

「ポートランド処理場におけるモニタリング調査」

Wilber, D.H., and Clarke, D.G. (2001). *Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. North American Journal of Fisheries Management 21(4):855-875*

「懸濁物質の生物学的影響。魚と貝類に対する入り江の浚渫工事に関連した懸濁物質の影響のレビュー」

付録 A

当初の環境モニタリング計画文書 No. 7000-E-90-04-P-0010-01 漁業環境モニタリング方法

下記の表は、TEOC 第 5 巻、ブック 9、パート 1、13.3 節の、浚渫と処分に対する当初の環境モニタリング計画の要約を示している。これには、物理-化学および生物学的パラメータ、商業種、地元の河川への魚の回遊のモニタリングも含まれる。

影響タイプおよび対象となる環境	測定および観測の場所	対象となるパラメータおよび指標	観測の日付および周期
浚渫と処分活動のモニタリング			
アニワ湾-浚渫場所	アニワ湾には、合計 16 ヶ所のモニタリング地点がある。それらは、142° 53.2' E.L. から 142° 56.7' E.L. までの沿岸地域の、資材荷揚げ施設、LNG 栈橋、船廻し場向けの浚渫場所の内部にあるか、それに隣接している。	水中（海底付近および水面付近）： - pH - 懸濁物質濃度 - 石油系炭化水素含有率	ステーション 1, 2, 3, 4, 10, 11, 12, 13 では浚渫の前、途中、後。 ステーション 5 と 15 は、浚渫の前後。 6 つの臨時ステーションで浚渫活動中に 1 回観測。
	また、6 つの臨時サンプリング地点が浚渫時のモニタリングのために設置された（1 つはドレッジャー近く、1 つは浚渫場の周辺、1 つは 250m 離れた位置）。	海底堆積物： - 粒子サイズ構成 - 重金属濃度（Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Zn） - 石油系炭化水素	ステーション 1, 2, 3, 4, 10, 11, 12, 13, 15 で浚渫の前の表面堆積物および浚渫後。
アニワ湾-土砂投棄場所	浚渫土砂投棄場所は、中心座標が 46°24.5.0' NL と 142°55.0' EL の半径 200m の円と定義された（LNG 施設の沿岸から約 12 海里）。	水中（海底付近、中間、海面付近）： - pH - 懸濁物質濃度 - 石油系炭化水素含有率	浚渫土砂投棄の前後に中央で。 潮流の下流 300m のポイント、潮流の上流の 1 ポイントで投棄の前、途中、後。

影響タイプおよび対象となる環境	測定および観測の場所	対象となるパラメータおよび指標	観測の日付および周期
	一つのサンプリングポイントを投棄場所の中心に、2つのポイントを処分場から東および西 300m の地点に設定。	海底堆積物： - 粒子サイズ - 重金属濃度 (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Zn) - 石油系炭化水素	浚渫土砂投棄の前後に中央で。 東および西 300m 地点で投棄の前、途中、後。
		底生生物 - 種構成、生物量、個体数。	浚渫土砂処分の前後、中央で。 東および西 300m、前、途中、後で。
アニワ湾における商業種と非商業種に対する影響のモニタリング			
アニワ湾－商用無脊椎動物	アニワ湾、142° 53.2' E.L. から 142° 56.7' E.L.までの沿岸水域、LNG 栈橋と MOF に隣接した 10 の選定地域。	商用無脊椎動物 (カニ、エビ、ホタテガイ、キンコ、グミ、ウニ (grey sea-urchin) 他) の分布。スキューバおよび浚渫技術を適宜利用。水深 5, 10, 15, 20m のゾーン A または B、C と E、F または G でのサンプリング。	2003～2007 年、年に 1 回 8 月に実施。
		商用無脊椎動物の分布。H、I または J からのサンプリング。	2003 年 8 月に 1 回。
アニワ湾－底生生物	同上。	種構成、底生生物群集の構造 (動物相、植物相) およびそれらの分布。 水深 5, 10, 15, 20m のゾーン A または B、C と E、F または G でのサンプリング。	2003～2007 年、年に 1 回 8 月に実施。
		種構成、底生生物群集の構造 (動物相、植物相) およびそれらの分布。ゾーン H、I または J からのサンプリング。	2003 年 8 月に 1 回。
アニワ湾－沿岸一帯の商用魚類個体群	同上。	ニシン、カラフトシシャモ、カタクチイワシ、サケの幼魚などの商用魚種の種構成と個体数。 0～4m、10～15m での引網と小型トロール船を使ったゾーン A または B、C と E、F または G でのサンプリング。	2003 年 8 月に 1 回、2003～2007 年の 5 月から 8 月の間に毎年 2 回。
		ニシン、カラフトシシャモ、カタクチイワシ、サケの幼魚などの商用魚種の種構成と個体数。ゾーン H、I または J からのサンプリング。	2003 年 8 月に 1 回。

アニワ湾における浚渫および浚渫土の投棄

影響タイプおよび対象となる環境	測定および観測の場所	対象となるパラメータおよび指標	観測の日付および周期
アニワ湾－商用魚種の産卵場所	同上。	カラフトシシャモやその卵の存在を確認するための沿岸地帯の堆積物の検査。ゾーン D、E、F、G、H、Iからのサンプリング。	2003～2007年、毎年6月に1回。
		ニシンやその卵の存在を確認するための沿岸地帯の適切な生息地の検査。ゾーンJからのサンプリング。	2003～2007年、毎年6月に1回。
アニワ湾－植物プランクトンと動物プランクトン	同上。加えて、 - 排水地点 - 投棄場所、半径 200m の円で定義され、中心が 46°24.5.0' NL、142°55.0' EL (LNG 施設沿岸から約 12 海里)。	LNG および MOF 浚渫場所 (ステーション 1、3、5、10、12、15) と処分場所 (水深 0、5、10、20、50m の植物プランクトン、0～10m と底 10m の動物プランクトン) の水柱中のプランクトンの種と個体数 (海面付近および底部)。	2回－浚渫の前および後。
アニワ湾－稚魚	同上。	LNG および MOF 浚渫場所 (ステーション 1、3、5、10、12、15) と投棄場所の水中の魚種と発生量。	2回－浚渫の前および後。
アニワ湾－細菌プランクトン	同上。	LNG および MOF 浚渫場所 (ステーション 1、3、5、10、12、15) と投棄場所の水深 0、5、10、20、50m の水中 (水面および底部) の存在と発生量。	2回－浚渫の前および後。
アニワ湾－クロロフィル概算と一次生産物	同上。	LNG および MOF 浚渫場 (ステーション 1、3、5、10、12、15) と投棄場所の水深 0、5、10、20、50m の水柱 (海面および底部) での測定値。	2回－浚渫の前および後。
アニワ湾－商用無脊椎動物と商用沿岸魚種の毒物調査	同上。	ウニ、ホタテガイおよび代表的な沿岸の魚種の筋、生殖腺、その他組織 (肝臓など) の組織標本。サンプルはゾーン C の水深 2、5、10、20m から採取する。測定されるパラメータは、石油系炭化水素、有機塩素化合物、重金属 Hg、Cr、Pb、Cd、Cu、Zn、Mn、As、Ba、Fe を含む。	2003～2007年、毎年1回8月。
		同上一サンプルがゾーン、D、E、F、G、H、I または J から選ばれた。	2003年8月に1回。
アニワ湾－魚の回遊と産	河口の上流 500m と 3,000m にある	川を下るサケ幼魚 (主にカラフトマス) の量の評価および	サケの回遊－5月～9月 (成魚と幼魚の回遊) の間

影響タイプおよび対象となる環境	測定および観測の場所	対象となるパラメータおよび指標	観測の日付および周期
卵（メレヤ川）	2つの常設ステーション（産卵場）	産卵期間中に河川に入る産卵サケの量と産卵地に占める割合の評価。	毎年最大17回。産卵場所で毎年10月まで観測。
アニワ湾一魚の回遊と生物相（ゴルボイ川）	<p>次の地点にある4つの常設ステーション：1</p> <ul style="list-style-type: none"> • 河口から500m上流 • 1,050m（パイプライン交差の30m下流） • 1,850m（橋交差の30m下流） • 河口から2,000m上流（両橋の上流）がチェック地点になる。 <p>ベースラインモニタリング用に、河口から800m、1,000m、1,500mに追加観測ステーションが設立された。</p>	<ul style="list-style-type: none"> • 植物プランクトンの種構成、量、生物量。 • 微小な従属栄養生物の構成と量。 • 動物プランクトンの種構成、量、生物量と傾向。 • 底生生物の種構成、コミュニティ構造、分布 • 稚魚の種構成、量、分布 • 河口から500m地点における川を下降するサケの幼魚（主にカラフトマス）の量の評価 • 産卵時期に河川に入る繁殖サケの量と産卵場所に占める割合の評価 	<p>2004～2007年毎年8月に1回、対象はプランクトンと底生生物。</p> <p>サケの回遊－5月～9月（成魚と幼魚の回遊）の間毎年最大17回。産卵場所で毎年10月までモニター。</p>
MOF一魚の通過	MOF 栈橋にある魚道付近	<p>商業的に価値のある魚種、特にカラフトマスや、MOF 領域における他の魚種による魚道の利用。</p> <p>MOF 領域における他の魚種の分布と移動。</p>	<p>7月下旬から9月中旬の間に8回。</p> <p>24時間昼と夜の2回の観測。</p> <p>2004年7月から5年間。</p> <p>観測の開始は、定期的な潮流の高低によって変化する可能性がある。</p>

付録 B

7000-E-90-04-P-0010-01 漁業環境モニター手法のためのモニタリング・プログラムの補遺

ロシア連邦天然資源省環境監視局からの承認に関して（2004年10月8日付、No. BB-03-47-534）、MOFとLNG栈橋の浚渫と土砂投棄の要件を満たすために、最初のモニタリング・プログラムに加えて（付録A参照）、次の追加環境モニタリングが実施される必要がある。

要求事項	説明	位置	頻度	パラメータ
様々な濃度の懸濁物質の作用が水中の海洋生物に引き起こす影響について、事前承認された被害予測評価を明確化するため、浚渫場所と土砂投棄場所における工事中とその完成後における、および、浚渫場所と土砂投棄場所における、破壊されたあるいは新しく形成された生物群集の回復プロセスについて水中生物学的モニタリングの実行の調整。	可動性の水生生物はプロジェクトの影響のモニタリングには不適當である。そのため、沈殿物が引き起こす影響の直接受容体として固着底生生物が選ばれた。	投棄場所の中心から以下の方角に 300、800、2,000m 北 南 東 西 合計 12 サンプルング地点	2003年8月以前 2004年11月中 2005年8月以降 2006年8月以降 2007年8月以降 合計5回	底生生物
	50mg/l以上の懸濁物質が存在する場合、動物プランクトンが影響を受ける可能性がある。	投棄場所の中心から以下の方角に 400、800m 北 南 東 西 合計 8 サンプルング地点	廃棄の直前 廃棄の途中 合計 2 回	動物プランクトン
浚渫作業に充てられた土壌における等深線の分布および以下の物質の濃度の追加調査を実行すること。 有機塩素化合物 石油炭化水素 多環芳香族炭化水素	海底は軟質の土の薄い層と厚い岩の層から構成される。 浚渫はグラブドレッジャーによって行われ、目的深度は1回の引き上げで達成できるであろう。	MOF 浚渫工事現場は3つのゾーンに分けられる。 ポイント 14 ポイント 16 ポイント 11の西 合計 3 地点	浚渫の前（表面層） 2004年10月 廃棄の途中（岩層） 2004年11月 合計 2 回	有機塩素系化合物 石油炭化水素 多環芳香族炭化水素

アニワ湾における浚渫および浚渫土の投棄

		LNG 栈橋浚渫工事現場は 5 つのゾーンに分けられる。 ポイント 5 ポイント 6 ポイント 7 ポイント 8 ポイント 9 合計 5 地点	前 (表面) 2004 年 10 月 2005 年中 合計 2 回	
予測データを検証するため、実際の懸濁物質拡散範囲の境界の位置を明確化する。	潮流効果、塩分変化、水温躍層を含み、4 方向および 3 つの水深が考慮される必要がある。	浚渫現場中心から 400、800、1,600、2,000m 北 南 東 西 水面付近 中間 海底付近 合計 20 サンプルング地点	投棄の直前 投棄中 合計 2 回	懸濁物質
要件	説明	位置	頻度	パラメータ
土砂投棄地点の各水深において、および海水密度が変る境界の近くにおける実際の濃度の拡散を決定する ・石油炭化水素 ・多環芳香族炭化水素 ・重金属 (HG、Cd、Pb) 土砂投棄場所境界で深さごと、また密度躍層の境界付近	潮流効果、塩分変化、水温躍層を含み、4 方向および 3 つの水深を考慮しなくてはならない。	投棄場所の中心から 400m 北 南 東 西 水面付近 中間 海底付近 合計 12 サンプルング地点	投棄の間、月に 1 回 2004 年 11 月 2004 年 12 月 2005 年=4 ヶ月 合計 6 回	石油炭化水素 多環芳香族炭化水素 重金属 (HG、Cd、Pb)

アニワ湾における浚渫および浚渫土の投棄

<p>懸濁物質と汚染物質の濃度が自然値以上になるおそれがあるため、投棄場所に隣接した海域では、漁業規制の違反は許されるべきではない。</p>		<p>浚渫現場中心から 1200m 北 南 東 西 水面付近 中間 海底付近 合計 12 サンプルング地点</p>	<p>投棄の間、月に 1 回 2004 年 11 月 2004 年 12 月 2005 年=4 ヶ月 合計 6 回</p>	<p>懸濁物質</p>
--	--	---	---	-------------

