

1. 目的と構成

近年、諫早湾干拓、藤前干潟埋立、三番瀬埋立など沿岸域における干拓・埋立と自然環境保護の相克の問題が、大きな社会的関心事の一つになっている（諫早干潟緊急救済東京事務所他編, 2001; 朝日新聞社論説委員室編著, 1999; 三番瀬フォーラム, 1999）（表-1.1 参照）。先に掲げた三つの問題は、それ以前に長い経緯があるものの、1997年頃から問題が社会的に先鋭化し、1999年～2001年にかけて計画が断念もしくは縮小されたものである。これらの事例は日本を代表する有数の干潟を舞台に繰り広げられた議論であり、環境保護に対する強いこだわりが存在することは理解できる。また同時に、諫早湾干拓の場合は、農畜産物輸入が増加するなかでの農牧用の土地と淡水資源の大規模な拡大、藤前干潟埋立の場合は、ゴミの発生抑制努力の不足と安易な処分場用地の選定、三番瀬埋立の場合はバブル経済終焉による景気の失速・低迷と政府の財政難の下での住宅・港湾・下水処理場・臨海公園のための用地造成と高速道路建設、という事業の実現可能性に疑問が残るあるいは更に良い代替案が存在することを窺わせる要因が、それぞれに存在していたようにも思われる。

これらの事例はかなり極端な事例である。当然、これら以外にも干拓・埋立の事業は存在し、それらの事業を実施した場合の社会的利益と、開発地およびその周辺の自然環境を保護した場合の社会的な意味はそれぞれに異なるため、先に提示した3件のような事例だけで干拓・埋立の問題の全体を理解できると考えるのは適当ではない。なぜなら、人々が沿岸開発事業として一括りに理解している干拓・埋立および関連開発事業等からなる概念と、それらの顕著な例としての諫早湾干拓、藤前干潟埋立、三番瀬埋立の間にはある種のギャップが存在していると考えられるからである。顕著な問題事例から反省すべき点を学び取ることは重要である。同時に、それらの

ギャップを埋め、人々の対立の構図の先にあるよりよい人為の制御のあり方を模索することもまた重要である。こうした取り組みを進めていくために、対象とする課題の多様さ複雑さを緩和し、理解を可能にするため、ここでは、沿岸開発事業を近年社会的に注目されることの多い「港湾に関する埋立」と「船舶事故による油流出」を対象として、環境保護とのかかわりを中心にして沿岸開発事業の特性をどのように理解し、評価すればよいかについて、いくつかの検討を加える。

大規模な公共事業は、環境に著しい悪影響を及ぼす可能性があるため、環境アセスメント制度が整備され、実施されている。環境アセスメントの語義は、「環境への影響を調査・予測・評価、必要に応じて対策の検討を行う」というかなり一般的で広い意味を持つものである。わが国では、昭和30～40年代の激甚な公害の続発を防止することを目的に環境アセスメント制度が導入されたため、公害の防止に重きを置いた特徴的な手法が整備されることになった。その結果、環境アセスメントという言葉は手法概念と結びつき、それらが一つ概念となって広く定着してきている。そこで、ここでは、環境アセスメントという言葉を用いて、日本で定着している概念にあわせ、大型の公共的な開発事業の実施計画をもとに、環境影響を受ける虞のある環境要素およびそれらに関連のある要素

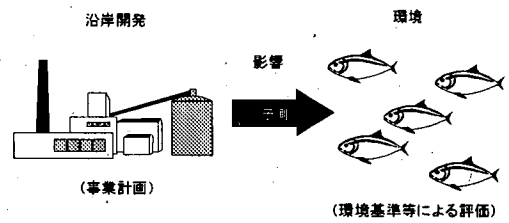


図-1.1 環境アセスメントの概念イメージ
をリストアップしてそれらを調査し、その結果等を用いて将来を予測し、予測結果を評価し、さらに必要な場合は対策を検討するというものと捉える（図-1.1 参照）。

表-1.1 近年、干潟喪失が問題となった著名な埋立・干拓事業の経緯

年月	出来事
1997年4月	[諫]鋼矢板の連続落下打設による湾締め切り。
1998年8月	[藤]環境影響評価書提出。名古屋市は、これを受け、影響緩和のための干潟整備計画を発表。
1998年12月	[藤]環境庁長官が「藤前干潟の破壊には厳しく対応する。」と発言。
1998年12月	[藤]運輸大臣が「環境庁がダメだというなら認可できない。」と発言。
1999年1月	[藤]名古屋市は事業実施を断念。
1999年6月	[三]千葉県は、三番瀬保存を望む人達の強い声に動かされ、埋立計画を740haから101haに縮小する案を発表。
2001年2月	[諫]漁民、養殖ノリ不作に抗議の座り込み。工事中断。
2001年9月	[三]堂本知事は県議会で「101haの埋め立て計画は行わない」と表明。

注)[諫]は諫早湾干拓、[三]は三番瀬埋立、[藤]は藤前干潟埋立に関する出来事であることを意味する。

この手法の特徴は、(a)環境影響を事業地周辺で則地的に定量的に把握することと、(b)環境基準などの許容限界値を定め、環境影響をそれ以下に抑える、あるいは、それが設定できないものは、事業影響による環境要素の変化量が現在水準と比較して軽微な範囲に抑えることを評価規範とすること¹⁾、である。そして、これらの目的を達成する必要があるため、この手法を実施するのは事業計画がほぼ確定した段階とするのが一般的である。

この手法が正しく機能するためには、環境アセスメントにおける調査・予測や環境基準の妥当性・精度の向上が必要である。さらに、このほか、(イ)環境アセスメントが存在することによって事業計画に環境配慮が適切に汲み入れられること、(ロ)許容限界値が設定できない環境要素の評価においては、事業と環境の必要度の比較考量を行うこと、(ハ)事業計画が環境以外の側面について妥当であること、を必要とする(図-1.2 参照)。このうち、(ハ)についての議論は環境以外の側面であるため、本研究の対象とはしない。

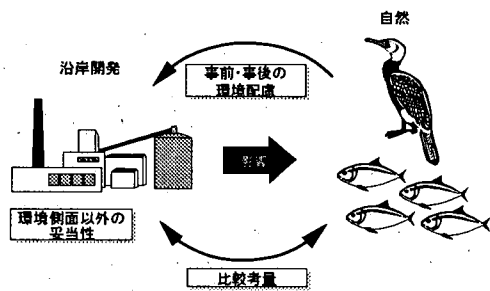


図-1.2 環境アセスメントが正しく機能する要件

「事業計画への環境配慮の汲み入れ」は、環境アセスメントの目的や意図がいかに高邁であったとしても、環境アセスメント制度の存在によって何らかの力が働き、事業の最終的な意思決定において環境配慮が適切に汲み入れられることにならなければ、それは何の意味も持たないということである。環境アセスメントにおいて、埋立の事業計画をもとにできるだけもれなく影響要因をリストアップし、それに対応する環境要素をできるだけ的確に調査し、それをもとに事業を実施した場合の各環境要素が受ける影響をできるだけ正確に予測し、それを評価しようとする部分の努力は、環境庁(現在の環境省)

1) 環境影響評価法では、事業実施による環境影響が事業者による実行可能な範囲で回避、低減されていることとされているが、伝統的にそして現在においても、このような判断基準が大きなウェイトを占めている。

が事業官庁に執拗に求めてきたことであるし、多くの研究が積み重ねられている。環境アセスメントは、基本的には、ある事業計画を仮定し、それによって引き起こされる環境影響をチェックするというダメなもの排除する行為である。これにより、事業主体が意図的か非意図的かは別にして、環境問題を引き起こすような事業計画を作成したとき、その事業計画は中止させられる。その場合、社会にとって必要な事業計画を立案し、それを実施していくためには、予め環境上問題のない事業計画を作成するか、事業計画に環境上の問題が発見されたときに修正を行うことになる。環境アセスメントというチェック制度が存在することによって、環境影響をチェックするという行為の内容が透明化・厳格化し、同時に、事業主体に環境影響が問題にならないような事業計画を作成するという誘因を与える。環境配慮を適切に事業計画に汲み入れる努力は事業主体のイニシアティブが大きい。そのため、環境庁の努力もしくは環境アセスメント制度の存在によって、結果としてどれほど事業計画に環境配慮が汲み入れられてきたかは、環境アセスメント制度に直接関係する部分のみを分析しただけではよく分からない。しかし、事業計画への環境配慮の汲み入れがどれほどなされてきたかを実績データに基礎を置いて把握しようとするのは、環境アセスメント制度のシステムとしてのトータルな有効性をみていく上で重要なことである。このため、過去の埋立事業およびそれに関連する地理的経済的データから、環境アセスメントが有効に機能したかどうか、つまり埋立事業において環境配慮がどれだけなされてきたかについて分析を行う。埋立事業は事業ごとに自然条件、社会条件、経済条件が異なるため、埋立事業の評価は一般に個別事業を単位として行われる。しかし、システムとしての環境アセスメントが有効に機能したかをみるためには、個々の事業を貫く普遍的な傾向を検知する必要がある。このため、全国の埋立を一つのグループとしてマクロに捉え、近年の動向を時系列変化、空間分布特性、地理的経済的指標との因果関係といった視点で分析を行い、埋立事業においてどれほど環境配慮が汲み入れられてきたのか、言い換えるならば埋立事業が環境制約を正しく受けてきたかを推測するいくつかの手法の適用を試みる。

具体的には、埋立の中でも件数が比較的多くトレンドが見やすい港湾内の埋立を対象とする。そして、近年の埋立で大きな問題となるのは干潟や藻場の滅失や減少であるため、それに関わりの大きい埋立の面積と水深に着目する。その上で、データ取得が可能であった第1次オイルショック以降の埋立竣工面積について、経時的な変

化傾向をみるために時系列分析を行う。次に、近年の特徴的な時点である 1990 年前後の地価高騰に端を発する加熱経済期、いわゆるバブル経済期と 1990 年代後半の景気停滞期の埋立計画について、埋立計画が増加している区域の面積、水深分布等の特性を分析する。そして、埋立増加区域の面積と水深に対して周辺の地理的経済的指標との間の因果関係をパス解析によって分析する。

これらの港湾埋立のマクロ分析の内容は、第 2 章で紹介する。

次に、「事業効果と環境影響の比較考量」について述べる。例えば環境基準のような人命や人の健康や重要な産業への甚大な被害などを回避するために社会的に合意することのできる許容限界値を設定できない場合には、事業実施によって環境が変化することによってもたらされる価値の損失と事業実施によって得られる開発の価値を総合して事業の是非を判断する必要がある。このために環境への影響の重要度と評価対象事業の重要度を何らかの形で比較考量することが必要である。このような比較考量を行うためには、環境影響の重要度を計測する方法が必要である。このような目的のために環境の価値を計測する方法がこれまで種々考案されてきている。これらのなかで近年注目されているのが CVM (Contingent Valuation Method: わが国では仮想評価法、仮想市場評価法、擬制市場評価法などと訳されている。) である。CVM は、環境状態の変化を仮定し、それに対する人々の選好をアンケートまたはインタビューによって調べ、統計的に処理する方法で、市場・代替市場を持たない対象を評価することができる数少ない手法の一つである。米国を中心に多くの使用実績があるが、この CVM にはさまざまな誤差・偏向が存在することが知られており、本格的な実用のためには未だ課題が多いと考えられている(栗山, 1997; 竹内, 1999; 岡, 1997)。従って、CVM がそのまま自然環境を評価する切り札になるという保証は必ずしもないが、CVM という一つの可能性に対し、その特性・限界を知り、あるいはその手法を改良・修正などすることによって、自然環境の評価に関し有益な情報を得る術を少しでも増やし高めることは重要である。このため、船舶事故による流出油対策を事例として、CVM の持つ誤差・偏向の特性を正しく把握・理解し、可能な部分はその適切な修正方法を導き出すことを試みる。

これに関しては、船舶事故による流出油からわが国の海岸を守ることに付いて、福井県三国町、新潟県新潟市、長野県長野市、神奈川県横須賀市の住民を対象にアンケートを実施する。その結果を基に、現在行われている一般的な CVM の手法で支払意思額の中央値を求めると

もに、基礎的なデータの整理を行う。つぎに、これまでに指摘されている主要な CVM の論争点である①スコープ無反応性、②順序効果、③仮想市場の範囲、④統計学的な合理性、⑤支払行為の現実との乖離について(竹内, 1999)、幾つかの分析を行う。①のスコープ無反応性については、対策の考慮範囲が異なることの影響を考慮した場合の支払意思額の中央値を、モデルを作成して推計を試みる。②の順序効果については、幾つかの関連する支払意思額についての回答を比較し、その変化を分析する。③の仮想市場の範囲については、地域間の支払意思額の違いを比較分析する。④の統計学的に合理的な手法については、アンケート結果のデータを基に、ブートストラップ法(Efron, 1979, 1982)を用いてサンプルデータ数と支払意思額の中央値の相対誤差の関係を求める。⑤の支払行為の現実との乖離については、それらに関連が深いと考えられるアンケートの質問形式やアンケートへの信頼度について、それに関連する質問をアンケートの質問項目に加えておき、その結果を集計し、考察する。

これらの船舶事故流出油対策を事例とした CVM の分析についての内容は、第 3 章で紹介する。

2. 港湾埋立の時系列・規模・空間分布のマクロ分析

2.1 概説

わが国の港湾開発は、戦後の経済復興を実現するため、海上輸送を基軸に鉱工業、エネルギーなどの重化学工業を組み合わせ、海域と陸域を一体的に開発する形式、いわゆる臨海工業地帯方式で進められた。その後の社会経済情勢の変化に伴い、各種の流通団地や都市内再開発にともなう移転企業の受け入れ、廃棄物処分などが港湾開発の範疇に加えられ、今日、海陸空間の一体的開発のスタイルが形成されるに至っている（日本港湾史編集委員会、1978）。海陸空間を一体的に開発する必要の源は、水域施設、外郭施設、埋立地、臨港交通施設等の基盤的施設の効率的配置による開発資金の節約と空間制約の克服であったと考えられる。開発が進み未開発空間が少なくなった現在においては、過去にもまして空間制約は厳しいものになり、加えて現在のわが国の厳しい経済状況はより明確な投資効果を強く求めてきている。都市部あるいはその近傍にかなりの広さを持つ港湾空間は、その限られた空間を有効かつ効率的に使用しなければならないという必然がこれまでもまして高まっている。更に、かなりの豊かさを手に入れたわが国社会において、人々の要求は、金銭的な豊かさの追求から、健康な生活を営むための清浄な環境や失われつつある自然環境などの保護・回復などにも向けられるようになってきている。環境の問題はある意味で空間の質の問題である。対象となる空間を構成する大気・水・土・生物などの環境要素の質をどのように制御するかという問題である。港湾開発は多様な主体による空間の総合的な開発である。一定の空間の中で様々な主体が様々な開発行為を行うとき、人々が求めるレベルの環境が守られるかを確認しようとするれば、各種開発の総合された環境影響を事前に計画的に評価することがどうしても必要になる。このような空間レベルでの総合的な環境影響評価の不足は時として問題となる（Parajuli, K. & Morioka, 2000）。港湾当局が意識的に実行しているわけではないと思われるが、奇しくもわが国においては、事業アセスの幾つかの事例に類似のものがみられるものの、港湾開発だけがその特性から、異なる事業分野を包含した総合的な環境影響評価を、計画段階からシステムティックに実施する形式を持っている。

わが国における港湾開発は、多様な主体による多様な開発の集合体である。このため、港湾開発における環境影響要因は様々なものが考えられる。港湾計画段階では、

代表的な環境影響要因は水域施設、外郭施設、埋立地の存在、水域施設、係留施設、旅客施設、荷捌き施設、保管施設、臨港交通施設の供用とされている（運輸省、1999）。一般に、近年、これらの中で特に関心事となる環境影響要因は、建設段階を除けば埋立地の存在である。本研究では港湾開発における代表的な環境影響要因の一つである埋立地の存在に焦点を当てる。埋立地の存在によって影響を受ける可能性がある典型的な環境要素は、事業段階での環境影響評価においては、水環境、土壌に係る環境その他の環境、動物、生態系、景観、人と自然とのふれあいの場であるとされている（農林水産省・運輸省・建設省、1999）。埋立地の存在による環境影響は、もっぱら、埋立地の存在を先験的に与えられる出発点として、影響を与える可能性のある環境要素への影響の種類・機構・規模を調査・分析・予測・評価するという方向でなされてきた。その背景には、事業者にとっては事業の可否を判断するために環境影響評価を避けて通れず、そのための適切な手法が求められていたことがある。現状においてもその重要性に変わりはない。しかし、埋立がどれだけどのようになされてきているかについて十分な分析がなされてこなかったために、①問題案件としてマスコミが大々的に報道する諫早湾や中海の大規模な干拓事業の存在、②一部の政治家・官僚・企業等による公共事業の私物化の事例、③一部の行政当局による強行的な公共事業の実施例、④一部のマスコミによってなされる争点強調のための公共事業全面否定などにより、少なからぬ人々は「時代の流れに反して埋立が増大している。」「所を選ばず埋立が行われている。」という先入観を持ち、埋立の可否についての行政決定に対してバイアスのかかった受け止め方をしている可能性が懸念される。

他方、環境と埋立の関係をシステム（日本規格協会編、1978）として捉えた場合、そのシステムは埋立を起源として環境に影響を与えるという単純な構造ではなく、埋立という入力側の要素に対して、外部からの入力や環境から埋立へのフィードバック入力が存在し、それらが埋立を規定していることは明らかである（図-2.1参照）。

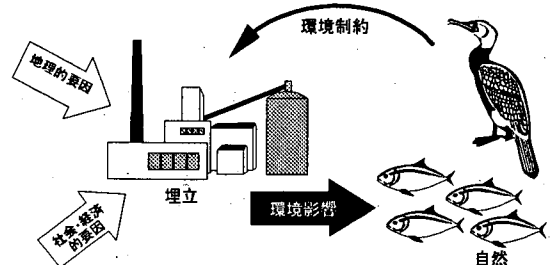


図-2.1 埋立と環境のフィードバック関係

これらの状況を考慮し、本研究では、社会として共有することが有益と思われる埋立に関する基礎的な情報を提供するという視点に立ち、環境への入力側の要素である埋立に着目し、その埋立の面積と水深分布の特性を分析する。埋立の面積と水深に着目するのは、近年の埋立事業で大きな問題となるのが、主に干潟と藻場の滅失・減少であるためである。干潟と藻場の滅失・減少の量は、基本的にどれだけの面積を埋め立てるかのような深さの部分の埋め立てるかに大きく関連しているからである。

このため、本研究では、わが国の港湾における埋立について取得が可能であった埋立竣工面積の経年値および港湾計画の図書から読みとることができる埋立の属性値を使用し、それらに対して分析が可能と思われる時系列特性、水深に対する分布特性、埋立の面積・水深と各港湾の空間経済的な属性変数との関係性といった視点から分析を行う。

このような意図で埋立を扱った類似の研究はない。しかし、土地造成の要因分析に関する研究としては、村橋(1989)が土地区画整理事業を対象に行った研究がある。それは、全国の土地区画整理事業を対象に主成分分析によるサンプルスコアを用いてサンプルをグループ分けし、各グループについて施行面積、用途別土地利用面積、施行主体、事業費などの特徴を分析した。そしてそれとともに、大阪府下 89 地区の土地区画整理事業を対象として、判別分析で得られる係数の大きさを要因を絞り込み、それを考慮して設定した要因を説明変数として、利用宅地の拡大速度に対してワイブル曲線で回帰分析を行い、その要因を分析したものである。この研究は数量化理論と重回帰分析を組合せて丹念に分析を行った事例であるが、本研究で行おうとする埋立の分析では、社会経済の変化に対する時系列応答をみることが重要であるため、その関数型をどのように捉えるかが問題であること、水深という位置情報は埋立に及ぼす影響が大きいため代表値だけで捉えるのでは不十分であること、面積と水深の間にはある種の相互関係があり、それを考慮した因果関係の分析が必要であることなど、分析の対象や意図の違いからくる異なる要件があり、本研究は村橋の研究とは内容の異なるものとなる。

また、港湾開発の環境影響を総合的に評価する手法に関しては、稲村(1975, 1981)、石渡ら(1976)のシステムマトリックス法の研究がある。システムマトリックス法とは、計画案が環境因子をどれだけ変化させるかを表す行列と、環境因子の変化によって環境事象がどれだけ変化するかを表す行列と、環境事象の相互関連を表す行

列と、評価群の特性ごとの環境事象の重みを表す行列と、評価群の特性を表すベクトルを求め、それらの積によって環境影響要素ごとのインパクトを表すベクトルを求めることによって代替案を比較評価しようとする方法である。これらの研究の中では、計画段階に対応した評価の必要性、空間的範囲と評価時点についての捉え方、環境変化の総合評価における評価手法の具備すべき条件についても考察がなされている。また、富山市、大分市、四日市市、倉敷市を対象にアンケート調査を実施し、その結果から数量化Ⅰ類およびⅡ類を用いて、環境事象の重みを表す行列を推計している。この研究は、複数の環境影響を総合的に評価することを目指したものであり、データに基づいて帰還効果の存在を検知しようとする本研究とは大きく性格の異なる研究である。なお、このシステムマトリックス法は、運輸省港湾局により実用化の取り組みが進められたが、1984年の環境影響評価実施要項において関係住民の意見を聞くことが制度化されたため、実用化が見送られた(油谷, 1991)。

港湾における埋立は、様々な主体によって実施されているため、埋立の実施主体としては、港湾法に定められた港湾管理者もその一員でしかない。また、埋立の計画決定や事業実施を直接行わなくとも、立地企業が想定されている分譲埋立の場合のように、埋立地の取得者の開発計画が埋立計画を左右する場合も多い。このように港湾管理者の埋立への関わり方が多様であると同時に、埋立に対する港湾管理者の取り組み態度も、主体的であったり、受け身的であったりとかかなりばらつきがある。

本研究で対象とする埋立主体は、港湾計画としての埋立計画の立案・決定および公有水面埋立法による埋立免許の取得段階において中心的な役割を担う主体である。現実には、これらを担う主体は単体ではなく複数である場合が多い。本研究の目的は、埋立の竣工実績や港湾計画の内容から、埋立の特性について大括りの傾向を見出そうとするものなので、複数の埋立主体を分離して精緻な分析を行うことは、分析の趣旨・精度からみて適当でない。このため、本研究では、埋立を担う複数の主体の集合体を、擬似的に1つの主体(埋立主体)と見なして整理を行うことにする。

(1) 沿岸開発の歴史

戦後のわが国の沿岸開発は、近年は物流ターミナル建設、臨海産業用地の再開発、海上空港建設、廃棄物処分場建設が主役となっているが、高度経済成長期までは、大規模な工業開発が量的には圧倒的であった。これらの他に、沿岸開発という範疇では漁業開発や農地開発も重要な位置を占めるが、漁業開発および農業開発は他の沿

岸開発とは開発の経緯や性格がかなり異なるため、本論文では取り上げない。

終戦直後は、疲弊した日本経済を建て直す戦略として石炭・鉄鋼産業を重点的に育成し、それらを基軸にして他の基幹産業を育成していくという産業政策、いわゆる傾斜生産方式がとられた。高度経済成長期になると、工業の重化学工業化を強調する国民所得倍增計画（経済計画（1960年））と、それに応えていくための即物的な計画として、拠点開発方式により国土の開発を推進するとする全国総合開発計画（1962年）がたてられ、それを実現する制度を含む取組として新産業都市13地区と工業整備特別地域整備6地区の整備が進められた。これらの工業開発は、海上輸送を基軸に鉱工業、エネルギーなどの重化学工業を組み合わせる形で、臨海工業地帯方式で進められた。このような政策が採られ、そしてそれが成功を収め、日本経済の飛躍的な成長の原動力となり得た背景にはいくつかの理由がある。まず、日本は天然資源が少なく、国内消費市場も小さかったため、経済を大きく成長させるためには、海外から天然資源を輸入し、できた製品を大量に海外の消費市場に送る加工貿易を拡大することが理にかなっていた。加工貿易を発展させるためには、海外からの原材料の輸入、工場間の物資輸送、海外への製品の輸出のための輸送費用をできる限り小さくしなければならない。そのためには、工場を臨海部に集団的に立地させ、輸入・輸出の際の陸上輸送を省略するとともに、関連産

業間の物資輸送を省略することが有効であった。また、工場の生産性を高めるため、そしてまた物資輸送の効率化のため、工場の規模を大きくする必要があったが、内陸部では大規模な用地をまとめて確保することは容易ではなかった。それが臨海部では比較的容易であった。その理由は、閉鎖性海域では誰も使っていない湿地帯や干潟や浅瀬がふんだんに存在し、それらを大規模に埋め立てることが可能だったことと、外洋に面した地域では、潮風が強く耕作に適さない土地や潟湖が多く存在していたため、潟湖等を利用した掘込み港湾の建設と周辺の荒れ地の工業用地への転換が容易だったためである。そして最後に、世界の経済情勢、つまり物資の大量消費型の経済が先進国で進展するとともに、朝鮮戦争などによる特需があったことが、日本の臨海工業地帯政策を成功へと導く環境を提供した。

その後、高度経済成長の進展、とりわけ産業構造の変化に伴い、各種の物流・流通団地や都市内再開発にともなう移転企業の受け入れ、住宅開発、廃棄物・有害底泥の処分・除去、海上空港の建設が、オイルショックの発生に伴い石油備蓄基地、原子燃料サイクル基地の建設、地価高騰（図-2.2）を駆動力とする加熱経済期、いわゆるバブル経済の中で商業・業務開発、レジャー開発が、沿岸開発のメインテーマに追加されていった（日本港湾史編集委員会、1978）。そして近年では、干潟や藻場の造成などによる環境の修復が沿岸開発の重要課題になっている。

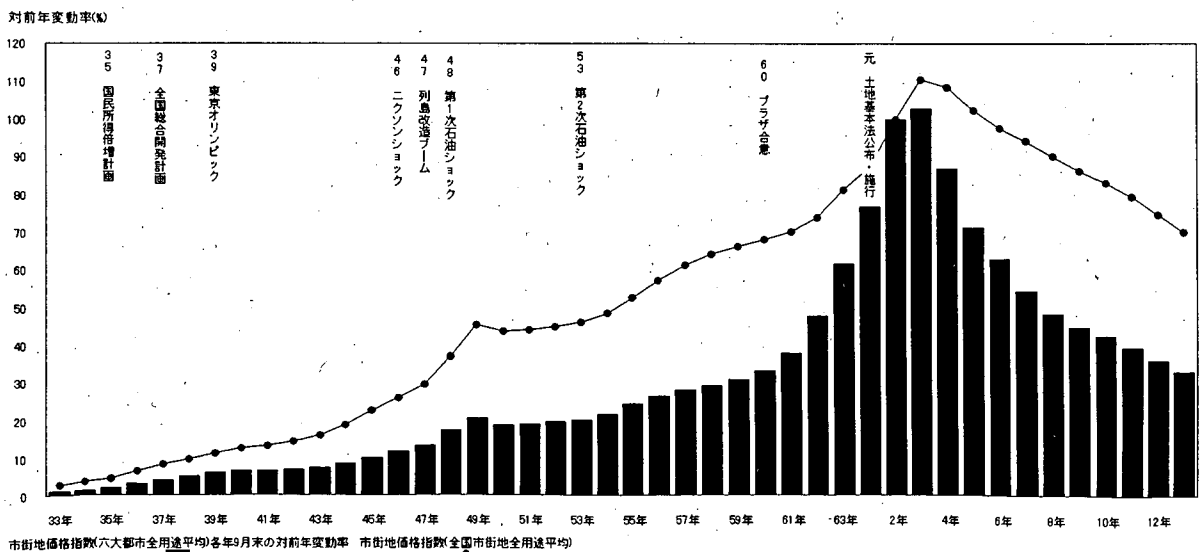


図-2.2 わが国の地価の変遷

(2) 環境問題の発生と展開

日本における公害問題の原点は、明治時代に発生した足尾銅山による足尾鉍毒事件と考えられている。人間活動による環境被害は江戸時代から多発していたが、足尾銅山が引き起こした鉍毒事件が、わが国において社会問題としての認識が成立した最初の事件だからである。足尾銅山鉍毒事件問題が国会で討議されたのは 1891 年のことである。

足尾銅山は、明治期に欧州から高度の採掘技術を導入することによって豊富な鉍脈を探り当てた。足尾銅山の銅産出量は年々急増し、日本の殖産工業政策の重要な担い手として重みを増していった。このときに、それと並行して公害問題が激化した。足尾銅山から排出された銅や砒素など重金属が渡良瀬川を有毒化し、この川水を農業用水としていた沿岸一体の栃木、茨城、群馬、埼玉の 4 県の農作物の収穫が激減し、川漁が不振となった。足尾銅山は、銅精錬過程で発生する亜硫酸ガスなどの有害ガスによっても深刻な公害被害をもたらした。これら結果、煙害で松木村が、そして、浚渫した重金属を含む渡良瀬川の底泥を埋立処分するために谷中村が廃村になった。この跡地が、現在は渡り鳥の観察やアウトドアスポーツのサイトとして知られる渡瀬遊水池である。

第二次世界大戦後の日本は、鉄鋼・石油化学など厚長大産業を重点的に育成し、それを牽引車として飛躍的な経済の高度成長を遂げた。このときには、これらの産業を沿岸地域に集中立地させ、集積と規模の利益を追求する政策が積極的に採られた。こうした流れの中で、産業が集積している大都市地域や石油コンビナート地域では、四日市ぜんそく、川崎ぜんそくなどの大気汚染による健康被害や、水俣病やイタイイタイ病などの水質汚濁による健康被害が発生した。一方、道路や鉄道、飛行場などの整備が進み、その周辺で騒音・振動による被害が発生するとともに、建設に伴う自然破壊などが進んだ。

こうした中、1970 年の公害国会で公害関係 14 法案が一挙に成立した。このとき公害対策基本法(1967 年制定)にあった「経済の健全な発展との調和」という条項が削除され、公害対策が社会にとっての最優先事項とされるとともに、以前に比べ徹底した排出規制の強化が図られた。1971 年には環境庁が設置され、環境庁の活動によって数多くの法令が整備され、公害対策が大きく進んだ。また、高度経済成長に支えられて産業界は多くの公害防止投資を行った。これらによって産業公害による危機的な状況は克服されていった。

1973 年、1978 年の二度にわたるオイルショックによって日本は経済危機に直面した。企業の環境対策への意欲

は後退し、国民の環境への関心は大きく低下した。しかし、この間も、自動車排出ガスを主因とする大都市の大気汚染や、生活排水による河川・湖沼の水質汚濁が進んだ。これらの問題は、人々の日常生活に密着した行為が環境汚染を引き起こしたものであった。発生源は多数に及び、発生源対策を有効に講じることが難しかった。産業公害とは異なり、環境汚染の被害者も別の面では加害者であるため、激しい社会運動になりにくい構造を持っていた。これらに対する対策は人々への啓発、自動車単体規制の強化や下水道整備などが主であったが、自動車台数の増加や家庭排水の増加によって、十分な成果を上げることができなかった。

1980 年代半ばになると地球温暖化などの地球的規模の環境問題が国際的な問題となった。一方国内では、地価高騰に端を発する過熱経済、いわゆるバブル経済の中で再び開発圧力が高まった。ゴルフ場の開発ラッシュや総合保養地域整備法(リゾート法)(1987 年制定)によって自然環境の良好な地域での開発が進められた。バブル期の建設ラッシュは大量の産業廃棄物を生み出し、消費の拡大は家庭から出るゴミの増加をもたらした。地球規模での資源制約の危機感もあり、廃棄物・リサイクル対策は重要な環境問題となった(飯島伸子, 2000; 日本水環境学会編, 2000; 小島敏郎, 2000)。

(3) 環境影響評価法小史

こうした流れの中で、大規模な公共事業を環境に著しい影響を与えるおそれのある行為と捉え、あらかじめ環境への影響について調査、予測、評価を行い、その結果に基づいて公共事業の可否判定や修正を行うべきという議論が始まった。1969 年、アメリカで NEPA (National Environmental Policy Act: 国家環境政策法) が成立し、そのなかで環境影響評価が規定された。世界で最初の環境影響評価手続きである。わが国では NEPA から遅れること 3 年の 1972 年に「各種公共事業にかかる環境保全対策について」の閣議了解を行い、国の行政機関はその所掌する公共事業について事業実施主体に対し「あらかじめ、必要に応じ、その環境に及ぼす影響の内容および程度、環境破壊の防止策、代替案の比較検討等を含む調査検討」を行わせ、その結果に基づいて「所要の措置」を取るよう指導することにした。これによって環境影響評価に対するわが国の本格的な取り組みが始まった。

その後、港湾法や公有水面埋立法の改正(1973 年)等により、港湾計画の策定や公有水面埋立の免許等に際し、環境に与える影響について事前に評価することになった。また、瀬戸内海環境保全臨時措置法(1973 年制定、1978 年に瀬戸内海環境保全特別措置法と改正。)にも環境影響

評価に関する規定が設けられた。同時に、こうした法的な取り組み以外にも、苫小牧東部やむつ小川原等の大規模工業開発や本州四国連絡橋尻島・阪出ルート建設事業等の大規模な国家プロジェクトに対して環境影響評価が実施された。また、地方公共団体においても、条例や要綱による環境評価手続きの整備が進められた。条例は川崎市(1976年)、要綱は福岡県(1973年)が最初である。

一方、法制化が進んでいない公共事業も、関係省庁において環境影響評価制度への取り組みを本格化させ、発電所の立地(1977年通商産業省省議決定)、建設省所管事業(1978年建設省通達)、整備五新幹線(1979年運輸省通達)等、行政指導等の形でも環境影響評価が幅広く行われることになった。

こうした動きの中で、統一的な手続きによる環境影響評価の実施が重要な政策課題となってきたため、1980年に環境影響法案が国会に提出された。この法案は、オイルショックによる景気後退に苦しむ経済情勢の下、開発行為の遅延を懸念する産業界、通産省および建設省の反発と法案の内容が不十分とする野党の反発によって1983年に廃案となった。このため翌1984年「環境影響評価の実施について」の閣議決定を行い、政府として統一的なルールに基づく環境影響評価を実施することになった。いわゆる閣議アセスである。

1992年に開催された国連環境開発会議では、地球環境問題の顕在化に伴う持続可能な開発の実現が大きな課題となり、わが国では1993年に環境基本法を制定した。同法に環境影響評価の実施が規定されたことを受け、1997年に環境影響評価法が成立し、1999年に施行された(川上, 2000; 環境弁護士グループ“ちきゅう”, 1999; 柳ら, 2002; 環境庁環境影響評価研究会, 1999)。

2.2 埋立実績の時系列分析

全国の港湾における埋立の経時的な変化の傾向を把握するため、運輸省(現国土交通省)港湾局がまとめた1970~1998年度の全国の港湾における埋立竣工面積のデータをもとに、時系列分析を行う。

(1) 時系列変動モデルの想定

埋立面積の時系列変動特性を分析するために、埋立面積の変動機構を表現するモデルを想定する。まず、 t 年度における埋立主体の埋立地の手持ち量を $x(t)$ とし、 $x(t)$ が年度当初から年度末にかけて売却もしくは使用水準が一定の水準に達し、埋立主体が手持ち面積ではないと認識する面積 $U(t)$ (以下、「売却面積」という。) は、売却および使用水準向上の率 $a(t)$ (以下、「売却率」という。) を用いて、

$$U(t) = a(t) \cdot x(t) \quad (2.1)$$

と表すことができる。つぎに、 T 年後に完成する埋立の実行面積 $R(t+T)$ は、過去 M 年間の売却面積に将来動向を考慮した修正係数 $b(t)$ をかけて定められると仮定すれば、

$$R(t+T) = \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M [b(t-i) \cdot U(t-i)] \quad (2.2)$$

となる。また、 t 年度の翌年度の埋立主体の埋立地の手持ち量 $x(t+1)$ は、売却や使用水準向上による減少と埋完了による増加によって定まるので、

$$x(t+1) = x(t) - U(t) + R(t) \quad (2.3)$$

と表される。

式(2.3)に式(2.1)および(2.2)を代入して変形すると、

$$\Delta x(t) = -a(t) \cdot x(t) + \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M [b^*(i) \cdot x(t-T-i)] \quad (2.4)$$

となる。ここで、

$$b^*(i) = a(t-T-i) \cdot b(t-T-i) \quad (2.5)$$

である。

この結果、式(2.4)は $M+T$ 次の AR モデル (autoregressive model) となる。パラメータ a および b^* は、自己回帰モデルの理論を用いて、この式を観測データに当てはめることにより推定することになる(石黒, 1999)。しかし、本研究で用いるデータは年度値であるうえ、利用できる期間も高々20年程度と短いため、多くのパラメータを含むモデルを推定することは適当でない。このため、幾つかの仮定においてモデルを簡略化して処理する。

まず、 $t+1$ 年度と t 年度の埋立主体の埋立地手持ち量の関係は様々な関係を考えることができるが、ここではモデルを単純化するために切片0の線形変換を仮定する。

$$\gamma \cdot x(t) = x(t-1) \quad (2.6)$$

ここで、 γ は線形変換要素で定数である。さらに、モデルを簡略化するため推定パラメータ a および b^* を回帰期間内では a_0 および b_0^* で一定であると仮定すると、式(2.4)は次のように変形される。

$$\Delta x(t) = \theta_1 \cdot x(t) \quad (2.7a)$$

$$\theta_1 = -a_0 + \frac{b_0}{M} \sum_{i=1}^M z^{T+i} \quad (2.7b)$$

式(2.1), (2.3)および式(2.7)より, 埋立面積 $R(t)$ の差分方程式は,

$$\Delta R(t) = \theta_1 \cdot R(t) \quad (2.8)$$

となる。

ところで, 式(2.8)は埋立主体ごとに一団の事業として統合・区分される事業単位での埋立量変動モデルである。しかし, 時系列回帰に用いるデータは全国の港湾の埋立面積を集計した値であるので, 事業単位 j における埋立量を $R_j(t)$ とし, 全国の埋立量を $R^*(t)$ すれば, 両者の関係は次式となる。

$$R^*(t) = \sum_j R_j(t) \quad (2.9)$$

式(2.8)および(2.9)より $R^*(t)$ についての差分方程式は,

$$\Delta R^*(t) = \sum_j [\theta_{1j} \cdot R_j(t)] \quad (2.10)$$

となる。ここで, θ_{1j} は全国平均 θ_1^{**} と平均 0 の正規分布をする誤差変数 ε_j から成ると考え, ε_j と $R_j(t)$ が共変関係にないことを仮定すれば, 次式が導かれる。

$$\Delta R^*(t) = \theta_1^{**} \cdot R^*(t) \quad (2.11)$$

そして, この関係式を満たす全国の埋立量 $R^*(t)$ は,

$$\text{Log}_{10}(R^*(t)) = \theta_0^* + \theta_1^* \cdot t \quad (2.12)$$

となる。ここで θ_0^* および θ_1^* は推定パラメータである。

(2) 埋立面積の経年変化

埋立面積の経年変化モデルは式(2.12)のとおり指数関数型である。この関数特性をもとに, 経年変化が直線として現れるよう, グラフにおいては埋立面積を対数変換して使用する。使用するデータは運輸省港湾局がまとめた 1970~1998 年度の全国の港湾における年度ごとの埋

立竣工面積である。また, 使用できるデータの期間と大きな社会情勢の変化を考慮して, 分析対象期間を整理しておく。1973 年度は第 1 次オイルショックが発生し, その年は日本の経済・社会構造が大きく変化したとされる年度であるので, その前後で分けて考える。第 1 次オイルショック以前の現象を分析するために使用することができるデータは 1970~1972 年度分しかなく時系列分析を行うことは困難であるため, 本研究では分析の対象を第 1 次オイルショック (1973 年度) 以降に限定する。埋立面積の経年変化およびそれ以前の埋立の参考としての臨海工業用地造成面積 (日本港湾史編集委員会, 1978) の経年変化を図-2.3 に示す。臨海工業用地造成面積は, 政府の予算分類で臨海部土地造成事業として実施した工業用地及び都市再開発用地の造成が対象で, 埠頭用地など他の用途の用地や他事業として実施する用地の造成は含まれていない。また, 臨海工業用地造成面積は, 陸上の土地造成も含まれるので, その面積がそのまま埋立面積に相当すると考えることはできない。

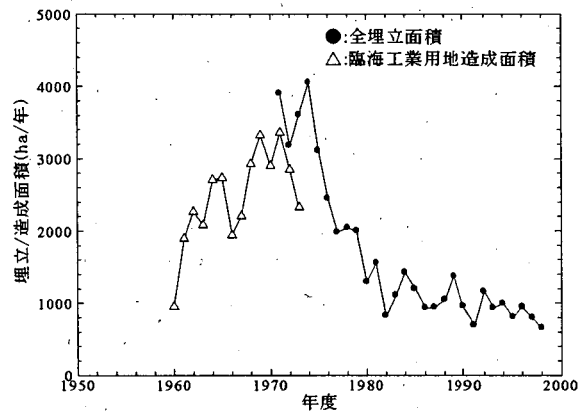


図-2.3 埋立面積等の経年変化

埋立面積のトレンドは 1983 年度以前と 1984 年度以降で大きく異なることが見てとれる。1973 年度に第 1 次オイルショックが発生し, わが国は高度経済成長に終りを告げた。第 1 次オイルショックは名目需要を一瞬上昇させたが, その後にくる急激な景気後退を回避するため, 直ちに強力な景気刺激策がとられた。また, 1973 年度は, 公有水面埋立法および港湾法が改正され, 埋立に対して免許出願事項の告示縦覧, 環境アセスメントの実施, 埋立地に関する権利の設定・移転および利用についての制限が強化されるなどした年でもある。このときには, 私権化を防止するための規制強化やそれまでは認められていた無願埋立に対する追認制度の廃止も行われた (日本港湾史編集委員会, 1978)。1983 年度はオイルショック

による景気調整が終了し、景気回復の兆しが見え、第2次オイルショック後に実施された予算のゼロシーリング、マイナスシーリングが解除された年である。そして翌年度には、環境アセスメント要綱が閣議決定され、より厳格な内容を持つ環境アセスメントの実施が埋立にも求められることが方針づけられている。

このようにわが国の重大な経済・社会イベントを重ね合わせてみると、埋立面積の経年変化の傾向は、わが国の経済・社会構造の大きな変化に連動して変曲点を迎えていると見ることができる。

また、それぞれの期間内では埋立面積のプロットが直線傾向にあるため、各期間について最尤推定法で回帰直線を求める。回帰で仮定する関数型は式(2.12)の右辺に平均0の正規分布をする誤差項が加えられたものである。結果は、図-2.4および表-2.1のとおりである。

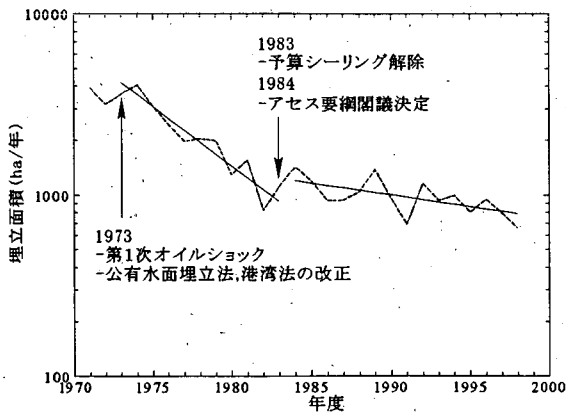


図-2.4 埋立面積の経年変化の傾向

表-2.1 埋立トレンドのパラメータ推定結果

年度	係数	推定値	T値	相関係数	D値	N
1973-1983	θ_1^*	133.3	8.5	0.95	2.6	10
	θ_2^*	-0.0658	-8.3			
1984-1998	θ_1^*	29.1	3.6	0.65	2.2	16
	θ_2^*	-0.0131	-3.2			

D値：ダービン・ワトソンD統計量
N：データ数

(3) 用途別にみた埋立面積の変化

2.2(2)で分析した全国の港湾における埋立面積を用途別に分解し、各用途ごとの埋立面積の時系列変化をみる。用いた埋立地の用途分類は①住宅用地、②公園緑地、③工場用地、④その他である。公共埠頭用地、都市再開発用地、廃棄物処分場(浚渫土砂の処分を含む。)などは「その他」に含まれている。専用埠頭の用地は一団の工場用

地などの一部であるので、「工場用地」などに含まれている。各用途別の埋立面積を対数変換したものを年度別にプロットする。結果、「公園緑地」と「その他」はプロット期間全体にわたり直線傾向が見られる。ここで、「公園緑地」の傾きを現すパラメータ θ のt値と相関係数は全て0.1以下で統計的信頼性が低い。しかし、年度が1971から始まるために年度の平均値が極めて大きくなっていることがこのような結果をもたらしている可能性があるため、年度値からその平均値を減じて平均を0に調整し、再び回帰分析を行う。その結果、 θ_1^* のt値は0.3、相関係数は0.07と傾きに関する統計的信頼性は相変わらず低いが、 θ_2^* のt値は48.5と埋立面積の平均値に関する統計的信頼性はかなり高いことがわかる。つまり、一定値で推移しているという傾向があると判断することができる。

「工場用地」は全埋立面積の傾向と同様に1983年度以前と1984年度以降で異なる直線となる傾向が見られる。また、「住宅用地」も1983年度以前と1984年度以降で異なる傾向を示すが、1993年度以降は大きな振幅を示すトレンドを読み取ることができない。1994年度は、地価高騰に端を発する加熱経済、いわゆるバブル経済が終焉を迎え、わが国経済が新たな経済構造に移行したといわれる年である。そのバブル経済の最終局面以降、「住宅用地」の埋立構造がそれ以前に比べて大きく変化したと考えざるを得ない。

これらの傾向認識を踏まえ、各用地について式(2.12)を仮定し、最尤推定法により時系列回帰を行う。結果は、図-2.5、表-2.2のとおりである。全埋立面積の減少割合が1983~4年度を境に大きく変化するのは、「工場用地」の埋立造成面積の変化による寄与が大きいことが見てとれる。

次に、データの分析期間の最初と最後および変化点となっている年度(1973, 1982, 1983, 1984 および 1994年度)における埋立面積の用途別シェアを図-2.6に示す。1973年から1982年度にかけて、そして同様に1983年から1994年度にかけて「工場用地」のシェアが61~52%から30~25%へと大きく低下し、代わって「その他」のシェアが28~40%から62~60%に大きく上昇している。基本的に民需を前提とする「工場用地」の需要が大きく、そのシェアが高いときは埋立活動が旺盛で、「工場用地」の需要が低調で、公共的需要が中心である「その他」のシェアが高ときは埋立活動が低調になることを意味している。また、「住宅用地」は埋立活動が大きくなったときに5~6%のシェアを持ち、それ以外の時には1%に満たない。そして、「公園緑地」は分析対象期間の開始期(1973年度)には4%であったものが、終了期(1994年度)に

は14%へと着実に増加してきている。社会のアメニティ一向上欲求の高まりと民需の低下によるものであろう。

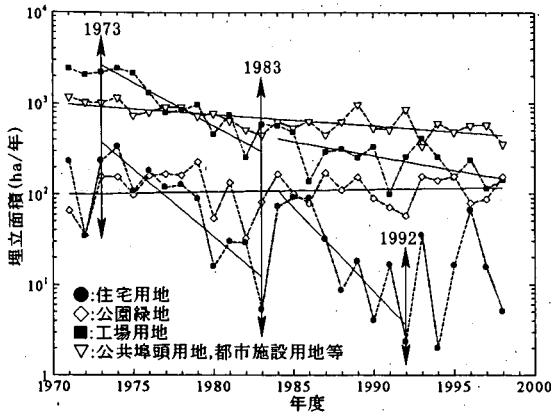


図-2.5 用途別埋立面積の推移

表-2.2 用途別埋立トレンドのパラメータ推定結果

用途 / 年度	係数	推定値	t 値	相関係数	D 値	N
住宅 1973-1983	θ_0^*	297.9	6.2	0.90	2.2	11
	θ_1^*	-0.1497	-6.2			
住宅 1984-1992	θ_0^*	370.1	4.8	0.87	2.9	9
	θ_1^*	-0.1855	-4.8			
公園緑地	θ_0^*	-1.6	-0.2	0.07	1.9	28
	θ_1^*	0.0018	0.3			
工場 1973-1983	θ_0^*	192.3	6.7	0.92	2.7	10
	θ_1^*	-0.0957	-6.6			
工場 1984-1998	θ_0^*	65.2	3.1	0.63	2.1	16
	θ_1^*	-0.0316	-3.0			
その他	θ_0^*	28.3	5.9	0.72	2.1	28
	θ_1^*	-0.0128	-5.3			

D 値：ダービン・ワトソン D 統計量

N：データ数

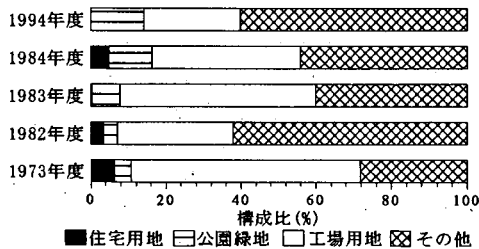


図-2.6 埋立面積の用途別構成比

(4) 期間分割の妥当性の検証

「埋立面積の経年変化傾向が、1983~1984 年度頃を境

に大きく変化している。」あるいは「住宅用地の埋立面積の変化傾向を考慮して、埋立面積の経年変化傾向が、1983~1984 年度と 1992 年度の 2 時点が大きく変化している。」とみることの尤もらしさを AIC (Akaike's Information Criteria: 赤池情報量規準) (坂元ら, 1983) を用いて確認する。

まず、分析に当たり以下の仮定をおく。

- ①埋立面積の変遷のトレンドは、対象とする全期間が幾つかの区間に区切られ、それぞれ別の曲線である。
- ②各区間のトレンドは、式(2.12)で表現される曲線である。
- ③各区間のトレンドは、区間の境界で連続しているとは限らない。
- ④ここで捉えようとするトレンドは、実績値にみられる周期 4 年程度以下の周期的変動よりも長いタイムスパンの変化傾向である。このため、各区間は少なくとも 5 年以上の長さを持つ。

次に、1974 年から 1998 年の埋立面積データを、各区間の長さが 5 年以上となる条件の下で考え得る全ての分割パターンを作成する。作成した全ての区間において、最尤推定法により式(2.12)のパラメータを推定する。そして、それらパラメータの最尤推定値と年度別埋立面積の値から、誤差項の分散の最尤推定値を求める。誤差項の分散の最尤推定値と推定量の数から AIC を算出し、その値の少ない方から 10 種類の分割パターンをリストアップする。AIC の計算式は次の通りである。

$$AIC = N \cdot (1 + \ln(2\pi)) + \sum_{i=1}^k (n_i \cdot \ln \sigma_i^2) + 6 \cdot k \quad (2.13)$$

ここで、 N : データの総数、 n_i : 第 i 区間のデータ数、 σ_i : 第 i 区間の誤差分布の標準偏差、 k : 区間数である。

このようにして作成した分割パターンの総数は 141 であり、それらの中で AIC が小さいほうから 10 番目までの分割パターンの AIC は表-2.3 のとおりである。この結果から読み取れることは、AIC 最小の判定基準では、全期間を 3 分割することが最も尤もらしいということである。その場合、区間を分割する時期は、1982-1983 年と 1991-1992 年が最も尤もらしい。次に尤もらしいのは、全期間を 2 区間に分割することである。この場合の最も尤もらしい分割時点は 1982-1983 年である。このことは、2.2(2) および 2.2(3) の回帰分析における年度の区間分割の仕方が統計的にみて妥当性が高いことを示している。

表-2.3 AICの小さい分割パターン

CaseYear	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	AIC
1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-53.1
2	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-52.7
3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-52.6
4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-52.4
5	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-52.4
6	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	-52.3
7	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-51.7
8	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-50.7
9	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-50.6
10	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-50.6

注) 表内の1~3の数値は、分割された区間の番号である。

(5) 埋立傾向の考察

時系列特性がわかれば将来の埋立面積について一つの予見を与えることができる。用途ごとに分解した埋立のトレンドを合成することは、「住宅用地」の近年の変化のトレンドを読み取ることができないため、使用できない。このため、全埋立面積の時系列回帰曲線を用いて考察する。1993年度のバブル経済の終焉、1998年度の環境影響評価法の制定などの影響がどのようにでてくるのか、今回使用しているデータの範囲でその影響が十分に捕捉されているとは言い難い。しかし、例えば1984年度以降の埋立傾向が続く、即ちこの期間の回帰曲線が将来に向かってそのまま伸びて行くと仮定すれば、埋立面積が半減する期間は22年ということなる。これは、1998年度時点で840ha/年であった埋立面積が、2020年度には約半分の430ha/年に減少するということを意味する。この仮定は極めて荒っぽい仮定であるため、この値がそのまま十分な意味を持つと考えることは適当ではない。しかし、バブル経済期という経済過熱期を主体とした期間のトレンドをもとにしてさえ、かなりの割合で埋立が減少すると予想されるということは、埋立に適する浅海域の減少、内港地区の再開発と臨海産業用地の再編による土地の供給、社会の投資効果向上への欲求の高まりなどを考慮すれば、減少の量は別として、埋立面積が減少して行くことへの信憑性は高い。

2.3 土地造成・埋立計画の分析

(1) データ収集・整理の方法

a) 対象港湾

本研究においては、港湾法に定められた港湾に注目して分析を行い、漁港法上の港である漁港は対象としない。今後の埋立動向を分析するために、概ね10~15年先を目標年次として策定される港湾計画を分析の対象とする。港湾計画においては、「港湾の開発、利用および保全の方針」、「港湾の能力」、「港湾の施設の規模及び配置」、「環

境の整備及び保全」等が定められるため、この中で、埋立の位置と規模が概ね明らかになっている。港湾法に規定される重要港湾は、その規模が大きいことと港湾計画の策定が義務づけられていることから、重要港湾を本研究の対象とする。港湾法上の港湾にはこの他に地方港湾があり、その数は1,026港(1999年4月)におよぶ。しかし、地方港湾のほとんどは、港湾計画が策定されていないため、今後の埋立の動向を分析することはできない。全国に重要港湾は133港(1999年4月)あり、「三大湾」(東京湾、伊勢湾、大阪湾を指す。),「瀬戸内」(大阪湾、関門港を除く瀬戸内海。),「北部九州」(関門港及び博多港),「離島」,「その他」地域に分けると、京浜港を3港、関門港を2港として整理した場合、それぞれ16港、32港、3港、11港、71港となっている。

b) 対象期間

1年間に改訂される重要港湾の港湾計画は、概ね10数件である。年度ごとに統計量を求めれば、全国133港を10数港で代表することになる。そこで、この標本集団の標本平均がどの程度の標準誤差を持つか推定する。標準誤差は次式によって求めることができる。

$$\varepsilon = t(n-1, p) \sqrt{\frac{N-n}{N-1} \frac{\sigma^2}{n}} \tag{2.14}$$

ここで、 N : 母集団サイズ、 n : 標本サイズ、 ε : 標準誤差、 $t(n-1, p)$: 自由度 $n-1$ で信頼水準 p の場合の t 値、 σ : 母集団の標準偏差である。この関係式で標本サイズに対応する標準誤差を計算するためには、何らかの方法で母集団の標準偏差を求める必要があるが、事前情報がないため調査実施前にそれを推定することは困難である。従って、標準誤差をある値以下にするという基準で標本サイズを決定することはできない。このため、標本サイズの決定基準を標本比率の標準誤差をある値以下にする

いう基準に置き換えて、標本サイズを決定する。母比率が P であるとき、母集団の標準偏差は $P(1-P)$ である。 P が予測できれば標本比率の標準誤差 e を求めることができる。 P は標本値ごとに様々な値を取るため、 P を一意に定めることはできない。しかし、この式は $P=0.5$ で最大値をとるので、最大の標準誤差を基準値とするものとし、 $P=0.5$ として e を計算する（豊田、1998）。計算結果は表-2.4 のとおりとなったので、標本比率の標準誤差を 10% 以下にすることを目安に、3 年分の港湾計画を 1 つの標本集団として取り扱うことにする。

まず、直近の状況を知るために作業時点で最新の 1996～1998 年度の 3 年間に計画を改訂した港湾を対象に選定する。つぎに、バブル経済期の状況と比較するため、1989～1991 年度の 3 年間に計画を改訂した港湾をバブル経済期の標本集団として選定する。この結果、分析対象とする港湾の数は表-2.5 のとおりとなり、この標本においては港湾所在地域の分布に大きな偏りは見られない。なお、港湾の中には両標本集団に重複して対象となっているものがいくつか存在する。しかし、それらは Bernoulli 試行によって抽出された標本であると見なせば、重複の有無は考慮すべき要因とはならないと考えられる。

また、2 つの時期の比較とは別にコーホートの分析を行うために、各対象港湾の前回港湾計画を比較用の標本集団として対象とした。

表-2.4 標本サイズと標準誤差

	標本サイズ	標準誤差
1 年分	10 港	17.3%
2 年分	20 港	10.8%
3 年分	30 港	8.2%

表-2.5 対象港湾の数

対象年度	対象数	地域別港数
1998	10	三大湾 6/16, 瀬戸内 9/32,
1997	18	北部九州 2/3, 離島 4/11,
1996	11	その他 18/71, 全国 39/133
1991	13	三大湾 5/16, 瀬戸内 6/32,
1990	14	北部九州 3/3, 離島 2/11,
1989	8	その他 19/71, 全国 35/133
平均港数	12.3	
標準偏差	3.5	

対象港湾の地域別の抽出率をみると、「北部九州」（1996～1998 年度：67%，1989～1991 年度：100%）は極めて高く、それを除けば、「三大湾」（1996～1998 年

度：38%，1989～1991 年度：31%）が若干高くなっているものの、全ての地域が概ね全国の抽出率（1996～1998 年度：29%，1989～1991 年度：26%）に近い状況である。

「北部九州」は全体で 3 港しかないため、1 港の増減でその抽出率が大きく変化する。しかし、標本集団の中で「北部九州」の占める標本数の割合は小さく、他の地域では大きな抽出率の偏りがみられないため、標本集団としては大きな偏りにはならない。「北部九州」の港湾は全て比較的大型の港湾であるので、仮に「三大湾」と合計して抽出率を算定してみると 1996～1998 年度：42%，1989～1991 年度：42% であり、全国の抽出率よりもやや高くなっているが、全体の傾向を知る上では、問題があるほどではないと考える。

c) 使用するデータの種類の

港湾における埋立の動向を知ろうとしたとき、港湾計画書の中で利用可能な数値データは、土地利用計画面積と土地造成計画面積である。これによって各港の土地造成計画と土地造成の結果としての土地利用状況を知ることができる。また利用可能な図面情報として港湾計画図がある。計画図は主に図形データであるため数量化が難しく、これまであまり定量的な分析がなされていない。本研究では、埋立計画の増減面積および埋立計画の増減区域における最大水深と最小水深、埋立増加による自然海岸の減少延長を計画図から読み取り、その結果に土地造成計画面積等の数値データを組み合わせて、定量的な分析を行う。

港湾区域面積は、運輸省港湾局が 1993 年時点で整理したデータがあったため、それを使用する。

d) 港湾計画改訂の間隔

得られたデータを分析する際、現行の港湾計画と前回の計画を比較する必要が生じるため、予め各対象期間の港湾計画について計画改訂の間隔を整理しておく。

計画改訂の間隔の頻度分布は図-2.7 のとおりである。また、計画改訂の間隔についての各種統計量は表-2.6 のとおりである。計画改訂の平均間隔は 10～12 年で、それは長くなる傾向にある。

港湾計画の改訂は、平均 10～12 年の周期的なものである。このような周期性による偏りが生じないように分析を行うためには、少なくとも 1 周期分を一つの標本集団として扱う必要がある。一方、経済や社会の変化はそれよりも短いタイムスケールで生じるので、10～12 年間の計画を 1 つの標本集団として使えば、経済や社会の変化との関連を分析することができなくなる。

各標本集団における港湾の地域別抽出率は、2.3(1)b) のとおり、地域別に大きな偏りは生じていない。「三大

湾」,「瀬戸内」,「北部九州」,「離島」,「その他」という地域分類は、港湾の規模と大まかに対応するので、地域別に大きな偏りがないということは同時に規模別にも大きな偏りがないことを意味する。このため、所在地域や規模の異なる港湾のばらつきによる10~12年間の標本値の経年変動は概ね平均化されていると推定することができる。つまり、標本集団(3年間分)の標本値の平均や比率は、同一条件下で10~12年が推移し、その間の全ての港湾計画、つまり計画改訂1周期分の港湾計画における標本値の平均や比率と概ね一致していると考えることができる。

今回対象とした2つの標本集団をみると、下関港、北九州港、広島港、木更津港の4港が両標本集団に含まれている。両標本集団の間隔が5~9年で、しかも計画改訂の周期が一定のばらつきを持っているため、このような現象は当然に生じる。しかし、前述のとおり各標本集団(3年間分)は計画改訂1周期分の標本集団と同じ標本値を持つと見なすことができるので、2つの標本集団における幾つかの港湾の重複は、分析上の問題とはならない。

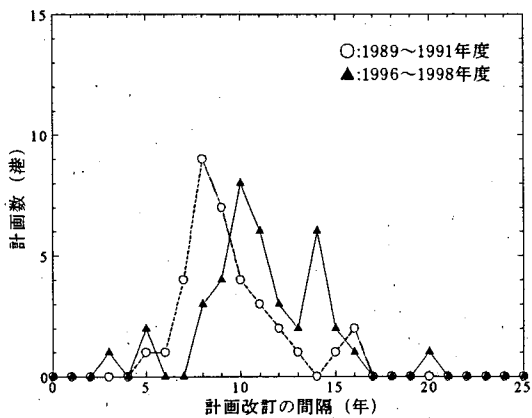


図-2.7 計画改訂の間隔分布

表-2.6 計画改訂の間隔

現計画の策定年度	平均値	標準偏差	データ数
1996-1998	11.6年	3.2年	39
1989-1991	10.0年	2.5年	35

e) 港湾計画の性格

港湾計画は、10~15年先を想定したマスタープランである。しかし、この計画に位置づけられた埋立は、計画

期間内に全てが実施されることを前提にしたものではない。埋立は、港湾計画に位置づけられたものの中から、その時々経済・社会・環境等の諸条件に照らして埋立実施の可否を検討し、必要かつ実行可能な部分を選び、その部分について実施計画を十分に練った上で埋立が実施される。もちろん、埋立の実施前には、漁業補償の交渉や事業段階環境アセスメントが実施され、漁業補償交渉が妥結しない場合や、対応策を様々工夫しても環境に問題がある場合などは、埋立は実行されない。

港湾の開発を無計画に進めた場合、必要な用地や構造物を確保するために使用しなければならない海域や陸域の面積は大きなものになる。それだけではなく、港湾における埋立の場合は、防波堤、航路や岸壁などと組み合わせる埋立区画が定まる都合上、それぞれの計画が整合しない場合には、様々なムダが生じ、建設費は極めて大きなものになる。このため、一定期間先を見た上で埋立を実施して行く必要があり、このためのマスタープランとして港湾計画が使用されている。

従って、港湾計画における埋立計画区域は、そのまま実際に埋め立てられる区域を示すものではなく、十分な埋立需要が発生するなどの条件が整った場合には埋め立てられる区域、即ち埋立が実施される可能性がある区域を意味している。それは同時に、埋立を実行する必要がある場合、埋立にまつわる種々の事情を考慮した結果として、当該区域を埋め立てるという方針で実施計画を検討することが妥当であると判断された区域である。

(2) 土地造成計画面積の動向

土地造成計画の総面積と計画された年次の関係をみるため、1996~1998年度分、1989~1991年度分およびそれぞれに対する前回計画における土地造成計画の総面積を求め、各標本集団の時間属性を代表する年度を基準年として与え図化する。計画は案がほぼ固まった後、決定までの手続きに1年弱の期間を必要とするので、1996~1998年度分および1989~1991年度分は中間年から1年遡った年を基準年とし、それぞれの前回計画は、計画改訂間隔がそれぞれ12年、10年であるので、その年数をそれぞれの現計画の基準年から遡った年度を基準年として整理する。

図化の結果は図-2.8のとおりである。基準年1979年と1989年の標本集団が相対的に土地造成計画面積が大きく、中でも、基準年1989年の標本集団が飛び抜けて大きい。基準年1984年と1996年の標本集団は相対的に小さく、ほぼ同じ規模である。基準年1979年は第1次オイルショック後の景気刺激策がとられた時期と第2次オイルショックの発生およびその直後の景気後退時期が混在

している。基準年 1984 年はオイルショック後の景気低迷からまだ立ち直っていない時期である。基準年 1989 年はバブル経済の最盛期であるし、基準年 1996 年はバブル経済終了後の景気低迷期である。こうした経済的背景を重ね合わせてみると、港湾計画における土地造成計画面積の大小はわが国の経済的な背景と傾向が一致していることがわかる。ここで考察している以外にも様々な要因があるので断言はできないが、経済的な動きに対して計画者は相応の対応をとってきている、あるいは経済の動きに土地造成計画は抗することのできない強い影響を受けているとみることができるであろう。

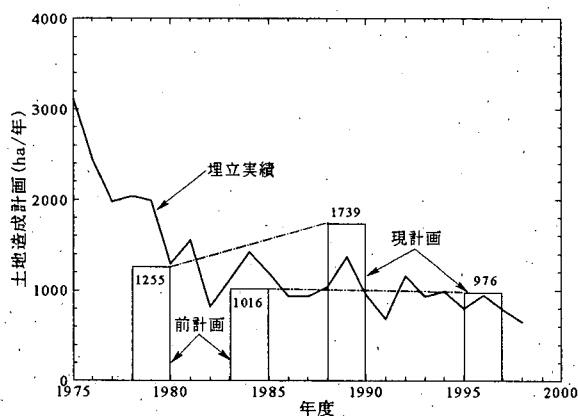


図-2.8 土地造成計画面積の推移

図-2.8 における土地造成計画面積の大小関係の信頼水準を知るために、各標本集団内の1年度分ごとの土地造成計画面積(各標本集団でサイズは3となる。)の平均値を求め、その平均値について Welch の方法により「平均値は図-2.8 のとおりの大小関係にはない。」という帰無仮説に対する片側有意確率 (p 値) を求める。結果は表-2.7 のとおりで、土地造成計画面積の年変動を考慮した場合、隣接する各標本集団間の大小関係が図-2.8 のとおりである片側信頼確率は 81%~92%である。

表-2.7 土地造成計画面積の大小関係の信頼性

	計画年度	平均値(ha)	標準誤差	t 値	p 値
現計画	1996-1998	976	579	-1.1	17%
	1989-1991	1,739	346	1.9	8%
前回計画	1996-1998	1,016	167	-1.0	19%
	1989-1991	1,255	181	-	-

統計的有意性は十分とはいえないが、年度ごとに土地造成計画面積の前回計画からの増減をまとめると表-2.8

のとおりとなる。1997 年度以降急激に減少していることがわかる。これは、港湾管理者が計画策定時の経済社会情勢を踏まえて将来の動向を厳しく予測したためか、運輸省当局のかなり厳しい投資効果要求の結果によるためか、といった可能性が考えられるが、この変動が偶発的な短期変動なのか、一定期間にわたるトレンドなのかは更に数年間の実績をみなければならない。

表-2.8 土地造成計画面積の増減

計画年度	土地造成計画面積 (現計画)	土地造成計画面積 (前回計画)	増加率
1998	240ha	973ha	-75%
1997	570ha	751ha	-24%
1996	2,119ha	1,325ha	60%
1991	1,341ha	894ha	50%
1990	2,429ha	1,438ha	69%
1989	1,447ha	1,434ha	1%

(3) 埋立計画増加区域の分析

土地造成計画の大小を見ただけでは、埋立によって減少する海域がどれだけ拡大/縮小したかを知ることができない。このため、現計画の計画図と前回計画の計画図を比較して、埋立計画区域が拡大した部分の面積、最大水深、最小水深、埋立計画増加によって減少する自然海岸の延長を読み取り、そのデータをもとに動向を分析する。埋立計画の増加面積は、埋立計画が拡大したときに正の値、縮小したときに負の値を与える。また、最大水深と最小水深は、通常に係留施設の水深表記と同様に、低潮面下を負の値、低潮面上を正の値として整理する。

a) 埋立形式

埋立計画増加区域の埋立形式ごとに埋立計画増加面積を集計し、その構成比を求める。集計のために設定した分類は、表-2.9 のとおり「拡張」、「島式」、「準島式」、「大型化」、「再開発」、「拡張」と「島式」の6分類である。この分類の判別は港湾計画の地区を単位として行い、当該地区の埋立増加計画が複合的な性格を持っている場合は、主たる性格に従って分類した。

埋立形式ごとの埋立計画増加面積の構成比は図-2.9 のとおりである。増加部分は 60%以上が、減少部分は 87%以上が「拡張」である。「拡張」について多いのが「島式」で、増加部分、減少部分それぞれで 26%以上、0%である。これに「準島式」を加えると 34%以上、0%となる。そして「拡張」から「準島式」までの三つの形式を合わせるといずれも 87%以上に達する。また、「拡張」と「島式」の複合型は最大でも 1%である。

陸域もしくは既定の埋立計画 (以下、単に「陸域」と

いう。)に接続しないで埋立が計画される埋立形式は「島式」であるが、これに類似した埋立形式に、ごく一部を陸域に接続して埋立が計画される「準島式」がある。「準島式」は陸域に接続しているものの、埋立の費用特性は「島式」とほぼ同じと考えられる。他方、「拡張」と「島式」の複合形式もあるが、1%以下しかないので無視できる。このため、これ以降は「島式」と「準島式」の2種類をあわせて「島式」として整理する。

表-2.9 埋立形式の分類

大分類	小分類	判定基準
拡張	拡張	埋立計画増加区域が、増加区域の最大幅の1/2以上の幅の埋立で既存陸域と接続している埋立増加計画である。
島式	島式	埋立計画増加区域が、既存陸域と埋立で接続していない(接続がある場合は、橋梁・トンネル等の構造物で接続している)埋立増加計画である。
	準島式	埋立計画増加区域が、増加区域の最大幅の1/2未満の幅の埋立で既存陸域と接続している埋立増加計画である。
その他	大型化	大型の係留施設を旧施設の前面に築造することによる埋立増加計画である。
	再開発	内港地区の再開発のための埋立増加計画である。
	拡張と島式	拡張と島式もしくは拡張と準島式がそれぞれ相応の規模を持っている埋立増加計画である。

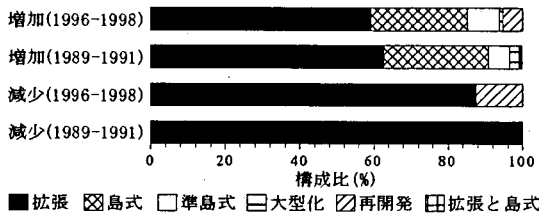


図-2.9 埋立計画増加面積の埋立形式別構成比

b) 水深に対する埋立面積の分布

埋立計画増加区域の面積とともにその最大水深と最小水深を読み取ったが、単純にこれら水深の頻度分布を見ても明らかな傾向を見出すことはできない。各埋立計画増加区域は最大水深から最小水深にかけて水深帯ごとにそれぞれある面積で埋め立てが割り振られることになる。埋立計画増加区域ごとに区域全体の埋立面積を水深帯ごとの埋立面積に分解し、分解された水深帯ごとの埋立面積を改めて水深帯ごとに全国分を合計し、全国分の埋立計画増加区域について水深帯ごとの埋立計画増加面積を求めると。

まず i 地区の埋立計画増加区域において、最大水深を D_{1i} 、最小水深を D_{2i} 、水深の読み取りの分解能を δ とする。埋立計画増加面積は最大水深と最小水深の間に何らかの分布形をもって分布する。この分布形を知るためにはかなり大きな作業量を必要とするので、ここでは Laplas の原理に従い均等分布を仮定する。この仮定は、直線をなす海岸線に対して海底地形が汀線方向に均等で岸沖方向に一様な勾配となっている海域において、底辺が海岸線と平行となるように長方形の埋立をするというケースを一般化したものだと考えることができる。このとき、埋立計画増加面積を S_i とすると、水深 d における単位水深帯幅あたりの埋立計画増加面積 $S^*(d)$ は、

$$S^*(d) = \sum_{\{i|D_{1i} \leq d \leq D_{2i}\}} \frac{S_i}{-D_{1i} + D_{2i} + \delta} \quad (2.15)$$

となる。この $S^*(d)$ を埋立計画増加分と埋立計画減少分に分けて求めた結果が、図-2.10 である。

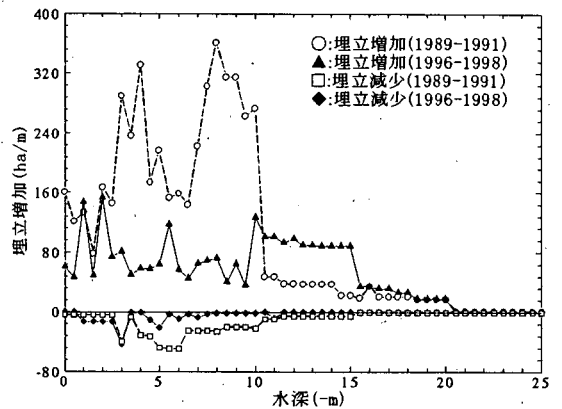


図-2.10 水深に対する埋立計画増加面積の分布

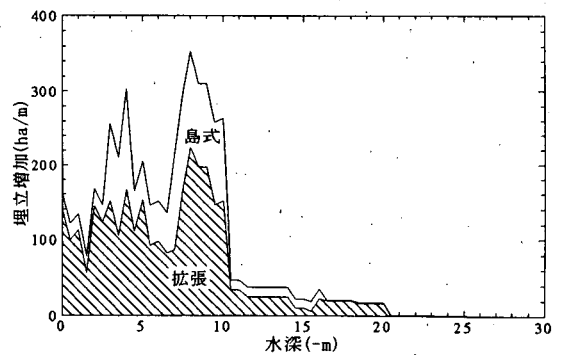


図-2.11 水深に対する埋立計画増加面積の分布 (1989-1991 年度)

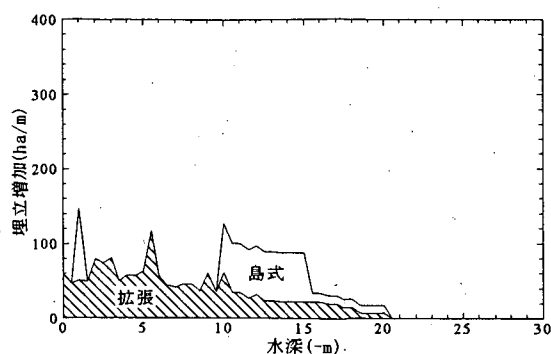


図-2.12 水深に対する埋立計画増加面積の分布 (1996-1998年度)

1989～1991年度は水深7～10mと水深2～5mに大きなピークがみられ、1996～1998年度は水深10～15mに大きなピークがみられる。この原因を知るために、それぞれの埋立計画増加面積の増加分を埋立形式ごとに分けて再度グラフを作成する。結果は図-2.11～2.12のとおりである。

大きなピークは主として「島式」の埋立によるものであることがわかる。1989～1991年度の水深7～10mのピークは「島式」のみならず、「拡張」の寄与が大きい。

埋立計画増加区域における増加区域の平均水深は、1989～1991年度に-6.7mであったものが1996～1998年度には-8.7mと、この間に30%深くなっている。これに対して減少区域の平均水深は-6.7mから-4.5mへと33%浅くなっている。増加区域の平均水深を埋立形式別に見ると、1989～1991年度は大きな違いがないが、1996～1998年度には「島式」の平均水深がかなり深くなり-11.9mになっている(表-2.10参照)。

表-2.10 埋立計画増加区域の平均水深

埋立の変更/ 埋立形式の別	平均水深(m)	
	89-91年度	96-98年度
増加	-6.7	-8.7
拡張	-6.6	-7.2
島式	-7.0	-11.9
その他	-5.3	-5.2
減少	-6.7	-4.5

また、水深別埋立計画増加面積のピークは、2～4港の大型埋立による寄与がそのほとんどを占めている。埋立形式別にデータのばらつきを見るために、埋立計画増加面積の地区単位のデータから Gini 係数を算出する。Gini 係数の定義は次のとおりである。

$$GI = \frac{1}{2n \cdot \sum_{j=1}^n S_j} \cdot \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n |S_j - S_k| \quad (2.16)$$

ここで、GI: Gini 係数、n: 埋立増加計画のある港の数、 S_j, S_k : 第 j 港、第 k 港の埋立計画増加面積である(高橋・増田編, 1990)。結果は表-2.11のとおりとなる。

Gini 係数は「拡張」や「その他」形式の方が「島式」より大きい。単にこの特性だけで見れば、「拡張」の方がピークが鋭く現れる傾向にあることになるが、結果は逆である。その理由は、「島式」が、「拡張」に比べて埋立水深帯が狭いことによると考えられる。一般に、埋立は水深が大きくなるとコストが高くなり経済的に成立しなくなるので、埋立水深には上限が実質的に存在する。そのうえで、敢えて浅い水深帯における埋立を放棄する「島式」は埋立水深帯がどうしても狭くなる。また、「島式」の埋立は、平均面積を比較すればわかるとおり、地区当たりの埋立面積が「拡張」に比べて著しく大きい。埋立面積が大きくなると、「拡張」で埋め立てることができるだけのまとまったスペースを持つ海岸線(その前面海域を含む)が存在しなくなるからだと考えられる。もう一つの理由に、「島式」の場合、「拡張」と比べて外周護岸が長くなるため、埋立面積をかなり大きくとり埋立面積に対する外周護岸の延長の割合が小さくなるように計画をして、面積当たりの建設費があまり大きくならないようにしなければならないという事情がある。結果として、「島式」の計画は埋立面積が大きなものだけとなり、水深に対する埋立計画増加面積の分布において「島式」はピークを形成しやすいということになる。

表-2.11 埋立計画増加面積の Gini 係数

埋立形式	年度	Gini 係数	平均面積(ha)	標本数
島式	1996-1998	0.38	109	4
	1989-1991	0.36	116	8
拡張	1996-1998	0.76	17	68
	1989-1991	0.73	14	126
その他	1996-1998	0.48	16	5
	1989-1991	0.60	9	8

c) 浅場等の減少量

海域における生物活性はある水深以浅の海域で大きく、それよりも深くなると急速に低下すると考えられている。そのような浅海域は一般に「浅場」と呼ばれている。現状で「浅場」についての確立した定義はないが、本研究では、東京港羽田沖浅場造成事業で用いられた水深-10m(運輸省港湾局監修, 1999)を基準に、それより浅い海域を「浅場」と見なす。また、中でも水深-3mまでの浅

海域は、汚濁が進んだ海域であっても海草藻類の生物活性が高いと言われているので、その部分を生物活性が高く海草藻類が繁茂する浅海域という意味で「滋浅海域」と称することにする。そして、これについても整理を行う。水深別の埋立計画増加面積の計算結果を基に、平均水深、「浅場」における埋立計画増加面積、埋立計画増加区域における「浅場」の占める面積比率（以下、「浅場比率」という。）を求める。結果は表-2.12 のとおりである。

表-2.12 埋立計画増加区域に占める浅場の割合

埋立の増減/ 埋立形式の別	浅場での埋立計画 増加面積(ha)		浅場比率(%)	
	89-91年度	96-98年度	89-91年度	96-98年度
増加	2,280	754	89	56
拡張	1,402	593	87	74
島式	790	81	91	17
その他	87	80	99	98
減少	232	82	89	93

「浅場」における埋立計画増加面積は、1989～1991年度に2,280ha/3年であったものが1996～1998年度には754ha/3年と約1/3に減少している。浅場比率も89%から56%に大きく減少している。浅場比率を埋立形式別に見ると、「拡張」および「島式」で大きく低下する一方、「その他」は変化していない。「島式」は、浅場比率が特に大きく低下し、17%にまで低下している。「その他」で浅場比率が高い値で変化していないのは、「その他」が「再開発」や「大型化」による埋立計画であり、浅い泊地等での埋立が前提となるため、当然の帰結である。

表-2.13 埋立計画増加区域に占める滋浅海域の割合

埋立の増減/ 埋立形式の別	滋浅海域での埋立計画 増加面積(ha)		滋浅海域比率(%)	
	89-91年度	96-98年度	89-91年度	96-98年度
増加	548	299	21	22
拡張	412	214	26	27
島式	119	48	14	10
その他	17	37	19	45
減少	32	48	12	54

次に、「滋浅海域」についての整理結果は表-2.13のとおりである。埋立計画増加面積は、1989～1991年度に548ha/3年であったものが1996～1998年度には299ha/3年へと約1/2に減少している。しかし、埋立計画増加面積における「滋浅海域」の占める面積比率（以下、「滋浅海域比率」という。）は、21%から22%と横這いである。これは、浅海域が有する生物生産機能、生態系維持機能、自然の浄化機能等に対する関心が高まり、浅海域を残す

努力がなされたことと、景気後退により費用面で不利な水深の深い場所での埋立計画の増加が減少したことが相殺し、その結果、滋浅海域比率が変化しなかったのではないかと推測される。

d) 自然海岸の減少量

埋立計画増加区域が実際に埋め立てられた場合に、減少する自然海岸の延長を求めた。減少する自然海岸の延長を港湾計画図から読み取るにあたって設定した、自然海岸の判定基準は表-2.14のとおりである。計画図からの読み取りは港湾計画上の地区を単位に行い、それを港湾単位に集計して使用した。

今回設定した判定基準では、離岸堤や突堤といった海側の人工構造物の有無や、人為的な土砂投入などの海岸の生成履歴は考慮されていない。これは、埋立をするか否かという場面では海側の人工構造物の有無は重要な考慮要素ではないと考えたためと、作業量軽減のために計画図情報だけで分類を可能にするためである。また、「陸に向かって50m」や「上空に向かって10m」といったスケールは、海岸工学関係者数名からの聴取により設定した。これは「埋立を検討するにあたり注意が喚起されるような自然海岸」という経験的に形作られた観念により導かれたものと考えられる。このため、生物活動や自然現象などからみて自然に分類すべきか否かまでを分析した結果ではない。今回設定した判定基準は、埋立の環境影響を考察するための概括的な指標を算出するために便宜的に設定したものであるため、その趣旨を理解して算出される指標の意味を読み取らなければならない。

表-2.14 自然海岸の判定基準

海岸の種類	判定基準
緩勾配の海岸 (砂浜等)	汀線から陸上に向かって概ね50m（水平距離）以内に人工構造物が存在しない。
急勾配の海岸 (崖等)	汀線から上空に向かって概ね10m（鉛直距離）以内に人工構造物が存在しない。

埋立計画増加によって減少する自然海岸の延べ延長は、1989～1991年度で5,700m/3年であったものが1996～1998年度には2,500m/3年と1/2以下に減少している。自然海岸の減少延長の港単位での平均は、それぞれの期間で163m/3年/港および64m/3年/港であり、約1/3に減少している。自然海岸の減少は全ての港湾で遍発して発生しているわけではなく、限られた港湾のしかも限られた地区で発生している。港湾単位でみた場合、自然海岸の減少発生率は1989～1991年度が29%、1996～1998年度が10%で、この間に1/3に低下している。自然海岸の減

少が発生している港湾だけで減少延長の平均を求めると、570m から 625m へと 10%増大している。しかし、「平均値は増大していない」という帰無仮説をたて、Welch の方法によって検定を行うと、t 値は 0.23 で片側有意確率は 41%となり、棄却することはできない。サンプル数が少なく、値のばらつきが大きいため、平均値が増大しているとみることがあまり信頼性がない。

次に、埋立計画増加面積 1ha あたりの減少自然海岸延長を計算し、それを「自然海岸単位減少延長」として集計・整理する(表-2.15 参照)。全国の合計でみると、1989～1991 年度に 2.2m/ha であったものが、1996～1998 年度には 1.9m/ha と 1割強低下している。「自然海岸単位減少延長」を各港ごとに算定し、それを平均した値は、それぞれの期間で 5.5m/ha および 1.0m/ha で、この間に約 1/5 に減少している。また、これを自然海岸の減少が発生している港湾だけで平均しなおすと、それぞれ 21m/ha および 8.7m/ha で、42%に減少している。

表-2.15 埋立計画増加による自然海岸の減少量

		減少自然海岸延長 (m)		自然海岸単位減少延長 (m/ha)	
		89-91 年度	96-98 年度	89-91 年度	96-98 年度
全体	合計	5,700	2,500	2.2	1.9
	平均	163	64	5.5	1.0
	標準偏差	344	222	12.3	3.6
減少部分	平均	570	625	20.7	8.7
	標準偏差	435	393	16.5	5.8
サンプル数		35	39	34	34
減少発生港数		10	4	9	4
減少発生率		29%	10%		

e) 港湾計画と埋立実施計画の関係

港湾計画の中で位置づけられる埋立計画と埋立免許の対象としての埋立実施計画の間に、どのような違いが生じるかを考察する。このため、まず港湾計画における埋立計画について考察する。埋立計画面積を P 、計画するに相応しい確実性があると予見される埋立需要面積を V 、埋立実施面積を R 、考えられる最大の埋立需要面積を η とし、埋立した場合の単位面積当たりの利益を ω 、自然のままの場合の単位面積当たりの利益を ζ とすれば、対象区域のもたらす利益 W は、

$P \leq V$ の場合は $R = P$ となるので、

$$W = \omega \cdot P + \zeta \cdot (\eta - P) \tag{2.17}$$

また $P > V$ の場合は $R = V$ となり、

$$W = \omega \cdot V + \zeta \cdot (\eta - V) \tag{2.18}$$

となる。ただし、 V はある生起確率分布を持つ確率変数である。このような条件下で、計画者は W の期待値を最大化するように意思決定をするものと考ええる。埋立の利益が自然のままの利益より大きい場合、即ち $\omega > \zeta$ を仮定すると、計画者の決定は、 $P \geq V$ となる。しかし V の生起確率分布を正確に予測することが困難であり、それによるリスクを回避するとするならば、計画者の意思決定の一つの答えは $P = \eta$ となる。現実には、港湾計画で埋立計画面積をいくら大きめに設定しようとも、実際に埋立の必要性が顕在化し、漁業補償が妥結し、環境アセスメントで支障がないことなどが確認されてはじめて埋立が実施されるので、それまでは、港湾計画で埋立が計画されただけでは、当該海域における自然がもたらす利益は減少しない。むしろ、埋立計画が小さすぎて、企業立地等の機会を逸することの方が、計画者にとって明らかなリスクと認識されている、と想像することができる。

現実の港湾計画は、これよりもはるかに複雑な関係のうえに成り立っており、このような単純な原理で計画がなされているわけではない。しかし、景気変動によって需要が大きく変化する埋立という行為を計画するメカニズムとしては、善良で合理的な埋立主体を仮定し、必要に応じ港湾計画の範囲の中で埋立実施の判断を適切に行い、可能な限りタイムリーな埋立地供給を行い、地域の利益を逸することなく確保するという文脈においては、それなりに優れたメカニズムであったと考えることができる。また、環境影響のような外部不経済がある場合、市場経済では社会的な最適状態が達成されない。いわゆる市場の失敗と呼ばれる問題で、埋立も当てはまる。こうした問題に対し、公共主体が社会的な最適状態を予測し、それに向けた制御を実現しようとする(細田, 1999) がその処方箋と考えられ、従来の埋立の仕組みがそのためのものであったこともまた事実であろう。

しかし、近年は投資効果分析が以前よりも厳格になされるようになり、前述のメカニズムが支配的となるような計画策定がなされることはなくなってきた。また、このようなメカニズムを合理的ならしめる前提である善良で合理的な埋立主体の仮定が、少なからぬ人々にとって認めることのできない仮定となってきたことが、従来型の埋立プロジェクトの進め方に対する批判を増加させていると考えることができる。さらに、埋立にとって好適な条件を持つ海域が減少してきているので、安易な埋立では土地需要を喚起する十分な価格と立地条件を有する土地を造成することができなくなってきていることも、前述のメカニズムが機能しなくなってきている背景にあると考えられる。こうした状況の中で、現在は需要

がかなり期待され、しかも特に臨海部で必要とされる用地需要に対して埋立が計画されるという傾向が強まってきている。

f) 埋立計画と土地利用計画範囲の関係

港湾計画における埋立計画の増減と陸上部における土地利用計画の範囲の関係を考察する。前回計画からの土地利用計画の増加(減少)面積は、埋立計画と陸上部での土地利用計画の増加(減少)によるものであるから、次式が成立する。

$$L_u = L_r + L_l \quad (2.19)$$

ここで、 L_u ：土地利用計画の前回計画からの増加面積、 L_r ：埋立計画の前回計画からの増加面積、 L_l ：土地利用計画の前回計画からの陸上部での増加面積である。

この関係をもとに、土地利用計画増加面積、埋立計画増加面積および土地利用計画陸上増加面積の関係を各標本集団ごとにまとめる。但し、1996年度の苫小牧港および1997年度の福山港の港湾計画は極端に大きい計画範囲の減少・拡大が生じているので、増減面積を整理するにあたって、両港のデータを別扱いにして整理する。結果は表-2.16のとおりである。

1996年度の苫小牧港および1997年度の福山港を除けば、1996～1998年度の標本集団と1989～1991年度の標本集団は、土地利用計画と埋立計画の大小関係が類似している。土地利用計画の増加面積はそれぞれ1,110ha/3年および1,887ha/3年で、埋立計画増加面積は1,271ha/3年および2,568ha/3年と、いずれも土地利用計画の増加面積よりも大きい。この結果から、陸上部での土地利用計画増加面積は、それぞれ-161ha/3年および-681ha/3年、前回計画から減少しているものと推測される。

表-2.16 埋立計画と土地利用計画の増減

計画改訂	土地利用計画 増加面積(ha)	埋立計画 増加面積(ha)	土地利用計画 陸上増加面積(ha)
1996-1998年度	-3,890	1,345	-5,235
福山港	1,097	5	1,092
苫小牧港	-6,097	69	-6,166
その他	1,110	1,271	-161
1989-1991年度	1,887	2,568	-681

土地利用計画面積の陸上部での増減は、土地造成はもとより、土地造成を伴わない計画範囲の変更によってもたらされる。港湾計画が1973年に法律に定められた以降も、既存陸域の土地利用計画は、官民にわたる既得権者の反対などによって、長い間計画がなされなかった港湾

が少なくない。しかし、近年は、港湾としての土地利用計画が求められるにもかかわらず諸般の事情によって土地利用計画が策定できなかった地区に、大規模に土地利用計画を新規に定めるというような港湾は少なくなっている。このため、土地利用計画の対象範囲は、実状に合わせて一部増減がなされるという状態になってきている。ただし、これは、適切な臨海部活動を確保するために必要と考えられる範囲に対して適切な範囲が計画に位置づけられたためという場合もあるが、単に既得権者の強い抵抗によって計画対象とすることを断念しているという場合も少なくない。また逆に、過大な計画範囲の設定をしようとする港湾当局を関係者の主張により適正な範囲に押し止めているという状況もあるかもしれない。いずれにせよ、一時期世間で話題にされたような単なる省庁間の縄張り争いという側面だけで議論がなされるのは不幸である。限られた空間資源である臨海部が関係主体各々のみならず社会的にみて可能な限り有効に活用され、あるいは、そこでの各種利用・活動の間の相克が効果的に解消されるような空間利用のあるべき姿を十分に検討・議論し、そしてその結果を着実に実行に結びつけるという努力こそが重要であると考え。また、高度成長期には陸上に大規模な土地造成計画が新たに策定される場合がときどきあったが、近年はそのようなケースはほとんどなくなってきている。このような状況の下で、陸上は海域に比べて権利関係が複雑に絡んでいることもあり、日本経済の成熟化や景気低迷などによって、陸上に大きな土地造成計画を有する港湾では、計画見直しで陸上の土地造成計画面積が減少する傾向にあるように見受けられる。

埋立計画増加面積を標本集団間で比較すると、1989～1991年度の標本集団は、1996～1998年度の標本集団の2倍、その差1,223ha/3年と大きな差が生じている。これに、2.3(2)で述べた1989～1991年度の土地造成計画面積が埋立実績に比して著しく大きいという状況を重ね合わせてみると、1989～1991年度の大きな土地造成計画は、そのかなりの部分が埋立計画の大きな増加であると考えられることができる。

(4) 埋立の規模・水深と地理的経済的要因の因果分析

a) 使用データと分析方法

港湾計画における埋立計画と周辺の地理特性、経済状況の関連性を調べるためには、埋立計画についての属性データと、その周辺の地理特性データおよび経済特性データが各港ごとに必要である。埋立計画についての属性データとしては、埋立事業の特性やデータの収集可能性を考慮して、土地造成計画(近年は埋立がほとんどであ

るが、ごく一部陸上造成が含まれる。)の面積 x_1 、埋立計画の増加面積 x_2 、埋立計画増加区域の最大水深(以下、「最大水深」という。) x_3 と最小水深(以下、「最小水深」という。) x_4 を港湾計画書から読み取り使用する。周辺の地理特性データとしては、埋立との関連が深いと考えられる港湾区域の面積 x_5 、閉鎖性海域か開放性海域かの別(以下、「閉鎖性海域ダミー」という。) x_6 を用いる。経済特性データとしては、埋立との関連の深さとデータ収集の容易性を考慮して、住民基本台帳の人口(以下、「人口」という。) x_7 、工業統計の製造業製造品年間出荷額等(以下、「製造品出荷額」という。) x_8 、漁業センサスの沿岸漁業層の年間漁獲販売金額(以下、「沿岸漁獲販売額」という。) x_9 、都道府県地価調査の全用途地価(以下、「地価」という。) x_{10} を使用する。

表-2.17 入力データの諸元

変数	項目	測定単位	集計方法	年度	データソース
x_1	土地造成計画面積	ha/地区	合計	計画年度	港湾計画書
x_2	埋立計画増加面積	ha/地区	合計	計画年度	港湾計画書
x_3	埋立計画増加区域の最大水深	m/地区	加重平均	計画年度	港湾計画書
x_4	埋立計画増加区域の最小水深	m/地区	加重平均	計画年度	港湾計画書
x_5	港湾区域面積	ha/港湾	—	1993年度	別途調査
x_6	閉鎖性海域ダミー	—	—	計画の前年度	所在地から分類
x_7	住民基本台帳人口	人/市町村	合計	計画の前年度	住民基本台帳要覧
x_8	製造業製造品年間出荷額等	百万円/市町村	合計	計画の前年度	工業統計
x_9	沿岸漁業層の年間漁獲販売額	万円/市町村	合計	1997年度	漁業センサス
x_{10}	全用途地価	百円/m ² /市	単純平均	計画の前年度	都道府県地価調査

各データ項目の測定単位、集計方法、データソースは表-2.17のとおりである。このうち、最大水深および最小水深は、計画で用いられている地区を単位として港湾計画図から読み取り、地区ごとの埋立計画増加面積を重みとして加重平均を行い、各港の値とした。埋立計画面積が増加する場合と減少する場合では、変数間の構造が異なると考えられるため、ここでは、埋立計画増加面積、

最大水深および最小水深は埋立計画面積が増加している地区だけを集計対象とした。閉鎖性海域ダミーは、「三大湾」、「瀬戸内」、「北部九州」を1、それ以外を0と設定した。「北部九州」の下関港と北九州港は日本海と瀬戸内海の両方に面するので、閉鎖性海域であるか否かについて疑問が生じる。しかし、両港の日本海に面する地区は、全て瀬戸内海環境保全臨時措置法第13条第1項(埋立等についての特別の配慮)の適用を受ける対象になっているため、大きな割り切りとして両港を含む「北部九州」3港を閉鎖性海域に分類した。また、人口、製造品出荷額、沿岸漁業販売額は、当該港湾区域を地先に持つ市町村のデータを港単位に合計して使用する。地価は町村データが入手困難であったため、当該港湾区域を地先に持つ市のみの地価を港単位で単純平均して使用する。

使用するデータの尺度は、面積、長さ、金額、面積当たりの金額および無次元ダミーとまちまちであり、正規性を仮定することが困難であるため、適切な形にデータを変換する必要がある。統計学的方法としてはBox-Cox変換を仮定して、AIC最小の条件で変換パラメータを同定するという方法があるが、ここでは個々の変数の特性から変換形式を決定する。自然界では異なる次元を持つ特性量の間にはべき乗則が仮定されることが一般的である。このため、対数変換の意味がないダミー変数を除き、全ての変数を自然対数変換($z_i = \ln x_i$)して使用する。ただし、土地造成計画面積、埋立計画増加面積、埋立水深と沿岸漁獲販売額は0値あるいは負値となる港湾が存在するため、そのまま対数変換を施すことができず、これらの変数は特別な処理を施す必要がある。土地造成計画面積および埋立計画面積が増加する場合と減少する場合は変数間の構造が異なると考えられるため、土地造成計画面積および埋立計画面積は港湾全体で増加している港湾だけを対象データとした。埋立水深は、埋立天端から水底までの深さが構造と費用に大きな意味を持つので、平均的な天端高さを加えた水深を対数変換して用いる。

沿岸漁獲販売額も埋立水深と同じように統計量と実態活動の間に一定の乖離が存在すると考えて補正することもできるが、0値を持つ港湾は2港しかないので、沿岸漁獲販売額0円のデータを単純に除外して計算を行う。データ数は港湾を単位として作成するので、1989-1991年度が35、1996-1998年度が39となるが、前述の処理等によって対象データが存在しない場合があり、1989-1991年度は z_2^* に1、 z_9^* に4、 z_{10}^* に2、1996-1998年度は z_1^* に2、 z_2^* に5、 z_9^* に3、 z_{10}^* に4の欠測値が生じている。また、これらの変換を施した各説明変数間の相関を見ると、

港湾区域面積 z_5^* 、閉鎖性ダミー z_6^* 、製造品出荷額 z_8^* 、地価 z_{10}^* は、人口 z_7^* との相関が高い (表-2.18 参照) ので、人口と連動する成分を除去した変数 z_i を使用する。港湾計画の内容は、計画決定する前年度に検討されている場合が多いので、関連分析の説明変数となる地理・経済データは計画決定の前年度の値を使用する。ただし、港湾区域面積と漁業センサスは、今回使えるデータ年度が1993年度と1997年度に制約されていたため、その年度のものを使用する。このようにして x_i から調製されたデータ z_i の分散共分散行列は表-2.19~2.20 のとおりとなった。

10個の変数の中で、他の変数によって因果関係を説明したい変数は、土地造成計画面積 z_1 、埋立計画増加面積 z_2 、最大水深 z_3 、最小水深 z_4 である。これに対して、港湾区域面積 z_5 は海域の空間的な埋立容易性を、閉鎖性海域ダミー z_6 は海象条件、海底条件や海域環境条件等の差異を間接的に示している。人口 z_7 は人間活動の総体的水準を、製造品出荷額 z_8 は工業活動の水準を、沿岸漁獲販売額 z_9 は当該海域の水産資源の価値水準を、そして地価 z_{10} は土地に対する金銭の支払い性向を間接的に示している。これらの地理的経済的指標 ($z_5 \sim z_{10}$) は海面埋立に関する代表的な指標であると考えられ、これらを用いることによって被説明変数 ($z_1 \sim z_4$) の変動をうまく説明することができるのではないかと考えられる。

z_1 は、 $z_5 \sim z_{10}$ によって説明ができると考えられる。 z_2 は基本的には z_1 から導かれると考えられる指標なので、 $z_5 \sim z_{10}$ に z_1 を付け加えることにより説明力が高まると考えられる。最大水深 z_3 および最小水深 z_4 は、 z_1 および z_2 との関係では、原因を示す指標とも結果を示す指標も考えられるが、近年の動向からみると、 z_3 や z_4 が深くなるから z_1 が小さくなるというよりは、 z_1 や z_2 が大きくなるから z_3 や z_4 が深くなるもしくは浅くなるという関係が卓越すると考えられるので、 z_3 および z_4 は $z_5 \sim z_{10}$ および $z_1 \sim z_2$ によって説明されると想定する。

表-2.18 各説明変数と人口の相関係数

	z_5^*	z_6^*	z_8^*	z_9^*	z_{10}^*
1989-1991年度	0.62	0.40	0.72	-0.12	0.54
1996-1998年度	0.69	0.61	0.85	-0.02	0.83

このように、本研究で因果関係を分析しようとする被説明変数群は、被説明変数間でも関係を持つと考えられるので、それらを考慮することができる分析手法が必要である。パス解析 (Write, 1921) の手法は、このような階層

性のある変数間の関係を分析することができるため、これを用いて分析を行う。

表-2.19 使用データの分散共分散行列 (1989-1991年度)

	z_1	z_2	z_3	z_4	z_5	z_6	z_7	z_8	z_9	z_{10}
z_1	1.51									
z_2	1.17	1.28								
z_3	-0.02	0.01	0.13							
z_4	0.09	0.08	0.04	0.11						
z_5	0.38	0.56	-0.05	0.01	0.86					
z_6	0.08	0.13	0.05	0.08	0.02	0.21				
z_7	1.21	1.00	-0.08	0.04	0.00	0.00	2.17			
z_8	0.45	0.49	0.03	0.31	0.42	0.35	0.00	2.23		
z_9	-0.20	0.16	0.13	0.08	-0.02	0.16	-0.24	0.04	1.80	
z_{10}	0.05	0.05	0.04	0.16	0.04	0.11	0.00	0.57	-0.02	0.52

表-2.20 使用データの分散共分散行列 (1996-1998年度)

	z_1	z_2	z_3	z_4	z_5	z_6	z_7	z_8	z_9	z_{10}
z_1	3.48									
z_2	2.47	2.91								
z_3	0.22	0.22	0.22							
z_4	0.03	-0.06	0.12	0.15						
z_5	0.19	0.41	-0.14	-0.10	0.94					
z_6	-0.07	-0.09	-0.05	0.01	0.11	0.16				
z_7	1.45	1.01	0.11	0.20	0.00	0.00	2.29			
z_8	0.10	0.19	-0.11	-0.06	0.22	0.18	0.00	1.08		
z_9	-0.93	-0.77	-0.08	0.04	-0.07	-0.08	-0.03	-0.27	1.50	
z_{10}	0.07	-0.27	0.05	0.09	0.14	0.06	0.00	-0.09	-0.11	0.26

パス解析実施のために、まず、分析のための変数間の構造を仮定する。考えられる変数間の構造は前述のとおりであるので、それをもとに各変数の関係を整理すると、

$$t = At + u \tag{2.20}$$

ただし、

$$t = (v_1, \dots, v_{10})' \tag{2.21}$$

$$u = (e_1, \dots, e_4, v_5, \dots, v_{10})' \tag{2.22}$$

$$A = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & \beta_{15} & \beta_{16} & \beta_{17} & \beta_{18} & \beta_{19} & \beta_{110} \\ \beta_{21} & 0 & 0 & 0 & \beta_{25} & \beta_{26} & \beta_{27} & \beta_{28} & \beta_{29} & \beta_{210} \\ \beta_{31} & \beta_{32} & 0 & 0 & \beta_{35} & \beta_{36} & \beta_{37} & \beta_{38} & \beta_{39} & \beta_{310} \\ \beta_{41} & \beta_{42} & 0 & 0 & \beta_{45} & \beta_{46} & \beta_{47} & \beta_{48} & \beta_{49} & \beta_{410} \\ & & & & & & & & & & \mathbf{O}_{6 \times 10} \end{bmatrix} \quad (2.23)$$

である。ここで v_i, z_i の平均を 0 に修正した変数 ($z_i - \bar{z}_i$)、 β_{ij} : 被説明変数 v_i に対する説明変数 v_j の重み係数、 e_i : 被説明変数 v_i の誤差変動、である。
他方、 t の分散共分散行列 Σ_t は、

$$\Sigma_t = (I - A)^{-1} \Sigma_u [(I - A)^{-1}]^T \quad (2.24)$$

と表すことができる。ここで、 $\Sigma_u : u$ の分散共分散行列、 I : 単位行列である。この中で、説明変数間では v_5, v_6, v_8 および v_{10} の各変数間に共変成分があることが想定され、同時に特性が近いと考えられる被説明変数の誤差成分 $e_3 \sim e_4$ の間にも共変成分が存在することが考えられるので、本モデルではそれらの変数間に共分散が存在することを仮定した。

表-2.21 数居値ごとの AIC

数居値	1989-1991 年度	数居値	1996-1998 年度
0.00	95.7	0.00	95.8
0.05	86.1	0.05	74.5
0.10	77.8	0.10	70.0
0.15*	70.2	0.15	68.4
0.20	78.4	0.20*	66.4
0.25	79.2	0.25	78.5
0.30	92.3	0.30	87.9

注) *は AIC が最小となる数居値。

式(2.20)~(2.24)から、最も一般的な方法である多変量正規分布を仮定した最尤推定法により、標準化重み係数を求める。しかし、ここで設定したモデルの自由度は 9 と低いと、モデルのデータに対する適合度は単純に高いとはいえない。そこで、一定の数居値を定め、標準化重み係数の絶対値が数居値以下のものは「関連がない」と見てモデル構造を修正し、再計算をする。再計算の結果、絶対値が数居値以下の標準化重み係数が生じた場合は、その変数間も「関連なし」に修正して、更に計算を行う。そうした計算を数居値 0.05 きざみで変化させて行い、もっとも適合度が高い場合の数居値を採用する。数居値の違いによる相対的な適合度の善し悪しの比較には

統計モデルの評価に良く用いられる AIC を使用する。

計算結果は表-2.21 のとおりで、適合度の最も良い数居値は、1989~1991 年度は 0.15、1996~1998 年度は 0.20 である。

求められた変数間の構造を前提に変数間の標準化重み係数を求めるとともに、観測変数の生起確率に多変量正規分布を用いた 1000 回の Bootstrap (Efron, 1979, 1982) を行い、標準化重み係数の標準誤差と t 値を求める。結果は表-2.22 のとおりである。このうち、1989~1991 年度の最大水深に関する標準化重み係数は、t 値がやや低く、その推定値の統計的な信頼性は必ずしも十分ではない。ここで想定した以外の要素の影響がかなりあるということである。

表-2.22 重み係数の推定値

(1989-1991 年度)

重み係数	標準化係数	標準誤差	t 値
β_{15}	0.331	0.115	2.88
β_{17}	0.667	0.091	7.33
β_{21}	0.599	0.105	5.70
β_{25}	0.331	0.087	3.80
β_{27}	0.211	0.103	2.05
β_{29}	0.209	0.074	2.82
β_{32}	0.370	0.306	1.21
β_{35}	-0.304	0.235	-1.29
β_{36}	0.234	0.164	1.43
β_{37}	-0.418	0.231	-1.81
β_{46}	0.268	0.138	1.94
β_{48}	0.259	0.147	1.76
β_{410}	0.432	0.129	3.35

(1996-1998 年度)

重み係数	標準化係数	標準誤差	t 値
β_{17}	0.509	0.112	4.54
β_{19}	-0.397	0.119	-3.34
β_{21}	0.767	0.066	11.62
β_{210}	-0.253	0.100	-2.53
β_{32}	0.430	0.096	4.48
β_{36}	-0.309	0.102	-3.03
β_{310}	0.420	0.147	2.86
β_{47}	0.345	0.096	3.59
β_{410}	0.452	0.127	3.56

b) 推定結果の考察

埋立をとりまく地理・経済のシステム (ここでは、自然のシステムもサブシステムとして組み込まれていると考える。) は複雑である。このシステムは多くの変数と多くの影響経路を持っているため、どのような変数であっても被説明変数に対して何らかの影響経路を持っていると観念的には捉えることができる。しかし、それらの関係の全貌を捉えることは困難なので、選択された説明変数から選択された被説明変数への影響度の大小を知るこ

とだけでも、知ろうとするシステムの構造の特徴をある程度把握することができる。そこで、各変数の関係についての主要な構造を理解するために、各変数の関係を、標準化重み係数が大きい変数間の繋がりというネットワーク・パターンとして把握し、考察する。

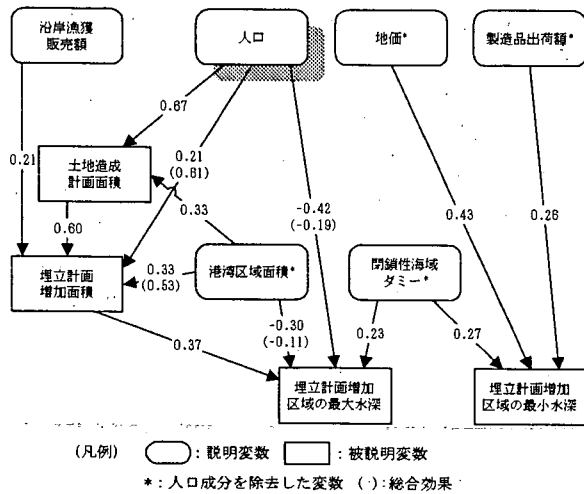


図-2.13 埋立構造 (標準化重み係数) (1989-1991 年度)

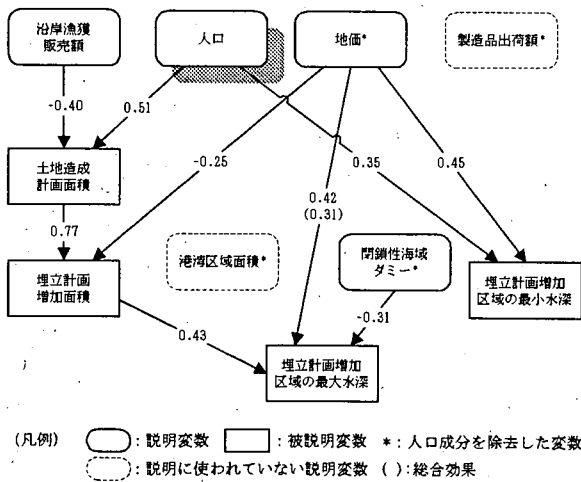


図-2.14 埋立構造 (標準化重み係数) (1996-1998 年度)

今回得られた結果では、1989-1991 年度は 0.15 以上、1996-1998 年度は 0.20 以上の標準化重み係数を持ち、しかも t 値が 1.00 以上である説明変数が、全ての被説明変数に対して 1 個以上存在している。このため、全体像を大きく把握するための割り切りとして、そのような一定レベル以上の標準化重み係数を持つ関係だけを対象に考察を行う。表-2.21 の結果を整理すると、図-2.13~2.14 のとおりとなる。また、因果関係の理解を助けるために、直接効果と間接効果が併存する標準化重み係数には、標

準化総合効果を付記する。

ブロックチャートから知ることができる変数間の関係は、次のとおりである。1989~1991 年度は、土地造成計画面積は人口と港湾区域面積によって説明される。同様に、埋立計画増加面積は土地造成計画面積と港湾区域面積と人口と沿岸漁獲販売額によって、最大水深は埋立計画増加面積と人口と港湾区域面積と閉鎖性海域ダミーによって、最小水深は地価と閉鎖性海域ダミーと製造品出荷額によって説明される。これに対し、1996~1998 年度は、土地造成計画面積が人口と沿岸漁獲販売額によって、埋立計画増加面積は土地造成計画面積と地価によって、最大水深は埋立計画増加面積と地価と閉鎖性海域ダミーによって、最小水深は地価と人口によって説明される。分析によって得られた結果はあくまでも前述のとおりの変数間の関係だけであるが、その結果と現実界の関係について理解を深めるために、以下にこれらの変数間の関係が指し示すであろう意味を考察する。

(土地造成計画面積)

土地造成計画面積は、1989~1991 年度は人口と港湾区域面積で説明されていたものが、1996~1998 年度になると人口と沿岸漁獲販売額で説明されるようになる。人口はどちらにも共通で、それ以外の説明変数が変化している。人口は人間活動の総体的水準を現す。また、港湾区域面積は空間制約面から見た海域の埋立容易性を現すものである。1989~1991 年度は、社会経済的な活動水準という需要面の要因と、空間制約面から見た海域の埋立容易性が同時に考慮されていたと考えることができる。沿岸漁獲販売額は沿岸漁業資源の価値水準を現すと考えられるため、1996~1998 年度は、社会経済的な活動水準が需要要因となり、沿岸漁業資源の価値水準が抑制要因となっていたと考えることができる。

(埋立計画増加面積)

埋立計画増加面積は、1989~1991 年度は人口と土地造成計画面積と港湾区域面積と沿岸漁獲販売額によって、1996~1998 年度は土地造成計画面積と地価によって説明される。土地造成計画面積は埋立計画増加面積と既定計画面積の和である。しかし、土地造成計画面積に対する埋立計画増加面積の割合 (以下、「埋立計画増加割合」という。) は、1989~1991 年度で 65%、1996~1998 年度で 66% であるので、埋立計画増加面積が土地造成計画面積である程度説明されることは、当然の帰結である。また、これらの時期においては土地造成計画の増加における陸上造成が極めて少ないため、埋立計画増加割合は土地造成計画面積の増加割合とほぼ等しいと見みることができる。そして、埋立の実施と埋立計画の関係が平衡状

態にある状態を仮定すれば、埋立計画増加割合は、前計画改訂から現計画改訂の間における土地造成計画に対する埋立の実施割合を現していると考えることができる。

1989～1991年度は、まず、人口と港湾区域面積が説明変数となっているので、社会経済的な活動水準と埋立のための空間容量ひいてはそこから導かれる埋立の物理的な容易さが考慮されていたと推定することができる。つぎに、沿岸漁獲販売額が正值の重み係数を持っている。単純に考えれば、沿岸漁獲販売額が大きいほど大きな埋立計画増加面積が設定されたことになる。通常は、沿岸漁業資源の価値水準が高いところほど埋立計画面積の増加は抑制されるはずであるが、ここでは逆である。これは沿岸漁業資源の価値水準の高い海域では、埋立が抑制されてきたところに、土地バブルで土地需要圧力が飛躍的に上昇し、それまでの漁業者等の抵抗の重みが相対的に低下してしまい、そのため大きな埋立計画増加面積が設定されたという可能性が考えられる。

1996～1998年度は、港湾区域面積との関連が失われている。これは、空間的な制約が埋立において意味がなくなったとは考え難いので、埋立効率を考慮するだけの自由度が埋立主体になくなったと考えるべきであろう。また、人口との関連が失われ、かわって地価との関連が生じている。しかも、地価の重み係数は負値であるので理解が難しい。埋立増加面積は、陸上造成と埋立の比率、埋立の既定計画と増加計画の比率の変化によって、土地造成計画面積と異なる傾向を示す。仮に、埋立増加面積が土地造成計画面積と全く同じ傾向を示すとすれば、人口や地価などの要因によって土地造成計画面積が定まり、土地造成計画面積だけで埋立増加計画面積を完全に説明することができることになる。逆にそうならないのは、陸上造成と埋立の比率や埋立の既定計画と増加計画の比率の動きが土地造成計画面積と別の傾向を示しているからである。埋立計画増加面積に直結している説明変数は、これら比率の変化を説明していると考えることができる。地価が埋立計画増加面積を説明しているということは、地価の大小によって、陸上と埋立の比率もしくは埋立の既定計画と増加計画の比率の変化傾向が説明されることを意味している。標準化重み係数が負だということは、地価が高いところほど、陸上造成計画面積の比率が小さいか、埋立の既定計画の比率が大きいかのどちらかである。この時期に、陸上造成と埋立の比率が変化する要因としては、2.3.(3).b)のとおり埋立計画が水深の深い方向にシフトしているため、土地造成単価が上昇する一方で、土地利用に関する規制の緩和が進むなどにより、陸上で土地造成の需要が相対的に高まったことが考え

られる。また、2.3(2)のとおりバブル経済期に埋立計画を大きく増加させたが、埋立竣工面積にはバブル経済による大きな影響がみられず、安定的に推移しているため、埋立計画の余剰が存在していることが予想される。バブル経済期に埋立計画を大きく増加させた港湾ほど既定計画の割合が高いことも考えられる。これらの要因のどちらが支配的であるかは、ここでの分析からは判定できないが、いずれにしても、負の重み係数に対する認識整合的な説明は可能となる。

(最大水深)

最大水深は、1989～1991年度および1996～1998年度ともに埋立増加面積が説明変数になっている。埋立増加面積の重み係数は正值で、埋立計画増加面積が大きくなると最大水深は浅くなるという関係にある。埋立計画増加面積は、造成された区画の使いやすさや海域の諸制約を組み入れて決められるので、使いやすさから見た土地の形状や航路や漁業権の存在などの海域の制約によって、埋立計画の汀線方向の長さや岸沖方向の長さは、総体としてあるバランスを持つと考えられる。このため、埋立計画増加面積が大きくなれば、最大水深は深くなると推定される。

1989～1991年度は、埋立計画増加面積以外では人口と港湾区域面積と閉鎖性海域ダミーが説明変数になっている。土地バブル当時の中心的な開発方式の一つは、古くなった内港地区を埋め立てて再開発するという方式であった。このため、人口が大きいところほど古くに作られた内港地区があり、最小水深は浅い傾向がある。港湾区域面積は利用性向の高い海面の広さを現しているの、それが大きいということは潜在的には埋立の対象となる海域が大きく、またそれゆえに浅海部に埋立可能な海域が残されている割合も高いと考えられる。このため、港湾区域面積が大きくなれば、最大水深は浅くなる。閉鎖性海域ダミーについては、閉鎖性海域は過去にかなり埋立がなされているので、浅海部に埋立適地が少なく、新たに埋立計画が作られる海域は開放性海域に比べて最大水深が深くなるといった理由が考えられる。

1996～1998年度は、埋立計画増加面積以外では地価と閉鎖性海域ダミーが説明変数になっている。地価が高い地域は地価負担力が高く、造成された土地を高い値段で売却して建設費を回収することができるため、建設費用が大きくなる海域、つまり深い海域にまで埋立計画を書くことが可能であるため、正值の重み係数を持つ。閉鎖性海域ダミーは負値の重み係数を持っている。これは、閉鎖性海域では埋立抑制傾向が強く、防波堤等で遮蔽されたエリアの外側に新たに埋立を計画することが少なく

なり、防波堤等で遮蔽された海域内に埋立を計画する傾向が強まっているためだと考えられる。

(最小水深)

最小水深は、1989～1991年度は地価と製造品出荷額と閉鎖性海域ダミーで、1996～1998年度は地価と人口で説明される。共通の説明変数となっている地価は、ともに重み係数が正值となっている。地価が高い地域は地価負担力が高く、造成された土地を高い値段で売却して建設費を回収することができるため、深い海域に埋立計画を書くことが可能となり、正值の重み係数を持つ。

1989～1991年度の製造業出荷額については、それが大きい地域は製造業の集積が大きく、旺盛な工業用地需要があった。それに応えて大きな埋立面積を確保するために、沖側の埋立地の先に埋立計画が作られるケースが多数見られ、これが最小水深が深くなっている理由だと考えられる。

1996～1998年度の人口については、人口集積の高い地域は社会・経済的な活動水準が高く、既に埋立が進行していて自然の水際線が少なくなり、浅海域の希少性が高く、浅海域での埋立を避けるために沖に埋立が計画され、最小水深が大きくなっていると考えられる。

c) モデルの適合度

求められた構造モデルにおける被説明変数ごとの重相関係数は、土地造成計画面積、埋立計画増加面積および最小水深で0.57～0.93、最大水深で0.39～0.54である(表-2.23参照)。これは、推定した構造モデルでかなり説明ができていているものの、埋立最大水深だけは、モデル外の要素の影響がやや大きいことを意味する。

重相関係数の他にモデルの適合度を示す指標としてよく利用されるGFI (goodness of fit index)およびRMSEA (root mean square error of approximation)を算出する。GFIおよびRMSEAの定義は、

$$GFI = 1 - \frac{\text{tr}(\Sigma^{-1} \cdot S - I)^2}{\text{tr}(\Sigma^{-1} \cdot S)^2} \quad (2.25)$$

$$RMSEA = \sqrt{\max\left(\frac{\text{tr}(\Sigma^{-1} \cdot S) - \log|\Sigma^{-1} \cdot S| - m}{df} - \frac{1}{n-1}, 0\right)} \quad (2.26)$$

である。ここで、 Σ : 推定された t の分散共分散行列、 S : t の標本分散共分散行列、 df : モデルの自由度、 m : 観測

変数の数、 n : 標本数である。

算出結果は表-2.24のとおりである。通常、GFIは0.9以上、RMSEAは0.05以下があたりがよいとされる。どちらもGFIが0.9超、RMSEAが0.05以下となっており、その意味では十分な適合性を持っているといえる。

パス解析は構造を持った重回帰分析と考えることもできるので、得られた重み係数に負値が出ることは当然にあり得る。したがって、重み係数に負値が出たとしても、単にそれを理由に仮定した変数間の構造に問題があるということにはならない。しかし、変数間の構造の仮定そのものは一つの仮説に過ぎず、その真偽についての疑問が残る。これについて各要素ごとに十分な検証を行うことは困難であるが、計算の結果得られたモデルの適合度指数はかなり高い値であったので、その意味においては仮定した変数間の構造は妥当性があると考えられる。

表-2.23 重相関係数

変数	1989-1991年度	1996-1998年度
v_1	0.74	0.65
v_2	0.93	0.81
v_3	0.39	0.54
v_4	0.77	0.57

表-2.24 適合度指数

指数	1989-1991年度	1996-1998年度
GFI	0.93	0.91
RMSEA	0.00	0.00

2.4 結語

「帰還効果」を検知するための手法を得ることを目的に、港湾における埋立の時系列、規模と位置、地理的経済的指標との因果関係の分析について種々の手法を当てはめ、埋立の特性を分析した。この結果、埋立の特性をある程度うまく把握することができた。このことにより、今回用いた一連の手法が、埋立のマクロな特性を分析する際に有効な手段となりうるということが分かった。

d) 埋立実績の時系列特性

埋立の時系列トレンドは、過去数年間の埋立地の売却・使用水準の向上をもとに埋立実施面積が決められるという行動様式を仮定し、幾つかの近似を与えれば、指数型の関数となることが導かれる。

オイルショック以降の全国の港湾における埋立面積のデータを、指数関数型のトレンドを仮定して当てはめ

行った結果、次の諸点が明らかになった。

①埋立面積は、ほぼ一貫して減少する傾向にある。その減少傾向は1983～1984年度に屈曲点を持ち、1983年度までは急速に減少し、それ以降は緩やかに減少している。

②1984年度以降の埋立面積のトレンドは、1990年前後の地価・株価の高騰による過熱経済、いわゆるバブル経済期間を多く含むものであるにもかかわらず、減少の傾向は一貫していて明確な影響はみられない。

③1983年度以前と1984年度以降で埋立面積の減少度合いが大きく変化する傾向は、用途別にみた埋立面積の時系列変動特性からみて、工場用地の変化による寄与が大きい。

e) 土地造成計画の特性

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画における土地造成計画面積、そしてその各計画の前回計画における土地造成計画面積を整理した。

この結果を全国の埋立実績の時系列と比較すると、両者は概ね対応する。しかし、バブル経済期間内の1989～1991年度の土地造成計画だけは、埋立実績に比してかなり大きな計画面積となっている。

f) 埋立計画増加区域の水深分布

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画について、水深ごとの埋立計画増加面積（減少面積を含めない。以下同じ。）を幾つかの仮定において推定した。

得られた水深に対する埋立計画増加面積の分布は、1～2箇所に明確なピークを持つ形状であり、そのピークは主に島式の埋立計画によるものである。主ピーク的位置は、1989～1991年度は水深7～10mにあったが、1996～1998年度には10～15mへと深い方向へとシフトしている。全体の平均水深でみると、-6.7mから-8.7mに2mほど深くなっている。

g) 自然海岸の減少量の変化

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画について、埋立計画の増加による自然海岸の減少延長を読み取り、集計した。

1989～1991年度から1996～1998年度にかけて自然海岸の減少延長は1/2以下に低下している。この低下は、主に埋立計画増加面積の減少によるもので、埋立計画増加面積あたりの自然海岸の減少延長は1割強程度の低下である。

h) 埋立増加の地理・経済指標との因果関係

海面埋立の規模と位置について、地理・経済指標との因果関係をパス解析の手法を用いて分析した。この結果、明らかになった主な特徴は以下のとおりである。

1989～1991年度には、人間の利用をポジティブに行う性向を持つ港湾区域面積という海域の広さが、土地造成面積と最大水深の決定過程において大きな役割を果たしていた。一方、1996～1998年度になると、港湾区域面積との関係は失われ、土地造成面積に対しては人口と沿岸漁業販売額が、最大水深に対しては埋立増加面積と地価と閉鎖性海域ダミーが大きな関係をもつようになった。

こうした関係から見出すことができる大きな変化は、港湾区域面積という空間容量が1989～1991年度は埋立に一定の関係を有していたが、1996～1998年度には関係を失っていたことである。つまり、近年の埋立においては空間的な容量がほとんど意味を持たなくなっているということである。また、バブル経済期の1989～1991年度においては、地価高騰によって期待土地売却収益が跳ね上がり、漁業補償が急速に進んだためか、「沿岸漁業販売額が大きいところほど埋立計画面積の増加が大きい。」という、特異な傾向がみられた。バブル経済終焉後の1996～1998年度では、「地価が高いところほど埋立計画面積の増加が小さい。」という、一見、市場原理に反するような傾向が現れている。しかし、これは、埋立計画増加区域が水深の深い海域にシフトしていることや、この時期がバブル期に蓄積された余剰な埋立計画が定常状態に遷移する過渡的な時期（リセッション期）にあることを考慮すれば、認識整合的に理解できるものである。こうした変化が明らかになったことで、社会・経済の構造変化が海面埋立の規模と位置のあり様を大きく変貌させていることの一部を示すことができたと考える。

求められた構造モデルの適合性は、GFIで0.9以上、RMSEAが0.05以下と十分に高く、全体としてはかなり適合性の高い構造モデルを同定することができたといえる。しかし、被説明変数ごとの重相関係数を見ると、他の変数は0.6～0.9と高いのに対して、埋立増加区域の最大水深は0.4～0.5とやや低いため、埋立増加区域の最大水深に対しては、このモデルの説明力はやや低い。今後、モデルの精度を高めていく場合には、内陸部での土地供給の状況などの内陸の要因や廃棄物の発生・処分状況などの埋立用材の要因などを含めて不足している説明変数を探し出し、この部分を改善していくことが重要であろう。

因果分析は、バブル経済期とその後の経済停滞期の2時点間の比較に着目して行った。この他にも、時系列トレンドが変化している1973-1983年と1984年以降に着目した比較や、埋立水深分布の形状を特徴づける重要な要因である拡張式埋立と島式埋立に着目した比較など、重要な分析の視点がまだ残されている。今後の課題である。

3. 船舶事故流出油対策を事例としたCVMの特性分析

3.1 概説

米国では、1989年3月アラスカ沖で発生した Exxon Valdez 号 (20万 D/W 級タンカー) の座礁事故による原油流出 (流出量約 42,000kl) に対して、自然環境被害への補償が裁判で争われた。このとき被害額の推定に用いられたのが CVM で、渡り鳥などを対象とした環境の被害額は 28 億 \$ と見積もられた。この推定額をもとに連邦・州政府と Exxon 社との間で交渉が行われた結果、自然の損害、回復及びリプレースに対して 1991 年から 2001 年の十年間で総額 9 億 \$ を Exxon 社が支出することで和議が成立した。

こうした事例が契機となって、それまでは価格を推定することができないと考えられていた環境の価値を推定することがある程度可能であると考えられるようになり、様々な場面で CVM による環境価値の推定が試みられるようになった (栗山, 1997; 竹内, 1999) ²⁾。

わが国においては、政府の財政悪化や政府への国民不信の高まりなどを背景に政府活動の効率化が強く求められ、公共事業においても明確な投資効果分析を行うことが求められてきている (森杉, 1999)。こうした要請に応え、費用便益分析の枠組みが徐々に整えられつつあるが、環境の価値をどのように評価するかは重要な課題の一つとなっている。基本的に、費用便益分析は費用と便益の比あるいは差を指標として分析がなされるが、通常、大規模な公共事業を行う場合、多くの環境資源を消費することになるので、その損失を費用として適切に見積もる必要がある。また同時に、近年増加が見られる環境質の向上を目的に内包する事業は、環境質の向上を便益として適切に見積もることができなければ、その事業オプションの必要性を確認することができない。

市場・代替市場の存在する環境財の価値を推定することは比較的容易であるが、市場・代替市場の存在しない環境財の価値を推定することはかなり難しい。市場・代替市場の存在しない環境財の価値を推定するために、現時点で広く認知されている方法は CVM など少数の方法だけである。このうち CVM は、環境状態の変化を仮定し、それに対する人々の選好をアンケートまたはインタビューによって調べ、統計的に処理する方法で、かなり広範な対象を評価することができるとされている。しかし、それは架空の環境状態の変化を基にアンケートやイ

ンタビューによって人々の選好を調べる方法であるため、数々の誤差・偏差が存在し、得られた支払意思額をどこまで信頼できるのか統一的な解釈は得られていない (岡, 1997; 竹内, 1999; 栗山, 1997)。

従って、市場・代替市場が存在しない環境財の評価を行おうとすれば、信頼性に不明な点があっても CVM などにより得られる値を参考とするほかなく、このために、CVM などの信頼性を少しでも明確にするもしくは高めることが重要である。

本研究では、CVM の推定結果の信頼性を分析するため、まず、わが国周辺において船舶事故により発生する油流出への対策に対して CVM を適用し、一般的に用いられている方法でその支払意思額の代表値を推定する。次に、その推定の作業過程・結果における CVM の持つ各種特性について分析を行う。分析対象は、CVM の数値処理過程において影響が想定される主要な要素である ①回答者の属性、②効用関数型、③サンプリング誤差、④回答者の考慮範囲それぞれによる支払意思額への影響である。

(1) Exxon Valdez 号原油流失事故と CVM

1960 年代後半から 70 年代の前半に、Exxon などの石油会社は多くの投資を行い、米国アラスカ州の北極海に面したノース・スロープにあるプルード・ベイの油田を開発した。そこで汲み出された原油はアラスカのツンドラ地帯を横断し、南岸の港町 Valdez にパイプライン (1977 年完成; 延長 1287km) で輸送され、Valdez から大型タンカーで各地に運ばれる。

Exxon Valdez 号は、1986 年に建造された Exxon Shipping 社所有の 20 万トン級超大型タンカー (VLCC: Very Large Crude (Oil) Carrer) である。Exxon Valdez 号は、1989 年 3 月 23 日 21:30、20 万 kl の原油を積んで Valdez 港を出港した。海氷を避けながらの航行中に、0:00 ごろ航路から外れて Valdez の南西約 40km のブライ暗礁に座礁した。この事故が発生する以前から、原油タンカーの乗務員の数が少ないこと、Valdez 港のレーダーシステムが旧式で欠陥があることなどが指摘されていた。

Exxon Valdez 号の八つのタンクに穴があき、12 時間に約 41,000kl の原油が流出し、油塊は南へ約 10km の Prince William 湾にまで広がった。油塊はその日のうちに、アラスカ海流に乗って約 100km² に広がり、5 月はじめには約 1000km 離れたアラスカ半島に達した。そして最終的には、Prince William 湾の海岸線 581km、ケナイ半島の海岸線 130km、コディアック島 78km が汚染された。事故が発生した時期のアラスカの潮位変動は 5.5m で、しかも事故直後に嵐があったため、油が通常の水位を遙かに

2) Oil Spill Public Information Center ウェブサイト。

超えて海岸に遡上した。海岸線にいったん漂着した油はつぎの高潮で押し流されて異なる地域に移動した。

この事故を受け、日本の海難審判に相当する米国沿岸警備隊(USCG: U.S. Coast Guard)の法廷は、Exxon Valdez号の船長が(a)出港前4時間以内に飲酒をしていたこと、(b)事故当時、ブリッジを離れたこと、(c)その間、免許のない三等航海士に操船を任せたことの三点の過失を認め、船長の免許を停止した後、以後1年間はUSCGの保護監視下におく裁決を下した。

1989年に回収されたエマルジョン油は約10,000klで、流出油に換算すれば約3,200kl、総流出量41,000klの8%と推定された。1990年には4,500tの油廃物が回収され、1991年は544tの油廃物が回収された。1992年に最後の清掃が行われ、一部を除いて海岸表面はきれいになったとされたが、Prince William湾の37kmの海岸には埋没した油が残された。

Prince William湾は数百万羽の渡り鳥の通過飛来地で、海生ほ乳類や鮭などの魚類が豊富な野生の楽園であった。事故は渡り鳥の移動時期のはじめに発生したため、渡り鳥の被害は大きくなった。米国魚類・野生生物管理局では、油流出により直接死亡した鳥は35万から39万羽と推定した。特にウミガラス、ウミガモ、ハゲワシの被害が大きかった。その他、3,500~5,500頭のラッコ、200頭のゼニガタアザラシが死亡したと推定されている。また、アラスカ州環境保護局は、Prince William湾における1989年の黒タラの漁獲期を取り消し、ニシンの漁獲を禁止し、また、エビの漁獲期を短縮した(佐尾, 1998)³⁾。

事故後、Exxon社は流出した原油を除去するために30億ドルの資金を投下したが、沿岸に漂着した原油を除去するか、岩についた原油を熱湯で取り除くかという対策しかとれなかったため、即効性のある十分な対策はとれなかった。このため、生態系は傷つき、その修復には長い年月をかけた自然回復を待つしかなかった。この失われた生態系に対して、Exxon社は賠償する責任があるのかをめぐって裁判で争われた。このとき被害額の推定に用いられたのがCVM(Contingent Valuation Method)で、渡り鳥などを対象とした環境の被害額は28億\$と見積もられた(Carson et al., 1992)。この推定額をもとに連邦・州政府とExxon社との間で交渉が行われた結果、自然の損害、回復及びリプレースに対して1991年から2001年の十年間で総額9億\$をExxon社が支出することで和議が成立した。

ハルディーズ号事故をきっかけに、1990年8月に油濁

法(Oil Pollution Act: OPA)が制定された。OPAは、油流出事故の賠償責任の対象範囲を、経済的被害の他に、土地、魚類、野生生物、生物相、空気、水、地下水など全ての自然資源の被害、不動産の損傷などによる税金の減少などの公的収入の減少など含むとし、自然資源の破壊あるいは損失についての損害評価の手順を確立することを要求した。さらに、この自然資源の損害には、資源の修復費用だけでなく、影響を受けた資源の価値の減少分や、損害評価に必要な評価費用も含まれることを謳った。自然資源の損害評価ルールの確立は米国商務省国家海洋大気局(NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration)が担当することになった。

NOAAは、ハルディーズ号の原油流出事故の損害評価を、アラスカ州政府の支援のもとで1991年に300万\$の費用をかけてCVMを実施した(Carson et al., 1992)。評価結果をみると、失われた非利用価値は28億\$であった。オハイオ裁判で損害額評価におけるCVMの有効性が支持されたことより、Exxon社は巨額の損害賠償を問われる可能性が生じ、産業界のCVMに対する危機感が高まった。

その後Exxon社の後援で、CVMの有効性に関するシンポジウムが開催された。このシンポジウムでは、CVMに対して批判的観点から議論が交わされた。

CVMに対する批判が高まる中で、被害評価のルールづくりを担当するNOAAは、CVMが非利用価値の損害を評価する手法として信頼できるか否かを判断するため、1992年4月自然資源の損害評価にCVMが適用可能かを検討するパネルを組織した。その結果は1993年1月に報告された⁴⁾。この報告は、パネルが示した条件を満たすならば、「自然資源破壊の損害賠償に関する訴訟において議論を開始するための材料としてCVMは十分な信頼性を提供することができる、そしてその評価対象には非利用価値も含まれる。」と結論づけている。このなかでCVMが賠償請求を行うための情報提供となりうる信頼性を得るための条件がガイドラインとして提示されている。これがいわゆるNOAA Guidelineである。

パネルの結論を受けて、NOAAは1994年1月に自然資源損害評価のルールの案を示した⁵⁾。それは、NOAAパネルの結論を継承しているが、若干異なる点がある。

第1に、スコープテストの実施を求めたことである。スコープテストとは、サンプルを分割して評価対象範囲(スコープ)の異なるアンケートを実施し、スコープの

3) Oil Spill Public Information Center ウェブサイト

4) 58 Federal Register 4601-4610, 1993.

5) 59 Federal Register 1062, 1994.

違いが正しく支払意思額を変化させているかを統計的に示すことである。

第2に、アンケート調査を経験豊富な専門の業者に委託すべきとし、加えて、回収率を少なくとも70%以上にするべきとしている。ただし、この70%の根拠は不明である。

第3に、推定された支払意思額を50%の金額に修正して用いるべきとした。この50%修正の根拠は不明である。

NOAAは1994年案に対するコメントをもとに、1995年に修正案を示した⁶⁾。その最大の変更点は、CVMによる損害評価は、資源の回復や代替的な資源による置換が不可能な場合に限定されたことである。1996年にNOAAは最終ルール⁷⁾を発表したが、環境被害による損失費用を補償するのではなく、被害を受けた環境資源を回復するために必要な費用を補償するというルール(資源回復ルール)が中心となったため、CVMの位置づけはかなり弱いものになった。

米国においては、環境政策の費用便益分析(Cost Benefit Analysis: CBA)におけるCVMの役割は、環境保護によって得られる便益の評価が中心となるため、損害賠償額の評価とはかなり性格が異なる。損害賠償の場合は、評価額そのものが重要な意味を持つものに対して、環境政策の便益評価の場合は、環境政策目的の経済的妥当性を示すだけに使われる場合が多く、環境政策の代替案の選択の際にはCVMは用いられない場合が多いからである(栗山, 1997; 栗山 1998; 竹内, 1999)。米国においてCVMが環境目的の経済的妥当性を示すだけに用いられ、CVMから求められる金額を基本的に利用しなしていないことの解釈としては、栗山や竹内が述べているような理解をするよりも、提示された環境政策に対する賛否を知るとい意味ではかなり信頼して使用できるが、算出される支払意思の総額はその値をそのまま使用することができるだけの信頼性を有しているという方向に議論が収斂しておらず、結果として賛同率の大小や金額の正負の情報は利用するが、金額の絶対値は利用しないと言う結果になっていると考える方が、理解しやすいのではないかと考える。

また、大野(2000)は、CVM利用の方向性に関し「CVMは『CVMに対する不快感』、『スコープ無反応性』、『バイアス問題』、『表明選好の信頼性』などの問題を抱えているが、当事者のコミュニケーションに役立て合意形成につながれば、CVMによる評価結果の低い信頼性はた

いた問題ではなくなる。」と述べている。この主張は、「CVMで得られる金額の信頼性が必ずしも高いとは言いがたいが、環境政策に対する賛同率が高ければ、それだけでも有益である。そして、CVMの一部としてアンケートを実施することは、環境政策に関する情報を広く人々に提供することになると同時に、環境政策について実際に考えてみる機会を提供することになり、パブリックインボルブメントをよりよいものに高め、最終的によりよい社会選択がなされることにつながる。」というものである。大野もまたCVMに対する総括として、CVMの結果として算出される支払意思の総額に有用性をあまり認めておらず、それよりも、環境政策に対する賛同率の大小や、CVMの一部であるアンケートもしくはインタビューというプロセスに価値を見いだしているのである。

(2) CVMの概説

CVMは、環境状態の変化およびそれに対応する関連状態の変化を仮定し、その場合に支出してもよいもしくは受領しなければならない機会費用をアンケートまたはインタビューによって調べ、もしくは、環境状態の変化とその場合に支出もしくは受領する機会費用を仮定し、仮定した状態と現状の比較に対して人々の選好関係をアンケートまたはインタビューによって調べ、それを統計的に処理することで、仮定した環境状態の変化に見合う機会費用を推定する方法である。CVMの特徴は、評価対象が非常に広いことである。トラベルコスト法やヘドニック法が、環境財と旅行費用や地価・賃金から間接的に環境価値を計測するのに対して、CVMは、消費者に直接的にアンケートで補償変分や等価変分をたずねるため、認知しうどのような環境財に対しても形式的には評価が可能である。

CVMはCiriacy-Wantrup(1947)のアイデアに基づいて、1958年の米国内務省国立公園局によるデラウェア川のレクリエーション便益の計測に初めて適用された(竹内, 1999)。その後、Davis(1963)、Randall et al.(1974)、Rowe et al.(1980)による適用、Small and Rosen(1981)やHanemann(1984)による離散型選択理論に基づいた消費者余剰の定義を経て、環境経済学の分野で発展した。

わが国においては、1989年にExxon Valdez号事故による流出原油による生態系被害の損害賠償争議にCVMが用いられたことなどをきっかけに、それまでは価格を推定することができないと考えられていた環境の価値を推定することがある程度可能であると広く考えられるようになり、様々な場面でCVMによる環境価値の推定が試みられるようになった(栗山, 1997; 竹内, 1999; 大野, 2000)。

6) 60 Federal Register 19804, 1995.

7) 61 Federal Register 440, 1996.

わが国においては、政府の財政悪化や政府への国民不信の高まりなどを背景に政府活動の効率化が強く求められ、公共事業においても明確な投資効果分析を行うことが求められるようになってきた(森杉, 1999)。こうした要請に応え、費用便益分析の枠組みが徐々に整えられてきているが、環境の価値をどのように評価するかは重要な課題の一つとなっている。基本的に、費用便益分析は費用と便益の比あるいは差を指標として分析がなされるが、通常、大規模な公共事業を行う場合、多くの環境資源を消費することになるので、その損失を費用として適切に見積もる必要がある。また同時に、近年増加が見られる環境質の向上を目的に内包する事業は、環境質の向上を便益として適切に見積もることができなければ、その事業オプションの必要性を確認することができないからである。

(3) CVM の課題

市場・代替市場の存在する環境財の価値を推定することは比較的容易であるが、市場・代替市場の存在しない環境財の価値を推定することはかなり難しい。市場・代替市場の存在しない環境財の価値を推定するために、現時点で広く認知されている方法は CVM など少数の方法だけである。CVM は、環境状態の変化を仮定し、それに対する人々の選好をアンケートまたはインタビューによって調べ、統計的に処理する方法で、かなり広範な対象を評価することができる。しかし、それは架空の環境状態の変化を基にアンケートやインタビューによって人々の選好を調べる方法であるため、数々の誤差・偏差が存在し、得られた支払意思額をどこまで信頼できるのか統一的な解釈は得られていない(岡, 1997; 竹内, 1999; 栗山, 1997)。指摘されている主要な論争点として竹内(1999)は、(a)スコープ無反応性(スコープ無反応性は scope issue, embedding effect, part-whole effect, symbolic effect, disaggregation effect など様々な名称で呼ばれている)、(b)順序効果(order effect, sequence issue)、(c)仮想的市場の範囲(extent of the market)、(d)統計学的に望ましい方法、(e)支払行為の現実との乖離をあげている。その内容は次の通りである。

a) スコープ無反応性

スコープ無反応性もしくは包含効果とは、評価対象の範囲や量が大きく変化しても評価額が統計的に有意なほど変化しないという現象を指す。スコープ無反応性に関する研究例としては、Kahneman and Kenetsch(1992)、Diamond et al.(1993)および Desvousges et al.(1993)の研究がある。

Kahneman and Kenetsch は、サンプル集団を3つに分け、

第1グループには、A: 政府による環境保全活動全般、B: 災害対策の改善、C: 救助人員の増強に対する支払意思額(willingness to pay: WTP)を質問した。また、第2グループには B、C を、そして第3グループには C を質問した。この結果、 A^1 、 B^2 、 C^3 の値はそれぞれ 136\$, 152\$, 123\$ という不整合な結果を得た。彼らはこの原因を倫理的満足にあると主張した。

Diamond et al. は、連邦政府が管理する原生自然地域を保全することに対する支払意思額について、保全される地域の面積を 70 万エーカー、100 万エーカー、130 万エーカーと変化させて質問した。主に非利用価値を計測したと思われる WTP の標本平均はそれぞれ 29.9\$, 36.6\$, 49.8\$ であった。彼らの検定の結果、これら WTP が同じであるという仮説は棄却されなかった。

Desvousges et al. は、原油流出事故を防止して渡り鳥を保護する政策の WTP について、保全される渡り鳥の数を 2,000 匹(鳥全体の 1% よりかなり少ない)、20,000 匹(1% より少ない)、200,000 匹(約 2%) と変化させて質問した。多変量回帰モデルからの平均 WTP はそれぞれ 59\$, 59\$, 71\$ であった。少ない数の鳥に対する WTP の方が多い数の鳥に対するそれよりも小さい、という仮説は有意水準 10% でさえ棄却された。

スコープ無反応性については様々な反論がある。Kahneman and Kenetsch の研究に対しては、例えば Smith(1992)の反論がある。ABC が可変という状況での AB や A が変化する状況と、他の財が一定として AB や A が変化することに対する評価は異なるので、 AB^1 と AB^2 、 A^1 と A^2 と A^3 は当然等しくないというものである。Loomis et al.(1993)がこれを考慮して CVM を実施したところ、包含効果は小さくなったと報告されている。

Carson(1997)は、Desvousges et al.(1993)の研究は、異常値を取り除くとスコープ無反応仮説が棄却されるとした。さらに、それまでに実施されたスコープテストを分析し、スコープ無反応仮説が棄却されたのは 31 件で、棄却されなかったのが 4 件であり、その 4 件は、電話や街角の面接により短時間で質問したものであったことを示した。

b) 順序効果

順序効果とは、CVM で複数の質問を行う場合、後の質問の答えが先の質問の提示額や回答によって歪められる現象を指す。それは例えば、先の質問で多くの負担を許容する回答をしてしまったために、その質問の回答が予算制約的になってしまうといったようなことが考えられる。Boyle et al.(1993)は、グランドキャニオンにおける水流変化について WTP を調査し、旅行会社が供給するガイド付きボートで急流下りをしていた旅行者に順序効

果を発見している。

c) 仮想市場の範囲

Kopp and Smith(1989)は、コロラド州イーグル鉱山における自然資源損害評価の例を検証し、原告側の評価と被告側の評価の間に損害額総計に大きな相違が見られた。原因の1つは、原告側が州全体の人口に損害が及んだと仮定しているのに対し、被告側は漁民を中心とした周辺住民に範囲を限定していたためである。誰もが納得するような影響範囲を設定することはかなり難しい。

d) 統計学的に望ましい調査方法

Kanninen(1995)は、解析的な方法で、付け値範囲選択やサンプルの規模が支払意思の平均値や中央値に与える影響を分析している。また、Cooper(1993)は、二肢選択法において支払意思の平均値の平均自乗誤差を最小にするような付け値額とサンプル配分を明らかにしている。

e) 支払行為の現実との乖離

支払が架空の話である CVM 調査では、真の選好を表明する誘因が存在していないという問題がある(Cummings, 1994)。しかもそのエラーは、偏向の方向が一貫していないという問題がある(Mitchell, 1989)。このため、CVM の妥当性と信頼性を検証するため、トラベルコスト法やヘドニック法といった間接的手法や実際の支払など他の方法による結果との比較分析が様々なされている。しかし、得られた結果には一致した傾向は見られない。

3.2 アンケートの基本設計

「船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守ることにに対する支払意思額」を調べるためにアンケートを行った。アンケートでは、まず、船舶事故流出油による環境悪化防止に対する選好を直接調べることを目的に、対策の種類および実施主体についての情報を与えないで、第1回目のアンケートを実施した。次に、その回答者に対し、対策の種類及び実施主体についての判断を含めた応答を調査する第2回目のアンケートを実施した。アンケートの設計概要は次のとおりである。

(1) 対象地区

このアンケートは、国の役割としての流出油対策についての国民の意識を調査するものである。従って、全国がアンケートの母集団となる。しかし、母集団を完全に反映するサンプル集団を作るためには、あらゆる地域にある程度のサンプルがばらまかれなければならないが、そのためには大きなサンプル数が必要となり、送付先リストを作成することが困難になる。このため、地域特性による違いをパターン化し、その特定されたパターンご

とに対象地区を設定する。

回答パターンは、地域的な要因で違いが生じることが考えられる。都市化の度合い、産業構成の違い、歴史的要素などさまざまなものが考えられるが、実施可能サンプル数から考えて、それらを全てを代表するサンプルを確保することは困難である。このため、考慮する要素は、効用関数に大きな影響を与えると考えられる要素に限って考慮することとし、①沿岸部か内陸部か、②近年の流出油被害の大小、③大都市圏か地方圏か、とすることとした。これを基に作業のしやすさを考慮して福井県三国町、新潟県新潟市、神奈川県横須賀市、長野県長野市の4地区を選定した(表-3.1参照)。

表-3.1 対象地区の特性比較

	沿岸部/ 内陸部	近年の流 出油被害	大都市圏/ 地方圏	人口
福井県三国町	沿岸部	被害大	地方圏	24千人
新潟県新潟市	沿岸部	被害小	地方圏	486千人
神奈川県横須賀市	沿岸部	被害小	大都市圏	433千人
長野県長野市	内陸部	—	地方圏	357千人

(2) サンプリング方法

サンプル数は、地区ごとにランダム・サンプリングとすることにした。ただし、性別及び年齢は均等に分布するように配慮している。アンケート内の各質問ごとに選択肢の回答率が、有意水準5%で誤差率10%以内となることを条件に、自由度 ∞ のt分布から必要サンプル数を100とした(杉山, 1988)。これに対して、回収率を33%と想定して、送付サンプル数を求めた。この結果、各地区ごとに300サンプル、全体で1200サンプルに対して、アンケートを送付することにした。

アンケート結果を基に、効用関数を推定することになるが、この過程が複雑であるため、有意水準と一定の誤差範囲を指定して、これに必要なサンプル数を演繹的に定めることはかなり厄介である。桐越・塚本による研究(桐越・塚本, 1983)では、交通手段選択における実際のモデルを模したある仮想の効用関数モデル(5変数)を考え、その説明変数の確率分布を仮定した上で乱数を用いてその実現値を定めるというシミュレーション手法を用いた結果、大略800~1,000サンプルあれば、いずれのパラメータも有意水準5%で相対誤差20%以内で推定できると結論づけている。

しかし、CVMにおける精度と必要サンプル数の関係がその通りであるとは限らないので、今回は、経験的に知られている推定パラメータの安定度を確保するための

必要サンプル数 20 (石渡・稲村, 1979) を基に、パラメータを 5 個程度推定すると仮定すると必要サンプル数 100 と一致することもあるので、このサンプル数を採用する。

(3) 質問項目

第 1 回アンケートでは、「船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守るための税金の増加の許容額」を、対策および実施主体の選択肢を示さずに質問した。第 2 回アンケートでは、対策および実施主体の選択肢を示した上で、「企業が費用を負担すべき対策の実施によって生じる物価上昇の許容額」および「政府が費用を負担すべき対策の実施に対する予算支出の許容額」を質問した。また、個別対策の事例として、「浚渫船・ゴミ回収船に油回収装置を付ける対策について政府予算支出の許容額」を質問した。質問した金額は、1 家庭あたりの年間支出額である。

(4) 質問方式と質問金額

支払意思額の質問は、偏向が少ないとされるレファレンダム方式 (栗山, 1997) を採用し、中心的な質問である第 1 回の「税金増加許容額」と第 2 回の「政府全体の支出の許容額」は、データ数を多くして統計的信頼性を高めるため、ダブルバウンド方式 (2 段階方式) で質問し、それ以外の質問はシングルバウンド方式 (1 段階方式) で質問した。

表-3.2 設定した質問金額 (1 家庭当たり)

	第 1 回	第 2 回		
	対策実施による税金の増加額	企業負担に伴う物価上昇金額	政府全体の支出金額	浚渫船・ゴミ回収船の改良に対する政府支出金額
質問金額	100 円	300 円	100 円	60 円
	200 円	1,000 円	300 円	200 円
	300 円	3,000 円	1,000 円	600 円
	600 円	10,000 円	3,000 円	2,000 円
	1,000 円		10,000 円	6,000 円
	2,000 円		30,000 円	20,000 円
	3,000 円			
	6,000 円			
	10,000 円			
	20,000 円			
30,000 円				

第 1 回の質問金額は、予備調査により、YES/NO の変化が現れる領域が概ね 100 円から 30,000 円の範囲の中に収まると予想して、質問金額全体の範囲を 100 円から 30,000 円とした。修正質問金額 (第 2 次の質問金額) と初回質問金額 (第 1 次の質問金額) の比率は、予備調査の感触を基に概ね 1:3 と設定し、第 1 次質問金額の範囲

を 300 円から 10,000 円に設定した。第 2 次質問まで含めた質問金額の最大値は最小値の 10⁴ 倍であるため、質問金額の間隔は対数変換した値がほぼ均等になるように設定した。(表-3.2 参照) なお、既往の調査との比較結果は、表-3.3 のとおりである。

第 2 回の「政府全体の支出の許容額」の質問金額は、第 1 回と同額及びその 1 ランク上と下の質問金額をサンプル数が概ね均等となるように設定した。また、油回収船の回答金額は、第 2 回アンケートの質問金額以下となると考え、第 1 回アンケートの質問金額の 1 ランクしたの質問金額を設定した。

表-3.3 質問金額の既往調査との比較

	本調査	Exxon Valdez 号事故調査 (栗山 1997)	松倉川タマ開発に、関する調査 (栗山, 1997)
1 次質問金額 (下限)	300 円	10 \$	300 円
1 次質問金額 (上限)	10,000 円	120 \$	20,000 円
ランク数	7	4	10
隣接質問金額の倍率	1.5~2	2~3	1.2~2
1 次と 2 次の質問金額の倍率	3	2~3	1.6~3

(5) 状況説明

NOAA Guideline (NOAA Panel, 1999) およびいくつかの事例 (栗山, 1997) を参考に、支払意思額についての質問にあたっての説明文を決定した。内容は表-3.4 のとおりである。この説明は第 1 回アンケートに挿入すると

表-3.4 船舶事故による油流出の被害に関する説明

日本の周辺海域は多くのタンカーが行き交っています。1996 年には、海外から日本にくる石油は年間 4 億トン (1 万トンタンカーで 4 万隻分)、国内を移動する石油は年間 2 億トン (5,000 トンタンカーで 4 万隻分) あり、この他に日本の近海を通過して外国と外国の間を行き来するタンカーもかなりあります。

また、1971 年以降日本の周辺海域では、大きな油流出事故は 9 回ほど起こっています。多くの人々の油除去の努力もあってか、これらの事故においては、「海岸や海の生物・渡り鳥が再生できないほどの影響を受けたり、きれいな海岸が失われた」という報告は、これまで出されていません。ただし、エクソン・バルディーズ号事故 (アラスカ) などのように、海外では自然環境に影響が出たこともあります。また、油に含まれる多数の化学成分が生物にどのような影響をもたらすのか、まだ完全にはわかっていません。

油が流れ出すような事故を起こさないようにすることや、流れ出した油の回収費用や油による被害を補償することは、船会社や石油会社などの油の輸送に責任を持つ会社の責任ですが、油流出事故やその被害を完全になくすこと、流れ出した油の被害を完全に補償することは困難です。

もに、第2回アンケートにおいても再度挿入している。

(6) 費用負担シナリオ

a) 費用負担形式の選定

費用負担形式の代表的なものは、①基金を積み立てる、②現在徴収されている税金の中から支払う、③税金を増税する、といったものである。現在の社会情勢をもとに整理すれば、それぞれのシナリオの特徴は表-3.5のようになると考えられる(矢部, 1999)。しかし、これらの傾向は、社会情勢に連動する人々の意識によって変化するので、その時々を情勢を分析した上で、どのような費用負担形式のシナリオを選ぶかを選定する必要がある。

本研究で使用する費用負担形式は、第1回アンケート、第2回アンケートの趣旨を考慮して選択する。本研究の趣旨の一つは、「流出油から海岸を守る価格」をCVMで調査したとき、「流出油から海岸を守るための幾つかの対策の価格」をCVMで調査したときの比較分析をすることである。「海岸を守る」という大目標は、現実には幾つかの対策を実施しただけでは実現不可能な場合が多く、「海岸を守るための幾つかの対策」についての支払意思額は大目的に対して完全な代替関係にはないため、実際にこれがある程度比較するという意図である。

このため、まず、第2回アンケートに、現実に最も近い「物価が上昇する形式」と「現在徴収されている税金の中から支払う形式」を採用することにした。次に、第1回アンケートは、対策や実施主体を示さずに「船舶事故による流出油から海岸環境を守る」価値を推定することが目的なので、支出形態を想定しにくいことを考慮して、基礎的収入ベースの仮定として「増税する形式」を採用した。

b) 費用負担主体についての質問形態

(原因者による被害補償の限界)

流出油被害の予防・軽減・回復・補償は、原因者負担が基本である。輸送における安全確保の責任主体がどこかは、輸送契約によって確定される。通常は、船会社がその責任を負うが、補償ルールの決め方や運送契約の結び方によっては、荷主会社や商社がその責任を持つ場合がある。

船会社等からの補償を受けるためには、船会社等との交渉を行い補償の必要を認めてもらう必要がある。その段階で話し合いがまとまらなければ、裁判で答えを出すことになる。このため、流出油の除去に要した費用および流出油の被害全てに対して補償金を得ることができる

表-3.5 各種費用負担形式の比較

分類	基金を積み立てる形式	現在徴収されている税金の中から支払う形式	増税する形式	物価が上昇する形式
内容シナリオの	政府、NGO、NPOなどに基金を積み立てる	必要な資金を政府が負担するが、税収を変化せず、政府の予算をやりくりして、必要な資金を捻出する。	必要な資金を政府が負担するため、増税する。 この場合、資金需要が低下した政策分の税金は減税することが前提。	責任のある企業が負担し、企業がその費用を財・サービスの価格に転化するため、物価が上昇する。
シナリオの持つ意味	①政府に積み立てる場合は、目的税と同じである。 ②NGOやNPOに積み立てる場合は、国民からの出資だけではなく、税金からも出資する方法がある。 但し、そこまで考える人は多くないかもしれない。	①理論上、他の行政サービスが削減されることになるが、どの行政サービスがどれほど削減されるか想定が難しい。 ②費用負担の範囲が、納税額の範囲内に制限される。	①政府全体としての税金の無駄遣いの問題があり、そこを改善すれば増税をしなくても資金を供出できる可能性がある。 ②政府の信用が低下して、目的通りに税金が使われるか疑問もたれている。 ③今の日本では増税や減税が合理的かつ柔軟に行われることが想像できにくい。	①対策費用は企業の売り上げから捻出されるので、消費者が支払った金額から支払われる。 ②物価上昇がどれだけ発生するかは、対策費用以外の経費(企業利益を含む)をどれだけ削減するかで決まる。 ③長い期間の間に、物価変動の要因が、対策費用の支払いか他の要因か、消費者が半別することが困難になる。
回答への影響	①NGOやNPOへの信頼感の大小で、シナリオに対する抵抗感が増減する。 ②政府アンケートの場合、用途がある程度明確に限定されるため、用途に関する不信の影響が少なくなる。 ③政府アンケートの場合、新卒の資金集めと見て、一部の回答者に反発を受ける場合がある。	①シナリオに対する抵抗感は少ない。 ②回答者の犠牲量の認知(金を支払う意識)が小さくなるので、回答に対する厳しさ・真剣さが低下する。 ③一人当たりの負担金額が大きくなると、低額納税者の回答額に上限が発生し、回答が歪む。	①政府アンケートの場合、この中ではもっとも刺激的なシナリオで、アンケートの内容が最も真摯に受け止められる。 ②一部の回答者が、金額を冷静に判断せず、増税に感情的に反発する。	①対策費支出と物価上昇の関係が複雑なために、対策費用負担の責任は、企業にあって消費者にはないと誤解している人がかなりいる。

とは限らない。むしろ、被害者側に挙証責任があるため、証拠不十分により十分な補償金を得ることができない場合があると考えるを得ない。環境破壊のように被害者の特定が困難な場合は尚更である。

船会社等の場合は、法律によってその補償責任額の上限が定められているため、それを超える被害は補償を受けることができない。大規模な事故の場合には、この意味でも、流出油の除去費用と被害に対して、十分な補償を得ることができない可能性があることになる。

従って、原因者の補償を得られない部分の被害を誰が負担するかが問題になる。被害者が負担するのか、公共セクターが補償するのか、実際の状況に応じてそれらが決まって行くことになるので、これら費用負担のパターンを普遍的に説明することは、非常に難しい。

(事前準備・事後対策の必要範囲)

流出油を除去するための機材の準備や事故が起きないようにするための航行安全のためのシステム整備など事前の準備にも問題がある。

どこまで流出油対策の準備することが必要か、原因者側（船会社や荷主会社等）と被害者側（地域住民、地方公共団体、国等）で、認識が異なる。原因者側は、流出油対策にかかる費用が事前準備と事後補償を合計してコストが小さくなるように、油除去のための器材や航行安全システム等の準備を考えるであろう。他方、被害者側は、必要な器材等が準備されていなければ、迅速な油の除去等ができず、回避しうる被害が回避できなくなってしまうので、ある程度安全サイドの油除去器材や航行安全システムを求めるであろう。つまり、どうせお金をかけるなら、被害が最小になるように事前の準備を求めるのである。

現実の解は、この間に位置し、原因者側が認めるレベルの準備を原因者側が費用を負担し、被害者側が求めるレベルと原因者側が認めるレベルの差を被害者側が自衛手段として費用を負担することになる。アンケートで必要なことは、前者および後者を区別した上で、それぞれの程度必要と考えるかを聞き出すことであるが、それは説明が複雑になり、アンケートに組み込むには難しい面がある。

これは、どの程度油除去に費用を投入するかについても同じことがいえる。お金をかければかけるほど油を回収することができるが、いくらお金をかけても完全に除去することはできないため、この程度をめぐって事前準備の場合と同じ議論が展開されることになる。

(実施主体、費用負担主体と費用負担形式の問題)

実施主体と費用負担主体は、様々な組合せが考えられ

る。考えられる基本的なパターンは、《実施主体数×費用負担主体数》だけあるといっても過言ではない。実施主体や費用負担主体は、基本的に、民間セクターと公共セクターに分けられるが、それぞれの中身がまた問題である。民間セクターには船会社、荷主会社、輸送代理店などがあり、公共セクターには国(国民)、都道府県(都道府県民)、市町村(市長村民)、町内会、慈善団体などがあり、現実にあった意思決定をするためには、それらを分けて考える必要がある。

しかも、費用の負担は特定の主体だけが負担するとは限らず、費用の按分が行われる場合があり、そのパターン数は前述の数に《費用負担主体の組合せ数×按分パターン数》を乗じた数になる。

また、費用負担主体と実施主体が異なる場合には、費用負担形式が様々な形態をとることが、内容を更に複雑にする。例えば、政府関係だけでも、当該費用を税金として納入する方法、負担金として政府に納入する方法、政府が必要とする資機材を現物納入する方法などがあり、内容は非常に多様である。

(費用負担主体についての質問形式の設定)

実際の実施主体と費用負担主体の関係は以上の通りで、アンケートで状況を説明するにはあまりにも複雑すぎ、アンケートの紙面で全てを書き尽くすことは困難である。仮に、十分な紙面を使ってそれを説明しようとしても、その内容はアンケート回答者が読み取り放棄や理解放棄を起こす可能性がある。このため、アンケートでは費用負担者についての整理を表面には出さず、主たる実施主体について整理した。この結果、主たる実施者が費用を負担することをやや暗示する形になってしまっているのではないと思われる。

(7) 第2回アンケートの支払意思額についての質問内容

第2回アンケートでは、①実施すべき対策の種類と実施主体、②企業が費用負担すべき対策の実施によって生じる物価上昇の許容額、③政府が費用負担すべき対策の実施に対する予算支出の許容額、④浚渫船・ゴミ回収船への油回収装置の付加に対する予算支出の許容額、をこの順序で質問した。

このうち、実施すべき対策の種類と実施主体についての質問では、①船の安全運転を徹底する、②企業が負担する事故補償の範囲をもっと大きくする、③タンカーのタンクを油が漏れにくい構造にする、④石油会社等の油回収船の数や能力を増強する、⑤国の大型浚渫船や大型ゴミ回収船、地方自治体のゴミ回収船に油回収装置を設置する、⑥海上保安庁の巡視船や自衛隊の護衛艦などに載せる大型の油回収装置を配備する、⑦小型の油汲み取

りポンプを多くの場所に配備する, ⑧ボランティアの受入準備をしておく, ⑨天然の微生物を使って油を分解する方法を研究する, ⑩現状のまま, である。これら各対策ごとに, ①企業が実施する, ②国が実施する, ③地方自治体が実施する, ④その他が実施する, の中から対策ごとに適当な選択肢の組合せを作成し, これに⑤不採用, ⑥答えられないの選択肢を加えたものを回答選択肢とした。回答では, これらの中から重複を認める条件で選択を求めた。また, アンケートの中では, 各対策について, 必要費用の大小と, 対策の長所短所の説明を付した。

3.3 アンケートの発送と回収

第1回アンケートは, 平成10年10月30日を回答期限として1200通発送し, 351通の回答(回収率29%)を得た。また, 第2回アンケートは, 平成10年12月7日を回答期限として351通発送し, 171通の回答(回収率49%)を得た(表-3.6参照)

表-3.6 地域別年代別調査票回収数

地域	20代	30代	40代	50代	60代	70代	合計
三国	12	14	19	25	15	6	91
	5	6	14	12	10	4	51
長野	7	21	18	17	12	11	86
	4	10	8	9	3	6	40
横須賀	11	14	12	21	14	5	77
	4	6	7	9	7	1	34
新潟	10	24	20	25	14	4	97
	5	9	10	14	7	1	46
合計	40	73	69	88	55	26	351
	18	31	39	44	27	12	171

注) 上段は第1回の回収数。下段は第2回の回収数。

3.4 支払意思額中央値の推定

(1) 第1回アンケートによる支払意思額中央値の推定

第1回アンケートの結果をもとに「船舶事故による流出油から海岸を守るための支払意思額」を推定する。推定に使用するデータの中には, 「海岸を守るためとはいえ, 増税を考えることは間違いである」という意見を書き込んできた回答が多かったが, このような回答は, 本来的な価値は認めているのだがアンケートで想定したシナリオには賛同できないということであるので, これらは「答えられない」と同等に取り扱うことにした。第1回アンケートの結果をもとに「船舶事故による流出油から海岸を守ることにに対する支払意思額」を推定する。

支払提示額に対する承認率の分布曲線は, 広く用いられている効用関数を対数線形型とした Logistic 曲線を用

い, 最尤推定法によってパラメータを同定する(土木学会土木計画学研究会編, 1995)。

仮定した Logistic 曲線は次のとおりである。

$$P(C) = \frac{1}{1 + \exp(-\theta_0 + \theta_1 \cdot \ln C)} \quad (3.1)$$

ここで, C は提示した税金の増加額, θ_0 および θ_1 は推定パラメータ, $P(C)$ は提示額に対する支払承認率である。この推定結果は図-3.1のとおりとなり, 承認率が50%となる支払意思額(支払意思額の中央値)は2,200円/家庭であった。この場合, θ_0 は7.071, θ_1 は0.919である。

また, 参考に Exxon Valdez 号事故調査(栗山, 1997)と大野(1998)によるナホトカ号事故調査との実施条件および推定結果の対比を表-3.7に示す。

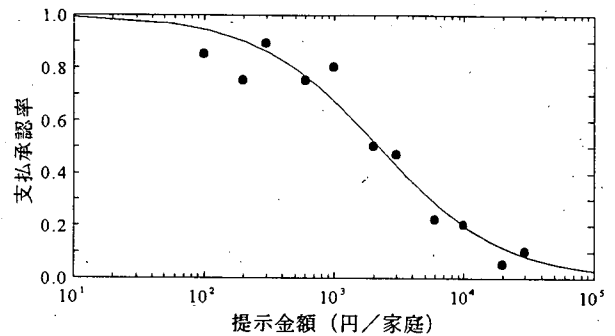


図-3.1 船舶事故流出油から海岸を守る支払承認率

(2) 第2回アンケートにおける支払意思額中央値の推定

第2回アンケートにおける流出油対策に対する提示額一承認率曲線を, 3.4(1)と同様の方法で推定した。結果を図-3.2に示す。この推定にあたっては, 「企業が全て負担すべき(物価上昇は認めない)」や「税金を使用する発想自体が誤り」といった回答は, 「支払意思なし」と整理した。

この結果, 求められる支払意思額中央値は, 企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇で9,500円/家庭, 流出油対策に対する政府全体の支出で3,400円/家庭, 浚渫船・ゴミ回収船改良のための政府支出で2,600円/家庭であった。

第2回アンケートは, 第1回に比べてかなり煩雑な内容となっているため, このテーマに関心の高い者が回答した割合が高い可能性がある。このため, 第2回アンケートにも回答している者の分だけで第1回アンケートの支払意思額中央値を再度計算すると, 支払意思額は2,700

表-3.7 類似 CVM 調査との比較

対象事故	Exxon Valdez 号事故 (栗山, 1997)	ナホトカ号事故 (大野, 1998)		船舶事故による油流出事故 (本研究)
実施時期	1991 年	1998 年 2 月		1998 年 9~12 月
実施主体	専門業者	専門業者		運輸省 港湾技術研究所
提示額-承認率曲線モデル	Weibull	不明		Logit
調査地域	全米各地	全国主要都市		三国町, 新潟市, 横須賀市, 長野市
調査対象サンプル数	1,599	1,000		1,200
回収サンプル数	1043	242		351
調査方法	面接	郵送配布回収		郵送配布回収
質問対象環境財	海岸の生態系	海岸の景観・生態系		海岸の環境全般
質問対象対策	エスコート・シップ (水先案内, オイルフェンス)	海岸の油回収 (1 回限り)		具体的対策を不明示
費用負担方式	基金への拠出金 (1 回限り)	何らかの費用負担 (1 回限り)	ボランティアへの参加 (延人日)	税金の増額 (毎年度)
支払意思額 (中央値)	30 \$ / 世帯	2,309 円 / 人	31,920 円 / 人	2,200 円 / 家庭 / 年
質問方式	レファレンダム方式	支払カード方式	自由回答方式	レファレンダム方式

円/家庭となり、修正前よりも金額が 500 円/家庭 (23%) 上昇した。これは、明らかに、アンケートが複雑になると、そのテーマに関心の少ない者の回答が減少し、関心が高い者の回答割合が高まっていることを意味する。アンケートを実施する上では、注意を要する要素であろう。

とみることはできるであろう。

(3) 全国の支払意思の総額の推計

全国の家庭の支払意思額をアンケートから求められる支払意思額中央値で代表させ、「答えられない」の回答を「支払意思額が 0 円/家庭である」と仮定すれば、全国の支払意思の総額は次式で算出することができる。

$$WTP_{total} = WTP_{sample} \times N_{households} \times R_{wtp} \quad (3.2)$$

ここで、 WTP_{total} : 支払意思の総額、 WTP_{sample} : アンケートで得られた支払意思額中央値、 $N_{households}$: 全国の世帯数、 R_{wtp} : 支払意思のある回答の割合、である。

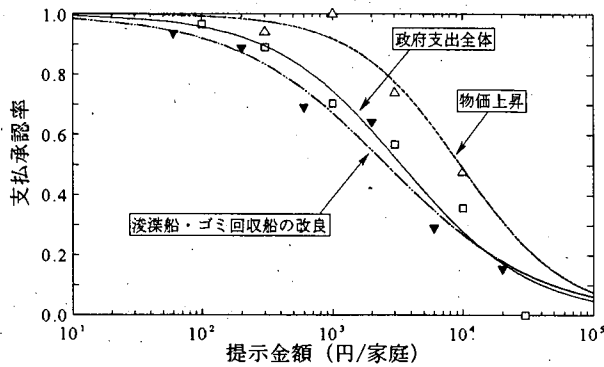


図-3.2 流出油対策に対する支払承認率

しかし、それでも、第 1 回の値は第 2 回アンケートの政府支出全体への支払意思額を 21% 下回っている。両アンケートの主な差異は、①対策情報の提示の有無と②税金の増額シナリオか税収内の政府支出シナリオかであるので、どちらがどれほど寄与しているかは判別できないものの、これらの要因が支払意思額を引き上げている

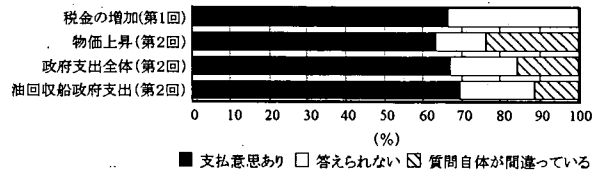


図-3.3 支払意思の有無

この計算をするために必要となる全国の世帯数は、平成 9 年 3 月 31 日時点の住民基本台帳ベースで 45,498,173 世帯であり、アンケートにおける支払意思が 0 より大きい回答の割合は、図-3.3 のとおりである。

これらによって計算される支払意思の総額は、第 1 回

アンケートの税金の増加が670億円/年、企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇が2,700億円/年、流出油対策に対する政府の総支出が1,000億円/年、浚渫船・ゴミ回収船改良のための政府支出が810億円/年となる。

3.5 流出油対策とその実施主体の選択特性

第2回アンケートでは、流出油対策についての支払意思額を質問する前に、考えられる流出油対策のオプションを示し、どの対策オプションをどの主体が実施すべきかを質問している。その集計結果を図-3.4に示す。

この質問は、9種類の対策オプションと対策をとらない現状維持のオプションの中から回答者が適当と考えるオプションを選択するものであるが、各対策オプションと「対策なし」のオプションは排他的な関係にあるため、何らかの対策を採用とした場合、「対策なし」を採用することは論理矛盾となる。アンケート結果では、全ての回答で何らかの対策オプションが採用とされているので、「対策なし」を採用とする回答はあってはならないのであるが、実際は全体の11% (N=11/96) が「対策なし」を採用とする回答であった。このため、「対策なし」を採用とした回答は表示しない処理をした。

このような論理矛盾を持つ回答行動が起こる原因は、「対策なし」の回答欄に現状の流出油対策についての説明が記載されているため、その回答欄が「対策なし」というオプションの採否を答える欄であると認識せず、説明にある現状の対策に対して採否を答えなければならないと誤解したためという可能性が考えられる。また、「対策なし」を「採用」と答えるのと同様に、「答えられない」を選択することもやや矛盾を含んでおり、現状を対策と誤解してその採否を答えることができないと認識した可能性もかなりある。

対策の採否は、全ての対策が概ね80%以上で採択と回答されている。提示した対策は架空のものであるが、回答者が少しでも現実感を持つように効果、実行可能性が高いと思われる対策のみを列挙しているため、全ての対策が高い採択率となっているのは、むしろ自然な回答傾向である。

対策の採択率は、「安全運転の徹底」と「タンカーの構造強化」の100%弱のグループ、「事故補償の範囲拡大」と「様々な形での油回収船の増強」と「バイオレメデーションの研究」の90%前後のグループ、「小型ポンプの準備」と「ボランティア受入準備」の80%前後のグループの3つのグループに分けられる。サンプル集団の採択率の誤差分布はBeta分布に従うので、サンプル数170の

ときの信頼度95%の信頼区間は、採択率90%のとき85%~94%で、採択率80%のとき74%~86%となり、「採択率100%、90%、80%の3グループの母集団の採択率は有意な差がある」ということが95%以上の信頼度で成立する。

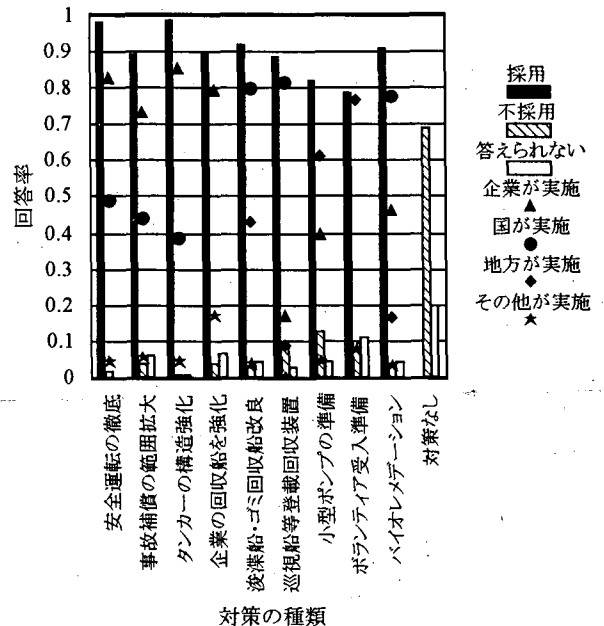


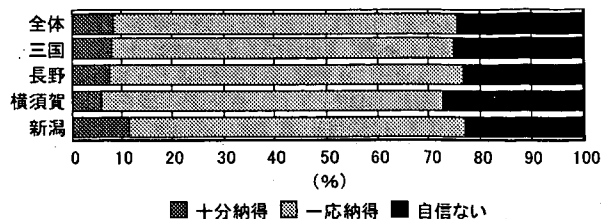
図-3.4 各対策の採否と実施主体

この質問では、対策の採否と同時に実施主体の選択を求めているが、紙面の制約と質問が複雑になりすぎることを抑える必要から中心的実行主体、補助的执行主体及び費用負担主体を分けずに質問している。このため、実施主体の選択率は中心的実行主体を回答しているものが支配的とは考えられるものの、これに加えて補助的执行主体や費用負担主体を想定した回答が共存的もしくは排他的に合成されているので、実施主体の選択率の絶対値がサンプル集団の一致推定量であると認めることはできないが、各主体に対する回答者から観た実施主体としての適否について認識の強弱を傾向値として示しているため、そのような見方をする場合には参考になる。特に、このアンケート結果では、対策の採択率と最も高い値となっている実施主体の選択率がほぼ等しいので、中心的実行主体としてふさわしいと回答者が認識している実施主体は、選択率が最高値となっている実施主体であると結論づけることがほぼ可能である。この結果、国が中心的実行主体として期待されている対策は、このアンケート上では、「浚渫船・ゴミ回収船の改良による油回収機能

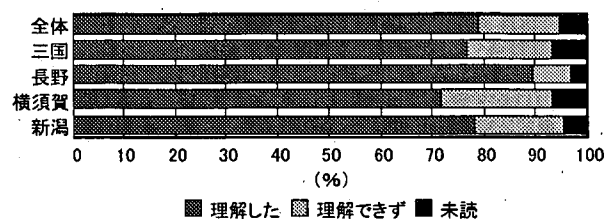
の付加)、「巡視艇等に搭載するための大型油回収装置の準備」および「バイオレメデーションの研究」であるということになる。

ものの、大きな傾向の差はない。こうしたことからすると、各種対策の採否および主体の選択結果は、「選択肢が理解されていない」、あるいは、「選択結果にほとんど自信がない」というものではないとみることができる。

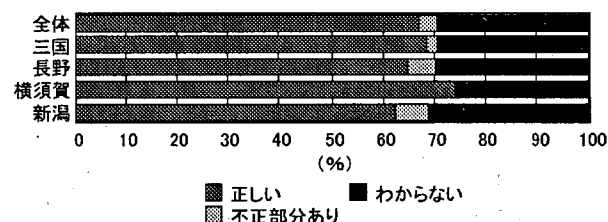
判断結果への納得度



詳しい説明の理解度



説明の正しさの認識



対策の大きな漏れの認識

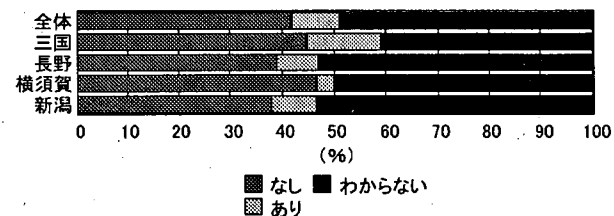


図-3.5 各種対策への理解度と認識度

ちなみに、各種対策の採否に関して、その回答に対する納得度、各種対策の詳しい説明に対する理解度、各種対策についての説明の正しさ、対策の大きな漏れについての回答者自身の判断は図-3.5のとおりであり、各種対策の採否に自信がないとした割合は24%、詳しい説明を理解していない割合は21%、説明に不正部分があった割合4%、対策に大きな漏れが有るとした割合9%であった。そして、これらの割合は若干地域ごとに差はある

3.6 回答者属性の影響

支払意思額を変化させる可能性があると考えられる代表的な回答者属性について、その影響がどれだけ生じているかをみるため、居住地域別、家族一人当たり所得階層別、年齢階層別、性別および職種別に提示額-承認率曲線を作成し、属性の違いによる曲線の変化をみる。

(1) 地域の影響

地域別に提示額-承認率曲線を作成したものが図-3.6である。金額の低い領域で新潟だけが特異な傾向を示しているが、それ以外の部分は地域ごとに大きな差はない。

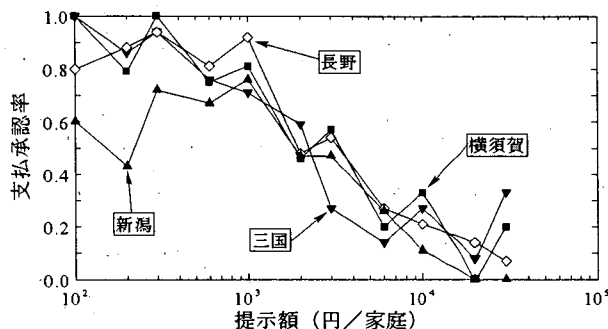


図-3.6 流出油から海岸を守る支払意思額 (地域別)

通常、サービスレベルが同じであれば費用が小さいものが選好されるので、この曲線は単調減少とならなければならないが、新潟の回答はいったん増加した後に減少するという常識的な人間の選好パターンに合致しない結果となっている。このため、新潟の金額の小さい領域には何らかの偏向が強く作用していると考えられる。

この偏向の要因としては、本来この分析の対象外としなければならない「シナリオに賛同できないと言う理由で支払額を承認しない回答」が使用データの中にかなり含まれていることが考えられる。「シナリオに賛同できないと言う理由で支払額を承認しない回答」の分離は、今回の処理方法から明らかなように、完全には分離しきれないと考えられる。現に、第2回アンケートで「税金を支出する発想自体が間違い」と回答した者のうち第1回アンケートで全て反対と回答した者の割合は38% (N=10/26) であるので、その可能性は高い。このような推論が正しいとすれば、今回のケースでは、支払意思

額に対する回答行動は、金額の低い領域も含めて地域ごとに大きな差異は生じていないと判断することができる。

しかし、沿岸環境の保全に関する支払意思は、内陸部に行くあるいはなじみが薄くなると低下するという研究もある(盛岡ら, 1998; 大野, 2002)。アンケートで得られた流出油から海岸を守る支払意思額は長野市という内陸部であっても支払意思が変化しないという結果を、どのように解釈すればよいのだろうか。

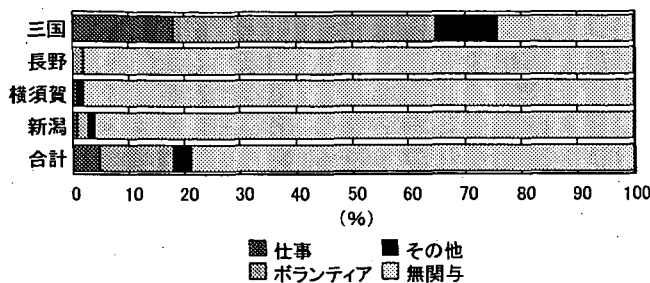


図-3.7 流出油除去作業に関与した経験

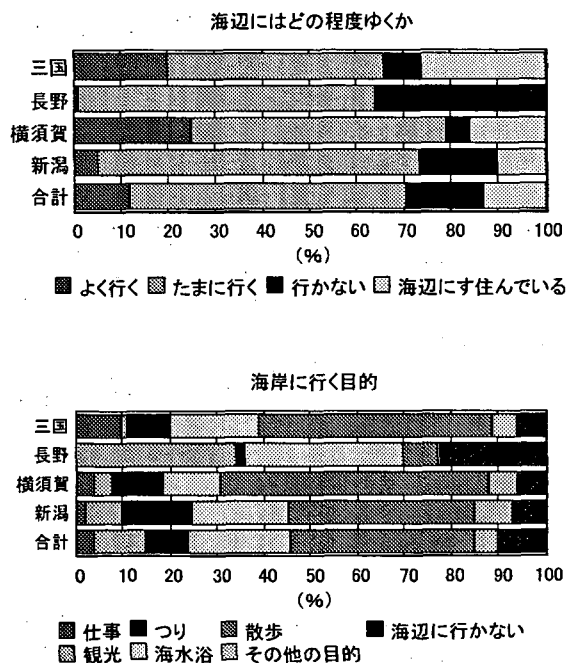


図-3.8 海辺に行く頻度と目的

まず、船舶事故による流出油の除去作業に関与した経験の有無の割合は、図-3.7のとおりで、三国町だけが75%の人が油除去作業に関与した経験を持つのに対し、他の地域は4%以下である。この直接的な経験が支払意

思の大小を規定する主要因であれば、三国町だけが支払意が大きくなるはずであるが、そうはなっていない。

つぎに、海辺に行く頻度と目的(図-3.8参照)で見ると、長野市は海辺によく行く、海辺に住んでいるという人の割合がかなり小さい。また、海岸に行く目的も長野市は他と大きく異なる。海辺に行く頻度や目的も、支払意思が各地で異なるという説明にはならない。支払意思の大小に直接大きな影響を与えているとは考えられない。

次に考えられるのは、ナホトカ号事故による日本海沿岸の重油による被害がテレビや新聞等のマスメディアで大きく取り上げられ、この問題は長野市の住民であってもなじみのあるものだったことである。全国紙(読売新聞、朝日新聞、毎日新聞、産経新聞)に1997年1月から1999年11月までに掲載された船舶事故による流出油事故(ナホトカ号事故、ダイヤモンドグレース事故)、当該期間に大きな話題となった公的資金に関する記事(金融機関への公的資金導入、商品券構想、防衛庁調達汚職)および公共事業のムダに関する記事の掲載件数をまとめたものが図-3.9である。ナホトカ号事故の掲載記事は、拓銀・山一証券の経営破綻や商品券構想の記事と比較して、記事が掲載された件数・期間ともに遜色がなく、全国にわたってかなりの量の情報が長期間が提供されていたことがわかる。このため、アンケート回答者のナホトカ号事故に対する認知度は高く、これによって内陸部の長野でも他の地域と遜色のない提示額-承認曲線が得られた可能性がある。

実際、ナホトカ号、ダイヤモンドグレース号、油回収船といった海に由来するキーワードは、内陸部は沿岸部に比べるとかなりなじみがないものであってもおかしくはないが、アンケートから出てきた知識の有無をみると長野市は他地区と比較して遜色のない知識を持っていることがわかる(図-3.10)。これはマスコミによる豊富な情報の提供が大きく貢献していると考えられる。マスコミュニケーションなくしては、長野市においてまでこれらキーワードに関する知識を他地域と同等レベルに保有することは不可能だからである。

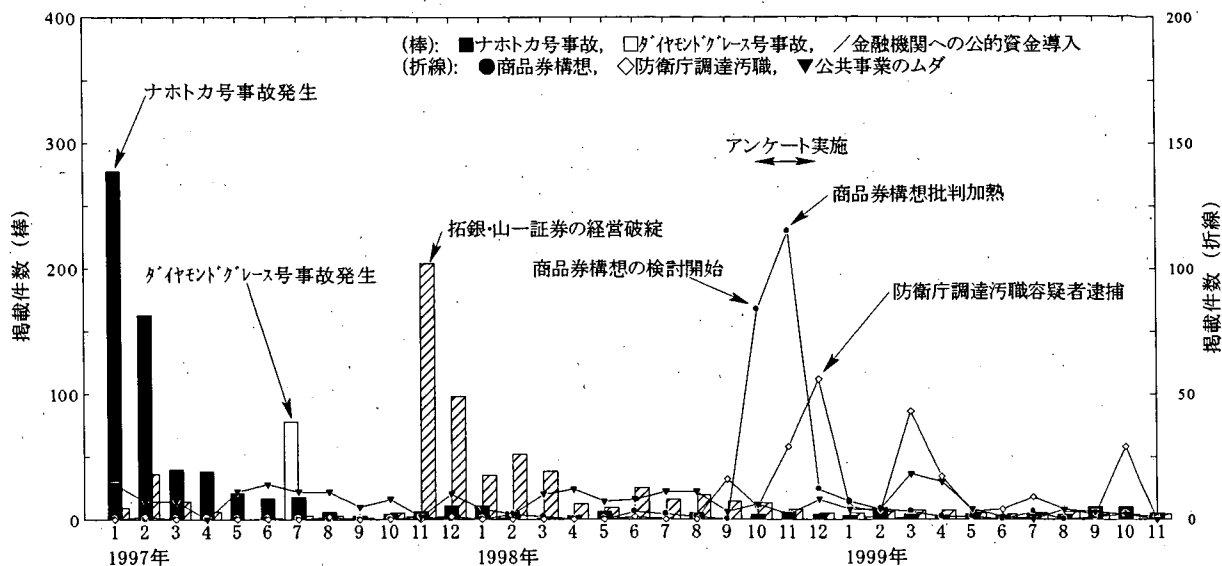


図-3.9 関連する新聞記事の掲載件数の推移

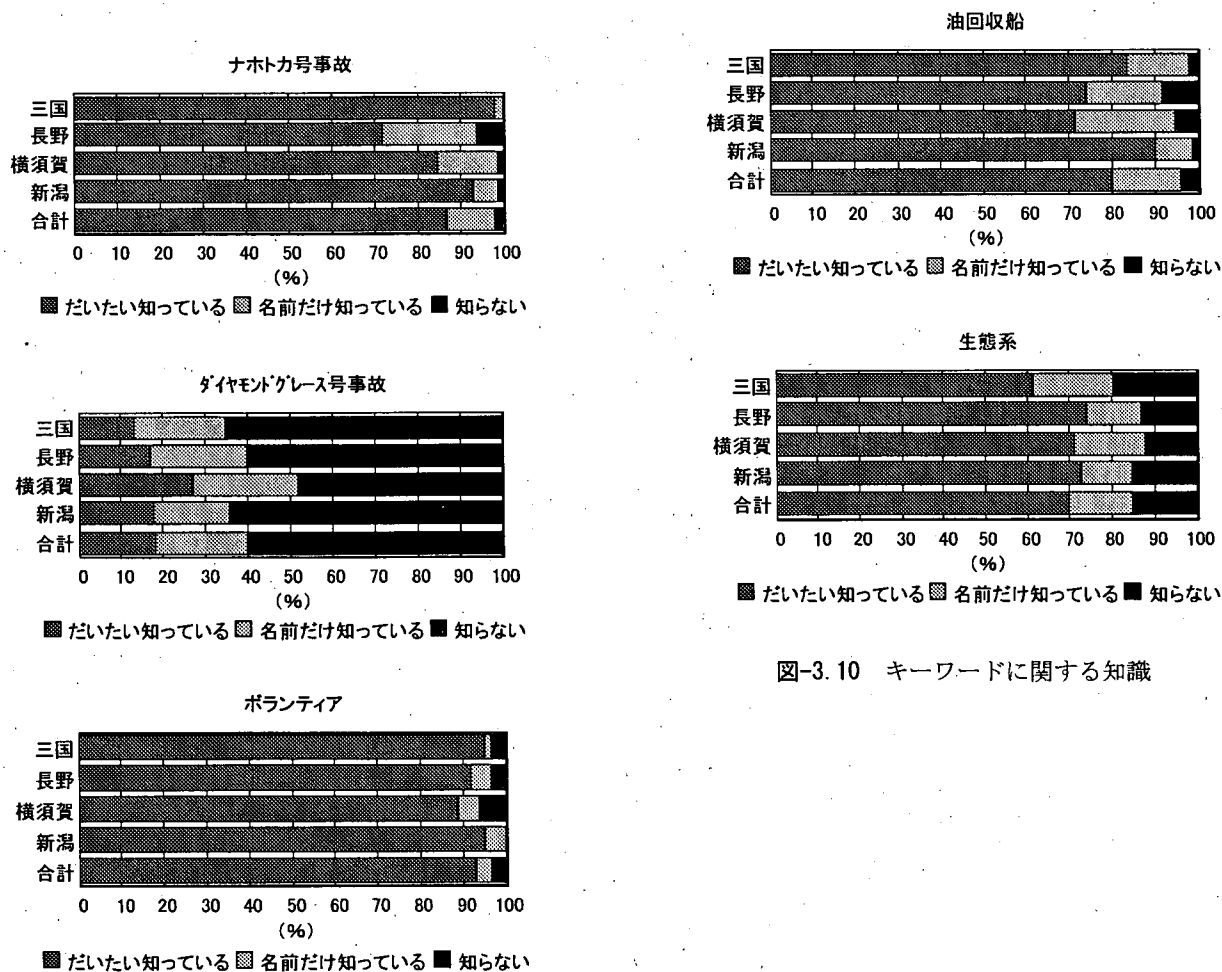


図-3.10 キーワードに関する知識

(2) 所得の影響

次に、家族1人当たりの所得階層を0以上120万円未満、120万以上200万円以下、200万円以上の3グループに分けて提示額-承認率曲線を図-3.11のとおり作成した。この図には支払承認率がBeta分布をすると仮定した場合の信頼度80%の信頼区間を合わせて示した。

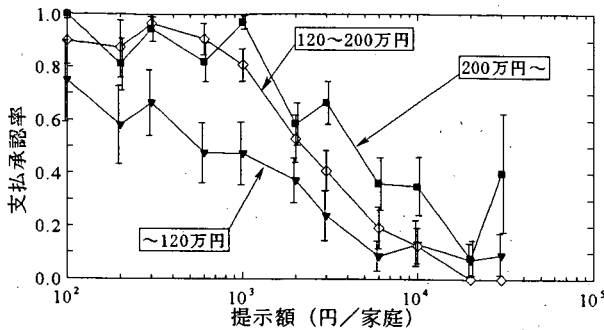


図-3.11 流出油から海岸を守る支払意思額 (所得別)

図を見ればわかる通り、所得階層別の3グループはかなり有意な水準でそれぞれ異なる回答パターンを示しており、経済学で多くの場合に仮定される「効用は所得水準に左右される」という仮説が統計的には信頼度(各隣接グループ間の超過確率)90%以上で確からしいことがわかる。

(3) 年齢の影響

サンプルを20~30歳代、40~50歳代、60~70歳代の3グループに分けて提示額-承認率曲線を作成した。結果は図-3.12のとおりである。金額が小さい領域では、20~30歳代のグループが低い承認率を示している。また、中央値付近では、40~50歳代のグループが高い承認率を示している。

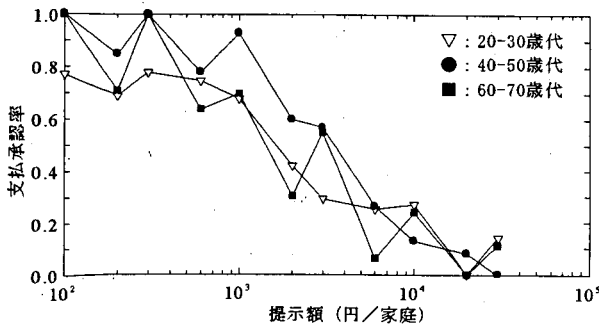


図-3.12 流出油から海岸を守る支払意思額 (年齢別)

(4) 性別の影響

提示額-支払承認率を男女別にみると、図-3.13のとおりであり、男女の間でほとんど差は生じていない。

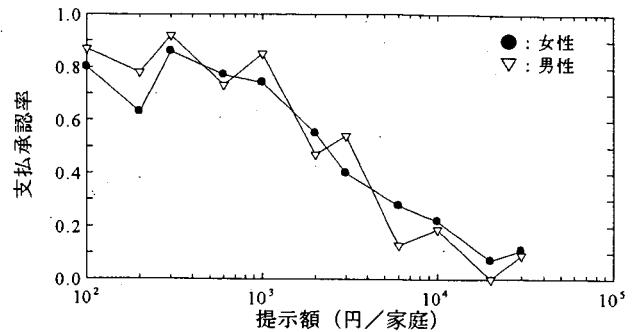


図-3.13 流出油から海岸を守る支払意思額 (性別)

(5) 職種別の影響

職種別に提示額-承認率曲線を作成した(図-3.14のとおり)。ただし、「自由業」と「その他」はサンプル数が併せて46しかなかったため、図示していない。この結果を見ると、中央値付近では、「会社役員・議員・自営業」が高く、「無職・学生」が低い承認率を示している。

また、提示額が大きい領域では、「会社役員・議員・自営業」が高い承認率を、「公務員・団体職員」が低い承認率を示している。提示額が小さい領域では、「会社員」と「無職・学生」が低い承認率を示しているが、3.4(1)で説明したとおり、「この増税シナリオに賛成できない」という回答が不承認の回答にはかなり含まれていると考えられるので、増税シナリオに賛成できないという人が「会社員」と「無職・学生」に多いということになる。

この傾向は、概ね職種ごとの家族一人当たりの所得レベルの傾向と一致しているので、職種の違いと言うよりは、職種毎の所得レベルによる影響である可能性がある。

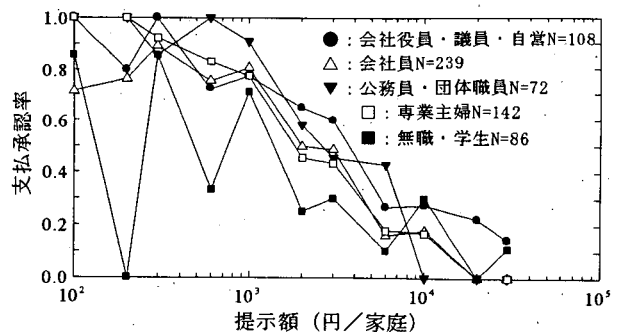


図-3.14 流出油から海岸を守る支払意思額 (職種別)

表-3.8 職種別家族一人当たり年間収入

職種	平均年収 (万円/人)
会社役員・議員・自営	217
会社員	192
公務員・団体職員	249
専業主婦	187
無職・学生	129
全体平均	195

3.7 アンケート自体への信頼度

アンケート全般およびアンケートの実施主体に関しては、第1回アンケートではアンケートの説明や質問の仕方についての問題の有無を、第2回アンケートではアンケートの説明や質問の仕方の公正さ、および、アンケートの結果が不適切に使用される心配の有無を質問している。その結果は図-3.15 のとおりで、第1回アンケートでは問題があるとした割合が23% (有効回答 336/359)、第2回アンケートでは公正ではないとした割合が11% (有効回答 163/359)、不安があるとした割合33% (有効回答 164/359) である。第1回アンケートに対する問題の有無および第2回アンケートに対する公正さは、アンケート自体に対する回答者の信頼度を現し、不正使用の不安の有無は実施主体に対する回答者の信頼度を現していると考えられるため、アンケート自体の不信の度合いは11~23%程で、この件に関して実施主体に不信感があるのは33%であったと解釈することができる。

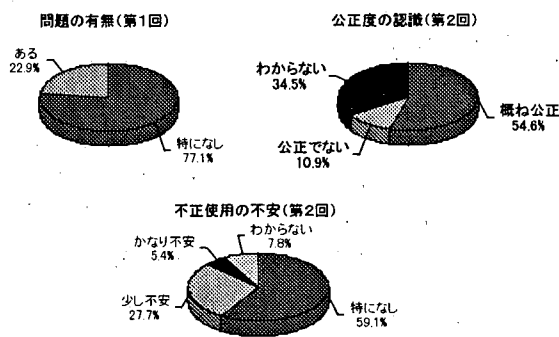


図-3.15 アンケートに対する回答者の信頼度

アンケート自体に対する不信の度合いは、第1回アンケートの問題有は23%なのに対し第2回アンケートの公正でないは11%なので、約半分に低下していることになる。しかし、第2回アンケートは、第1回アンケートで問題無と回答した人が中心に回答している可能性がある

ため、単純にそのように結論づけることはできない。そこで、第1回アンケートの問題の有無の回答と第2回アンケートの公正の有無の回答状況の交絡関係みるため、それらを二元配列にまとめる (表-3.9 参照)。その結果からは懸念された交絡関係は見られず、むしろ逆の傾向にあるため、アンケート自体に対する信頼性は向上していると考えられる。

表-3.9 第1回問題の有無と第2回公正の有無

		第2回アンケート				Total	N
		未回答	概ね公正	不正	わからない		
第1回アンケート	問題有	48%	21%	13%	18%	100%	77
	問題無	54%	28%	3%	15%	100%	259
	Total	53%	26%	5%	16%	100%	336
	N	178	88	17	53	336	

CVM のアンケートを行う場合の対策の提示方法について質問した結果 (図-3.16 参照) では、第1回のように対策を示さない方法を好む人が11%、第2回のような方法を好む人が22%、第2回より更に具体的な対策を示す方法を好む人が29%、具体案ができる前は無意味と考える人が26%である (有効回答 197/359)。従って、当該設問に回答して意思を表示した人々の範囲内においては、第2回アンケートの対策提示以上に具体的な対策の提示を望む人の割合は77%である。このことから、具体的な情報提示が好まれ、それによってアンケートへの信頼度が増すという関係を読み取ることができる。

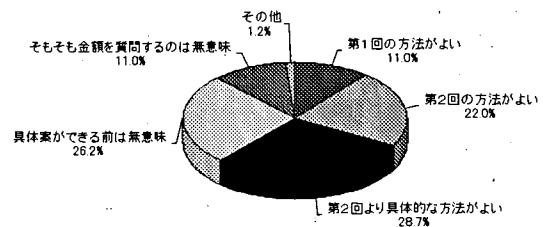


図-3.16 アンケートの質問形式

しかし、環境の価値そのものを計測することを目的としてCVMが行われる場合が多い。そのような場合に、対策を提示して支払意思を調べれば、それは対策に対する支払意思あるいはその対策によって達成することが

きる環境変化に対する支払意思になってしまう。目的とする環境状態を 100% 実現できる対策は世の中に存在しないし、環境以外の要素を含めて副次的な状態変化が起こるので、対策を示したときにはその対策が導く環境その他の状態の変化を聞いていることになり、調べようとする環境の価値を直接計測するという本来目的とは完全には一致しないことになる。ある種の代替法を CVM によって行うという割り切りがある場合は別であるが、直接環境の価値を計測しようとする場合には、少なくとも形式的には対策を示すことができないということになる。対策を示さないことは、アンケート自体に対する被験者の信頼が低下し、それによる回答率の低下、支払意思の低下が生じる可能性がある。

CVM は、基本的には、ある状態変化に対して機会費用を様々に変化させて、その変化に対する賛否を問い、それによって対象集団の支払意思額の分布を把握しようとするものである。このようなことが必要なのは、どちらかといえば、対策の内容や費用を検討している段階である。このため、このような時点で CVM を行えば、人々のアンケートに対する信頼が高くなく、過小な値を導き出すことになる。また、対策の内容や費用が具体的に固まった段階では、機会費用をパラメトリックに調べる必要は薄く、擬似的住民投票としてアンケートを行えばよいということになる。現在の CVM では、前述のように実施者の意図と人々の意識の間にギャップが存在していることがわかる。このようなギャップを埋めるためには、CVM アンケートを多数行い人々に経験を積み重ねてもらおうとともに、CVM 実施の意義を理解してもらうための何らかの教育を人々に施すといったようなことが必要なかもしれない。

3.8 順序効果・開始点効果

第 2 回アンケートでは企業が対策を実施することによる物価上昇額、政府が対策を実施するための政府支出額に対する承認の有無を質問している。この 2 つの質問を同時にすることはできないので、物価上昇、政府支出の順に質問をしている。

ところで、いずれの機会費用の支出も、船舶事故による流出油対策のためのものであるし、その機会費用の主な原資である家庭の所得は限られているので、2 つの機会費用の許容値は、どちらかといえば補完関係にあると考えることができる。しかし、企業が対策をとることによる物価上昇の提示額ごとに、次の質問で提示した政府の予算支出額ごとにどれだけの承認率があったかを整理すると、物価上昇の提示額が増大するにつれて政府支出

の各提示額ごとに承認率は横這いかやや上昇していおり、補完関係にない、もしくはその逆の関係にあることがわかる (図-3.17)。関係がないということは、この 2 つに質問を関連づけてとらえていないということの意味している。また、最初の質問の提示額が大きいと、次の質問では提示額に対してより高い承認率を与えるというようなことが起こる原因としては、順序効果の一種である開始点バイアスが考えられる。開始点バイアスとは最初にスタートするときの金額に次ぎ以降の回答が影響を受けるという現象である (Mitchell and Carson, 1989)。通常この現象は付け値ゲーム方式の時に現れるといわれている (栗山, 2000) が、今回のアンケートのように提示額に対する承認の有無を問う質問を続けて行った場合も開始点効果同様に起こっているということが示唆される。

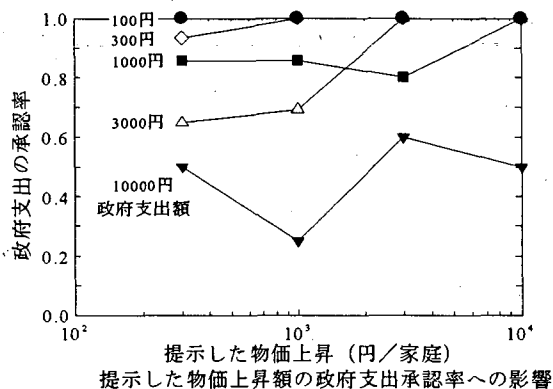


図-3.17 物価上昇提示額の政府支出承認率への影響

つぎに、ダブルバウンド型のレファレンダム形式質問において、連続して質問することによる影響をみる。このため、第 1 回と第 2 回のアンケートあわせて 3 回行ったダブルバウンドの提示額に対する承認の有無の質問について、開始質問の提示額ごとに承認率をプロットし、それに続いて行った追加質問の提示額をプロットを作成する。この図には開始質問の承認率の 95% 信頼区間を浮き棒で示す。信頼区間 $[P_{lower}, P_{upper}]$ は、

$$P_{lower} = \frac{x}{(n-x+1) \cdot F_{0.025}[2(n-x+1), 2x] + x} \quad (3.3a)$$

$$P_{upper} = \frac{(x+1) \cdot F_{0.025}[2(x+1), 2(n-x)]}{(x+1) \cdot F_{0.025}[2(x+1), 2(n-x)] + (n-x)} \quad (3.3b)$$

で求めた。ここで、 x : 承認データ数, n : サンプル数である。

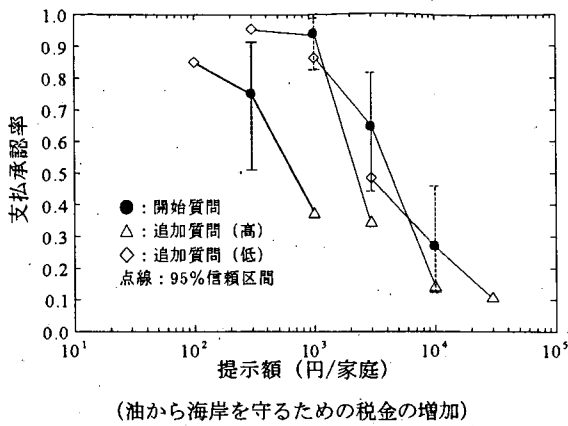


図-3.18 開始質問と追加質問の関係 (第1回)

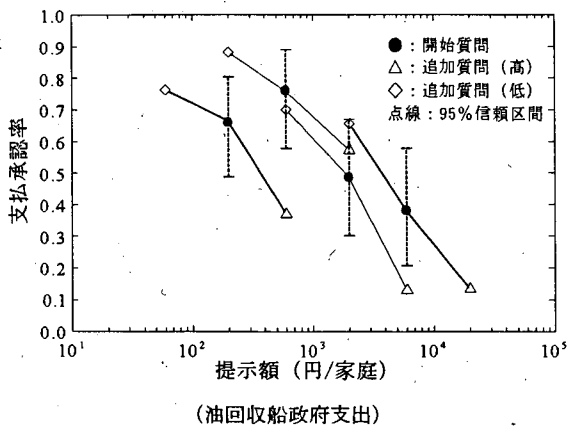
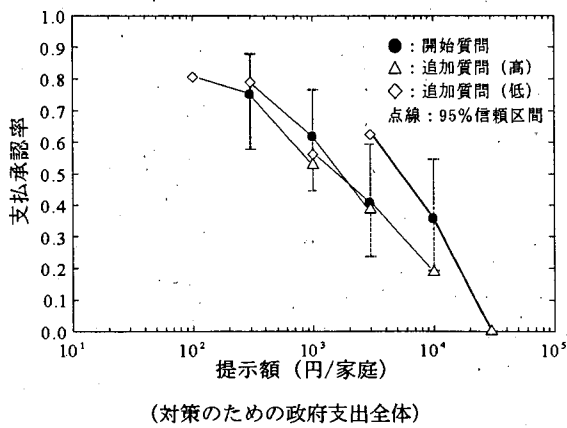


図-3.19 開始質問と追加質問の関係 (第2回)

結果は図-3.18~3.19 のとおりである。いずれの図も

開始質問に対して追加質問の承認率は一定の傾向で増減しているように見える。それに対して、開始質問の提示額が増減した場合の承認率の増減割合は、追加質問の増減割合とは異なる部分がある。つまり、開始点が何らかの理由によりずれたとしても、それに対する相対的な増減に対する承認率の増減は一定の傾向を示しているのである。これは、前述の開始点バイアスが如実に現れた結果だと考えることができる。ダブルバウンドの場合、下方バイアス、つまり開始質問で Yes と応えた金額より追加質問で高い金額が提示されると、強く No と応えてしまう傾向が働く場合がある(Carson et al., 1992)ため、実務上は少ないサンプルで良好な結果が得られるのでダブルバウンドが無難だが、正確を期するためにはシングルバウンドを使用することが望ましいと栗山(2000)は指摘している。第1回アンケートでは下方バイアスに相当するような影響が出ているが、第2回アンケートではそのような傾向は必ずしも見られない。この結果は、栗山の主張が当てはまる場合と当てはまらない場合があることを示している。

3.9 効用関数型の分析

価値学説にはさまざまなものがあるが、価値の源泉を人間の得る満足度、主観的評価、効用と見る価値学説があり、効用価値学説(主観価値学説)と呼ばれる。これに従えば、選好の順序が価値を表すと考えられる。選好の順序は財・サービスや判断主体などの属性値で決まるので、財・サービスや判断主体などの属性値などから選好の順位に対応するカラー量を便宜的に導く関数を導入し、その関数で価値の大小を表現しようとするのが効用関数理論である。

効用関数理論では、効用関数を財・サービスや判断主体などの代表的属性値から求める効用の確定項と、それ以外の事項を確率的に処理する誤差項からなると考える。この確定項を間接効用関数という。以下、この間接効用関数を単に効用関数と呼ぶことにする。

ある財・サービスの属性値を変化させた場合の選好確率の変化曲線は、その財・サービスを選び取る率の分布である。今回のアンケートであれば、財・サービスは「船舶事故による流出油から海岸環境を守ること」で、変化させた属性値は「支払いを求める金額」で、選好確率の変化曲線は「その提示額に対する承認率」である。

当該事象を説明する幾つかの変数の合成変数の値が、当該事象の生起確率を導くと考え、特性ベクトルから合成変数への写像を求め、合成変数に対する生起確率の分布形を仮定し、必要なパラメータを同定することによつ

て発生確率分布を推定する方法が、疫学などの分野においては一般に用いられている。同じ方法が効用価値の推定にも用いられ、この合成変数が効用関数理論の効用関数に該当する。また、疫学で用いられる生起確率の分布モデルは、表-3.10 のとおり様々な形がある。

表-3.10 生起確率モデルの種類 (大内, 1994)

モデルの名称	関係式 $Pr=$
One-hit	$1-\exp(-\lambda D)$
Probit	$\Phi[(\log D - u) / \sigma]$
Logit	$1 / (1 + \exp(-\alpha + \beta \log D))$
Weibull	$1 - \exp\{-(\alpha + \beta D^m)\}$
Multi-hit	$\int_0^{\lambda D} \frac{u^{k-1} e^{-u}}{(k-1)!} du$
Multi-stage	$1 - \exp\left(-\sum_{i=0}^{\infty} \alpha_i D^i\right)$

注) Pr は生起確率, D は説明変数, その他の代数は推定パラメータである。

土木分野においては、合成変数を用いて確率現象を説明するために、土木計画学等において Logit モデルが広範に利用されてきた歴史がある。土木計画学においては、空間的広がり多数の説明変数から必要な生起確率を求める必要があったため、その理論の精緻化と実例によるキャリブレーションが多数試みられてきている。ランダム効用理論において、誤差項を Gumbel 分布とした場合に、それらの超過確率分布を求めると、犠牲量に対する選好確率分布が Logistic 曲線として導かれる。これが Logit モデルである。

(1) 線形型と対数線形型

効用関数 V は様々な型のものが考えられているが、次のような線形型や対数線形型が通常よく使われる。

$$V = \sum_i (c_i \cdot R_i) + E_0 \tag{3.4}$$

$$V = \sum_i \{c_i \cdot \ln(R_i - R_{0i})\} + E_0 \tag{3.5}$$

但し、 R_i は財・サービスや判断者などの属性値, c_i, R_{0i}, E_0 は定数である。

これまで、両形式のどちらが良いか、統一的な解釈は得られていないが、CVM では、対数線形型が比較的多く使われている。

精神物理学の分野では、知覚量は刺激量の対数に比例するという Weber-Fechner の法則 (和田ら編, 1989) がある。対数線形型の効用関数は、この理論に対応していると考えられる。

線形型の効用関数は、Laplace の理由不十分の原理 (Principle of Insufficient Reason) により導かれた関数型と考えられるので、刺激-知覚特性などの知見があればあまり意味をもたない。また、Weber-Fechner 則は刺激が微弱な領域では成立しないことが確認されているので、対数線形型もまた不完全な関数型である。

(2) べき線形型

現代の精神物理学では、知覚量と刺激量のべき乗は比例するという Stevens の法則 (和田ら編, 1989) が成立すると考えられている。効用は知覚量であり、財・サービスなどの属性値は刺激量であるので、効用と財・サービスなどの属性値の関係は Stevens の法則を満たすと考えることができる。効用価値理論が人間の感覚を基礎とした理論体系であることを考えれば、効用関数も人間の知覚メカニズムに従う必要があると考えられるので、Stevens の法則を基に効用関数の関数型を導いてみる。

Weber-Fechner の法則は、知覚量の尺度を C スケール (Character スケール)、刺激量の尺度を M スケール (Magnitude スケール) として、両者が比例するとして導かれた関係であるとされている。そこで、Stevens の法則を、知覚量の尺度を M スケール、刺激量の尺度を M スケールとして、両者が比例するとして導かれたものと置き直して考えると、

$$\frac{\Delta E}{(E - E_0)} = k \cdot \frac{\Delta R}{(R - R_0)} \tag{3.6}$$

となる。ここで E は知覚量, E_0 は知覚量の偏差, R は刺激量, R_0 は刺激閾 (Stimulus threshold) (和田ら編, 1989), k は定数である。これを積分・変形すると、

$$E = c \cdot (R - R_0)^k + E_0 \tag{3.7}$$

となる。ここで、 c は定数である。

これを刺激が数種類ある場合に拡張する。式(3.6)は偏微分方程式なので、異なる刺激を R_j , その刺激閾を R_{0j} とし, k_j, c_j は定数として、式(3.7)の E_0 を新たに

$$E_0 \equiv c_j \cdot (R_j - R_{0j})^k + E_0 \tag{3.8}$$

とおきなおすと、 R_i についても E に対する R の関係と同様の関係が成立することがわかる。更にこの方法を繰り返せば、多数の刺激について個々の刺激量と知覚量が (3.6) 式の関係を満たす関数を導くことができる。導かれた複数種の刺激量と知覚量の関係式は、

$$E = \sum_i \{c_i \cdot (R_i - R_{0i})^k\} + E_0 \quad (3.9)$$

となる。Stevens の法則が成立することを前提とすれば、効用関数の関数型はべき線形型が必然的に導かれることになる。

(3) 各関数型の特徴

効用関数型は上記以外にも多数考案されているが、本研究では、代表的な線形型、対数線形型およびべき線形型の関数型の特性について比較する。

これら3種類の効用関数型が用いられる理論的背景は前述の通りそれぞれに異なる。そして、それら関数型の特徴は、理論的意味においての制約となるとともに、実用面での利害得失ともなっている。そこで、実務上どの関数型を用いることが合理的かを判断するために、各関数型の特徴を整理しておくことが有益である。以下に、各関数型の特徴を、各関数型相互の比較を中心に整理を試みる。

a) 理論的意味

線形型は Laplace の定理に、対数線形型は Weber-Fechner の法則に、べき線形型は Stevens の法則に基づいている。従って、べき線形型、対数線形型、線形型の順で、人間の知覚特性との整合性が高いと考えられる。

b) 犠牲量が小さい領域での信頼性

犠牲量が小さい領域では、Weber-Fechner の法則は成り立たないことが確認されている (和田ら編, 1989) ので、そのような領域での選好確率を議論する場合には、対数線形型を単純に適用することは適当ではない。

c) 犠牲量が 0 での信頼性とデータの利用可否

刺激閾を 0 とみなす場合、対数線形型は犠牲量が 0 に近づくとき選好確率は 100% に近づく。刺激閾を 0 とした対数線形型は、犠牲量が 0 であれば全ての人々が評価対象を選好することを意味しているため、このような状況が成り立つ場合のみ使用できるということになる。実際はこのようにならない場合が多い。他の関数型では、選好確率が 100% に満たない値を取りうるため、問題はない。

このため、対数線形型は、少なくとも何らかの犠牲量

を負担する意思を持つ人々のみを対象として整理し、そのような意思をいっさい持たない人々は別途考慮する方法で処理しなければならない。このために、そもそも犠牲量の負担をする意思のない人々のデータをまず取り除かなければならないので、その分関数のパラメータを推定するために使用できるデータが少なくなる。べき線形型および線形型は、いっさい犠牲量を負担する意思のない人々のデータを除去する必要がないので、その分多くのデータを関数のパラメータ推定に使用することができる。

また、いっさい負担をする意思がない人々と何らかの負担をする意思のある人々の存在数は、犠牲量が 0 の場合の回答データと考えることができるため、それらデータをパラメータの推定や全体の選好確率の補正に使用することができる。これによって、実質的に使用できるデータ数が大きく増大し、その結果、犠牲量が小さい領域における効用関数の信頼性が向上する。中央値を犠牲量の代表値として用いる場合は、関数型の違いによって大きな差は生じないが、同時確率を計算する場合は、犠牲量の小さい領域が対象になるので、この場合はこのような方法が重要となる。

d) 推定パラメータの数

べき線形型、対数線形型、線形型の順で推定パラメータの数が多し。刺激閾を外生的に与える場合は、対数線形型と線形型の推定パラメータの数は同じになる。実際、推定パラメータの数を少なくするため、刺激閾は 0 として処理される場合がほとんどである。

一般に、推定パラメータの数が多ければ、多くのデータが必要になる。逆に、同じデータ数であれば、推定パラメータの数が少ない方が推定誤差が小さくなる。この意味では、推定パラメータの少ない関数型が有利となる。

逆に、パラメータの多い関数は、その分複雑な曲線形を表現することができるので、実測データへの追従性は高い。

e) 平均値の存在

完全な補償状態を仮定して Kaldor-Hicks の潜在的補償原理を用いる場合は、機会費用の平均値を代表値とすることになる (竹内, 1999; 岡, 1997; 栗山, 1997)。機会費用の平均値を求めようとするとき、対数線形型効用関数の場合は、対数項の係数が 1 より大きくなると、理論上、平均値が ∞ に発散してしまい、平均値を求めることができない。その場合は、打ち切り区間を設けるなど特別な処理を施すことが必要になるが、その設定方法から恣意性を除くことは極めて難しい。

f) 実測データによる関数型別の推定結果比較

異なる関数型を使った場合、推定される提示額-承認

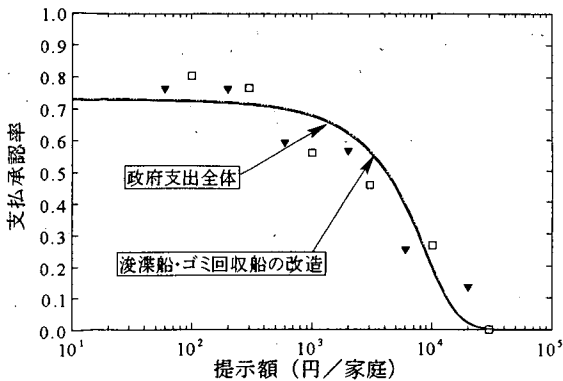
率曲線がどれだけ異なるか、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する回答データを用いて、対数線形型での推定結果に支払意思の有無の比率を全体に乗じたものと、提示額0円に相当するデータを加えて推定したべき線形型と線形型の3つの効用関数の推定を行って比較する。ここで用いた対数線形型およびべき線形型の提示額-承認率の関係式はそれぞれ、

$$P(C) = \frac{P(0)}{1 + \exp(-\theta_0 + \theta_1 \cdot \ln(C))} \quad (3.10)$$

$$P(C) = \frac{1}{1 + \exp(-\theta_0 + \theta_1 \cdot C^{\theta_2})} \quad (3.11)$$

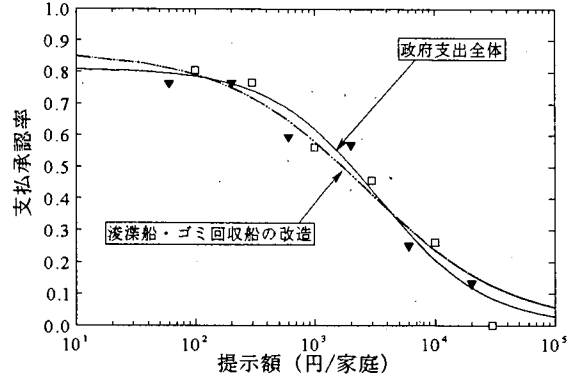
である。ここで、 C は提示額、 $P(C)$ は承認率、 $P(0)$ は提示額が0の時の承認率、 $\theta_0 \sim \theta_2$ は推定パラメータである。線形型は、べき線形型から θ_2 を除いたものである。

推定結果を図-3.20~3.22 に示す。また、それぞれの中央値を表-3.11に、推定曲線のAICを表-3.12に示す。効用関数の関数型が線形型の場合は違いが明瞭であるが、対数線形型とべき線形型の場合は提示額-承認率曲線の全体的な形状は大きく変わらない。また、両者の中央値の差も20%以下となっている。これは提示額-承認率分布曲線のパターン形状が相似している、あるいは中央値が近い値をとるという意味であるので、例えば、提示額が中央値や平均値からずれた領域で承認率を比較する場合など、ここで述べた以外の尺度で比較する場合には、両者の差が非常に大きくなる場合もある。どのような関数型を用いることが適切かを判断するときには、こうした点に留意する必要がある。3つの関数型の当てはまりのよさをAICで比較すれば、線形型が相対的にやや悪く、対数線形型が僅差ではあるが最も当てはまりがよい。



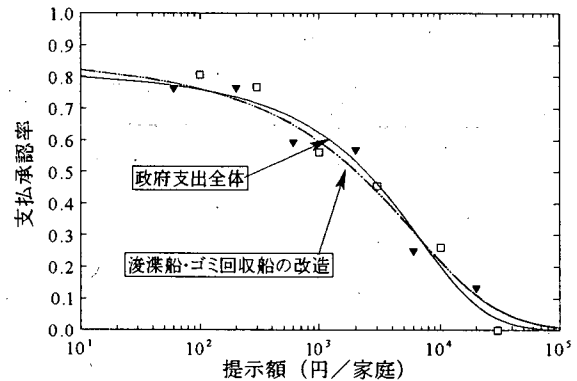
凡例：▼政府支出全体、□浚渫船・ゴミ回収船の改造

図-3.20 流出油対策に対する支払承認率（線形型）



凡例：▼政府支出全体、□浚渫船・ゴミ回収船の改造

図-3.21 流出油対策に対する支払承認率（対数線形型）



凡例：▼政府支出全体、□浚渫船・ゴミ回収船の改造

図-3.22 流出油対策に対する支払承認率（べき線形型）

表-3.11 各効用関数型による支払意思額中央値

評価対象	支払意思額中央値(円/家庭)		
	線形型	対数線形型	べき線形型
政府支出全体	4,031	2,046	2,439
浚渫船・ゴミ回収船の改造	4,146	1,706	2,022

表-3.12 各効用関数型による推定曲線のAIC

評価対象	線形型	対数線形型	べき線形型
政府支出全体	274	269	270
浚渫船・ゴミ回収船の改造	272	260	261

3.10 サンプリング誤差の分析

CVM においては様々な誤差・偏向が存在する。それらは、大きく分けると①サンプリング誤差、②母集団推

定誤差, ③計測誤差, ④無意識の回答偏向, ⑤意図的な回答偏向等であると考えられている(竹内, 1996; 栗山, 1997; 竹内 1999). このうち, サンプルング誤差は, 母集団の特性を正しく表すサンプル集団を設定できないことによる誤差である. 母集団推定誤差は, 母集団の想定や非回答サンプルの存在などによる誤差である. 計測誤差は, 回答者が質問内容を誤解して答えたり, 回答の選択を誤って不適切に行ったりすることによって発生する誤差である. 無意識の回答偏向は, 開始質問の影響や質問順序などによる心理的な影響である. 意図的な回答偏向は, ある目的に結果を誘導しようとしたり, 調査者に喜ばれようとしたりするために, 意図的に回答が変えられることによる影響である.

CVM を用いる場合は, これら全ての要因について極力影響がでないように細心の注意を払って調査を設計・実施するとともに, 調査結果についてその信頼性の確認をしなければならない. それぞれの要因について十分な研究を行うことが必要であるが, ここでは, 調査費用の大小に大きな影響をもつサンプルング誤差の分析・推定を行う.

サンプルングの問題は, 大きく①サンプル集団の属性分布の問題と②サンプル数の問題からなる. この各要因について順次考察することにする.

(1) サンプル集団の属性管理についての考察

サンプルング誤差を小さく抑えるためには, サンプル集団の属性分布と母集団の属性分布の相似を確保しなければならない. 母集団の属性の種類はきわめて多いため, 調査結果に影響を持つ属性を何らかの方法で抽出し, それら属性についてサンプル集団と母集団の相似をとることになる. 今回実施したアンケート結果をもとに分析した範囲では, 一人あたり所得, 年齢, 職種といった属性が異なれば, 支払意思額中央値付近における提示額に対する承認率が異なることが確認された. 例えば, これらの属性だけを対象に, 母集団とサンプル集団の相似を確保しようとしても, 今回の経験からすれば, 実際にこれを実現することは次の理由から容易ではない.

第一に, 母集団リストとして用いることができる情報は電話帳や住民票であるが, それら情報には所得, 年齢, 職種などが含まれていない. このため, アンケート対象者リストの段階で, 必要な属性をコントロールした対象者リストを作成することができない.

第二に, 回答率が属性ごとに一様ではないため, アンケート対象者リストを精緻に作成しても, 集まる回答データの属性分布は必ずしも想定した属性構成とはならない.

第三に, どのような属性に対して, 母集団とサンプル集団の相似を確保すべきか, 評価の対象となる環境ごとに異なる可能性がある. この場合, サンプル集団の属性分布をコントロールすることは困難である.

第四に, 前述の問題を克服するために, アンケートをかなり多めに行って回答データを集め, 必要な属性が一定の分布になるように回答データを間引く方法が考えられる. しかし, この方法も, 調査費用が著しく大きくなるため, 実用にはかなり問題がある. また, この方法を採用する場合は, 母集団の属性分布がわかっていなければならないが, 一人あたりの所得や職種などは必ずしも十分な精度の統計がないため, この意味でもこのような方法を採用することは難しい.

最後に, サンプル集団の属性のコントロールが十分でないとしても, 間接効用関数に説明変数として適切な属性変数を組み込み, 全てのパラメータを適切に推定することができる. ただし, この方法も母集団の属性分布が分かっていることが前提である.

このため, 簡便な調査においては, サンプル集団の属性はコントロールせず無作為抽出とすることが, 現実的ではないかと思われる.

(2) サンプル数についての考察

サンプルデータから母集団推計する場合, 確率的な誤差が生じる. このような誤差の大きさを評価するために, 様々な検定方法が確立しており, 通常, それらの方法が用いられる. 検定として重要な中央値の信頼区間の推定は, Taylor 展開による近似式やモンテカルロ・シミュレーションなどによって計算される (Efron, 1979, 1982; 森地・屋井, 1984; Hanemann and Knninen, 1996; 栗山, 1997). 本研究では, モンテカルロ・シミュレーションを用い, 今回のアンケート結果を対象に, 支払意思額中央値の信頼区間とデータ数の関係の推定を行う.

a) サンプル数と誤差率の関係

アンケートの結果から推定された提示額-承認率分布が母集団の真の承認率分布である場合を考え, サンプル数を様々に変化させて, その場合のサンプルング誤差を推定する. 支払意思額の中央値のサンプルング誤差の信頼区間は, 1,000 回のモンテカルロ・シミュレーションで推定する.

シミュレーションで仮定する母集団の提示額-承認率曲線は,

$$P^{\#}(C) = \frac{1}{1 + \exp(-7.071 + 0.919 \cdot \log(C))} \quad (3.12)$$

である。ただし、 C は提示額、 $P^{\#}(C)$ は支払意思が正であるサンプル集団における提示額 C に対する承認率の期待値である。各提示額 C におけるサンプル集団の承認率は、 $P^{\#}(C)$ を期待値とする Beta 分布に従う確率変数であると考えられるため、各提示額に対する承認率をこの Beta 分布に従って発生させる。ここでは、提示額の組と各提示額に対するサンプル数配分率に実施したアンケートのパターンを用いるが、作業量を軽減するため金額ランク数を半分にして用いる。推定に用いる提示額と各提示額に対するサンプル数の配分率は、表-3.13のとおりである。

表-3.13 提示額別サンプル数

提示額	サンプル配分率
100円	8%
300円	17%
1000円	25%
3000円	25%
10000円	17%
30000円	8%
合計	100%

こうして作成したサンプルデータから、提示額-承認率曲線を推定する。このために用いる提示額-承認率曲線の形状は次のとおりである。

$$P^{\#}(C) = \frac{1}{1 + \exp(-\theta_0 + \theta_1 \cdot \ln C)} \quad (3.13)$$

ここで、 θ_0 、 θ_1 は推定パラメータである。これに全有効サンプルの中で支払意思が正であるサンプルの割合 $P(0)$ を乗じたものが、全有効サンプル集団の承認率 $P(C)$ であるので、 $P(C)$ は次式のとおりとなる。

$$P(C) = P(0) \cdot P^{\#}(C) \quad (3.14)$$

この式から中央値 C_{median} を求めると次のとおりとなる。

$$C_{median} = \exp \left[\frac{\ln(2 \cdot P(0) - 1) + \theta_0}{\theta_1} \right] \quad (3.15)$$

この式の中では、 θ_0 および θ_1 が確率変数であるが、これに加えて $P(0)$ も確率変数であり、その確率分布は Beta

分布となる。このため、Beta 分布に従って $P(0)$ にある値を与え、中央値を求める。これを 1,000 回繰り返すモンテカルロ・シミュレーションを行い、中央値の相対信頼区間（両側）を求める。

なお、シミュレーションの対象とする正の支払意思を持つ集団における提示額-承認率モデルを、以下の条件、すなわち中央値を 1、 θ_0 を 0 とする条件に標準化した場合の提示額 x^* および承認率 $P^*(\cdot)$ の定義式は以下の通りであり、その曲線形状は図-3.23 のとおりとなる。

$$P^*(x^*) = \frac{1}{1 + x^*} \quad (3.16a)$$

$$\text{s.t. } \ln(x^*) = -\theta_0 + \theta_1 \cdot \ln(x) \quad (3.16b)$$

この標準化された提示額-承認率曲線に対して、標準化された提示額とその提示額ごとのデータ数を本アンケートの結果に近い形で配分する場合は、このシミュレーションの結果がそのまま適用できることになる。

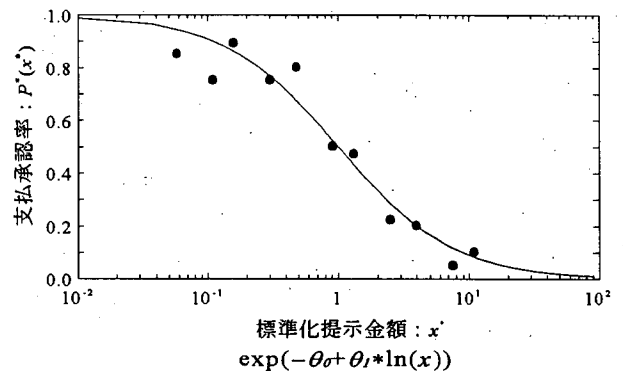


図-3.23 標準化された提示額-承認率曲線

支払意思が正であるサンプルの数が 50, 100, 300, 1000, 3000, $P(0)$ が 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 に対してシミュレーションを行う。この結果、サンプル数と支払意思額中央値の相対信頼区間（両側）の log-log プロットは図-3.24 のとおりとなる。また、モンテカルロ・シミュレーションを 1,000 回行った場合、 χ^2 分布を仮定して信頼度 95% の支払意思額中央値の標準偏差の相対信頼区間（両側）を推定すると $\pm 5\%$ となる。これは、「支払意思額中央値の

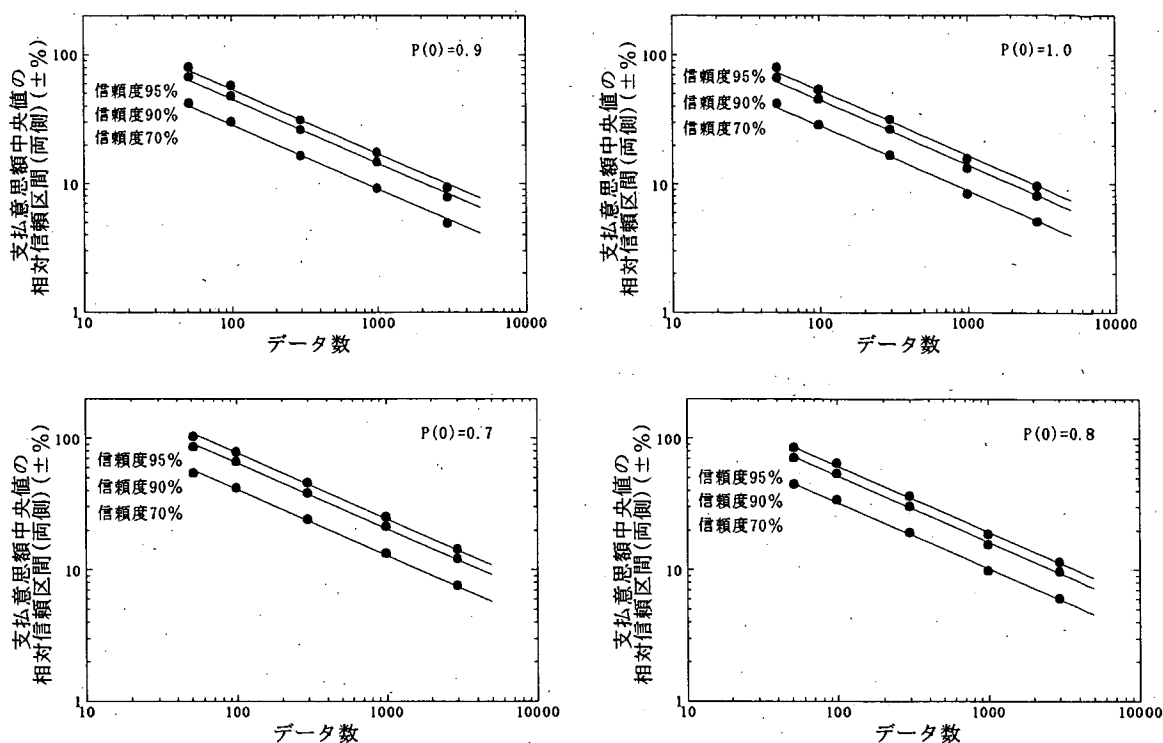


図-3.24 支払意思額中央値の相対信頼区間

相対信頼区間 (両側)」の相対信頼区間 (両側) は±5%であることを意味する。

計算結果のプロットは直線となっている。そこで、誤差の理論に従い、支払意思額の相対信頼区間がサンプル数の-0.5乗に比例するものとして、両辺を自然対数をとった形で最小自乗法によって中央値の相対信頼区間 ER_{median} (%) とサンプル数の関係式を求めると、
(両側信頼区間の場合)

$$ER_{median} = K_{median} \cdot \Phi^{-1}(0.5 + R_{rely}/200) \cdot N_{sample}^{-0.5} \quad (3.17)$$

(片側信頼区間の場合)

$$ER_{median} = K_{median} \cdot \Phi^{-1}(R_{rely}/100) \cdot N_{sample}^{-0.5} \quad (3.18)$$

ここで、 $\Phi^{-1}(x)$ は標準正規確率累積関数の逆関数、 R_{rely} は信頼確率(%), N_{sample} は支払意思が正であるサンプルの数、 $P(0)$ は全有効サンプルにおける提示額0円の場合の承認率、 K_{median} は $P(0)$ ごとに定まる係数である。 K_{median} の推定値および推定誤差は表-3.14のとおりである。この関係式を用いれば、得ようとする支払意思額中央値の必要な信頼度、信頼区間を決定すれば、そのために必要

なサンプル数を求めることができる。また、今回のアンケートで得られた $P(0)$ は $0.688 \approx 0.7$ 、サンプル数は 699 である。この場合の信頼確率を 95%ととれば、今回得られた中央値の相対信頼区間は両側で 29%、片側で 24%となる。

表-3.14 K_{median} の推定値と推定誤差

$P(0)$	K_{median}	標準誤差	相関係数
0.7	393	5.76	1.000
0.8	313	5.15	1.000
0.9	278	6.42	1.000
1.0	269	6.05	1.000

b) 部分サンプリングとの比較

このシミュレーションの結果がどれほど現実を正しく表現しているかを確認するため、今回得られた支払意思が正である全データ (総データ数 699) を母集団として、その中からサンプルを単純無作為抽出で N_{sample} 個抽出する部分サンプリングを行い、その部分サンプルをもとにパラメータ推定するシミュレーションを 1,000 回繰り返すモンテカルロ・シミュレーションを行う。この場合、提示額0円の際の全有効サンプルにおける承認率 $P(0)$

は双方に共通なので、ここでは $P(0)$ を 1 として取り扱う。この結果と承認率分布を想定した場合との差異を比較する。

部分サンプリング・シミュレーションでは、パラメータ推定のために仮定する提示額-承認率分布を、式(3.13)とする。また、部分サンプル数 50, 100, 200, 300, 400, 600 のそれぞれについてシミュレーションを行う。この結果を 3.10(2)a) の整理と同じ要領で log-log プロットを作成すると、図-3.25 のとおりとなる。

母集団の承認率を想定した場合と部分サンプリングの場合を比較すると、部分サンプル数が 100 から 400 のあたりでは、承認率分布を想定した場合のシミュレーション結果と概ね一致する。しかし、部分サンプル数が総データ数 699 に近づく場合、あるいは、部分サンプル数が小さい場合は、承認率分布を想定した場合との乖離が大きくなっている。

部分サンプリングは、各提示額グループごとにみれば、 N_y 個の賛成データと N_n 個の反対データがある中から、 M_a 個の部分サンプルを抽出する行為であるので、その中に M_y 個の賛成がある確率は、超幾何分布となる。

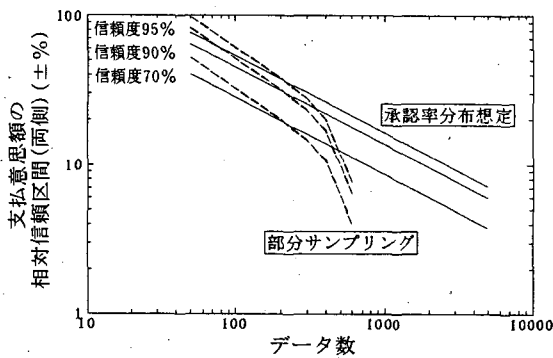


図-3.25 承認率分布想定と部分サンプリングの比較

超幾何分布は、 N_y と N_n が M_y に対して十分に大きくなると、二項分布に近づき、同時にその分散も二項分布の分散に近づくことがわかっている (鈴木, 1988)。従って、部分サンプル数が大きくない場合は、各提示額ごとの承認率の分散は、承認率分布を想定した場合と部分サンプリングのケースとで理論上一致することになる。

また、部分サンプリングのケースでは、部分サンプル数が小さくなると、提示額グループごとの割り当てサンプル数のばらつきが相対的に大きくなり、提示額グループごとに母集団が持っている承認率分布の誤差の影響が大きくなる。実際、シミュレーションの結果では、サン

プル数が小さい領域では、部分サンプリングのケースが承認率分布を想定した場合よりも支払意思額中央値の信頼区間が広がっている。

以上を勘案すると、承認率分布を想定してモンテカルロ・シミュレーションを行って求めたサンプル数と相対誤差の関係式は、今回の事例においては実際の状況を概ね正しく表現していると判断することができる。全てのケースについてこの関係式が成立するとは限らないが、このような分布形の提示額-承認率分布を持つ母集団において、今回のようなパターンで支払額を提示・質問する代表的な CVM を用いる場合は、この関係式が概ね成立すると予想される。

c) 実務におけるアンケート数の設定

今回実施したアンケートで得られた総データ数は 699 である。これをもとに、式(3.17)を用いて信頼度 95%, 90%, 70% の支払意思額中央値の両側信頼区間を求めると、それぞれ $\pm 20\%$, $\pm 16\%$, $\pm 10\%$ となる。実務で用いる小型のアンケート調査としては、この信頼区間の幅は比較的小さいものである。しかし、アンケートの経費を低減するためにアンケート数を小さくして行けば、信頼区間の幅は急速に拡大する。このため、実務でアンケートを用いる場合は、アンケートの精度と経費の間で適切なバランスを取ることが不可欠になる。それを効率的に達成しようとするれば、サンプル数と求めようとする値の信頼区間の関係について、事前情報が与えられることが極めて有益である。

3.11 回答者の考慮範囲の影響

アンケートで提示した 9 種類の対策の中で、実施主体を国もしくは地方公共団体とした回答割合が最も高い対策は「巡視船等に載せる油回収装置の配備」、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」、「バイオレメデーションの研究」、「ボランティアの受入準備」および「小型ポンプの各地への配備」の 5 個の対策である。それらに対し、アンケートの中では、それぞれが必要とする費用の大小関係を、中、中、小、小、中程度と示している。

「流出油対策に対する政府全体の支出」への質問では、「9 種類およびその他の対策のなかで実施することを選んだ対策のうち、費用を税金で支払う部分」に対して税金を支出することについて質問しているので、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」への税金の支出は「流出油対策に対する政府全体の支出」の内数であることが、アンケートの質問においてはかなり明確である。

ところが、アンケートの結果では、「流出油対策に対する政府全体の支出」に対する支払意思額の中央値 3,400

円／家庭に対して、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する支払意思額の中央値は2,600円／家庭で、政府全体の76%に達している。この両者の関係は、アンケートのなかで提供している各対策の必要費用の大小関係の情報と、整合がとれているとは考えにくいものである。

また、今回のアンケートでは、運輸技術審議会で取りまとめられた対策パッケージ（運輸技術審議会、1997）をベースに対策オプションを作成している。加えて、アンケートの中で提示した政策オプションに大きな漏れがあるかを質問し、漏れがあるとの回答は9%である（図-3.26 参照）が、これでも政策オプションの範囲の設定が十分である確証はない。

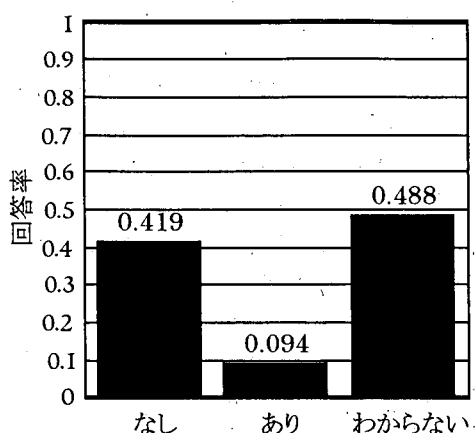


図-3.26 対策選択肢の重大な漏れの認識

今回のアンケートでは、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する提示額への回答は、「流出油対策に対する政府全体の支出」および「9種類の対策の採否」に関する全ての影響要素に思いを巡らせ、各質問の独立・包含関係を正しく理解し、加えて、それら全てに対して整合を保ちながら思考を行い、意思を決定しなければならない。そのようなことができる、もしくは、できる余裕のある人間が回答者の大部分であると考えことは非現実的である。ある程度、他の要素や質問との関連は考慮されているであろうが、適切な整合は保たれていないと考えるべきであろう。

そこで、人間の思考範囲は有限・不完全であると考え、その傾向を分析する。このため、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する提示額への回答は、他の対策の採否がほとんど考慮されていないと仮定し、本来ならば他の対策の採否が及ぼすであろう影響の特性を、「9

種類の対策に対する採否」と「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造に対する提示額－承認率の関係」についてのデータを用いて推測する。

(1) 推定作業の構成

提示した対策の種類は9種類である。この9種類の対策のうち、「企業の油回収船の強化」、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」、「巡視船等に搭載する油回収装置の配備」は、実施主体は異なるが実施する内容はほぼ同じである。対策をこのように設定したのは、油回収船対策以外の対策を含む包括的な流出油対策パッケージを想定した中で、「浚渫船・ゴミ回収船を油回収船に改造する対策」という具体的な対策についての支払意思額を分析するためである。このためには、本来、対策について2つの異なるレベルの分類ごとに内容を分けて質問する必要があるが、それによってアンケート内容が複雑になり、回答数が減少する可能性があったため、2つのレベルの質問を取って1つにまとめて質問した。このような状況で、9種類の対策を全て同等に取り扱ってランダム効用理論をあてはめてしまうと、IIA (independence from irrelevant alternatives) が確保できずに結果が歪んでしまう。この問題を回避するため、この3種類の油回収船に関する対策を1つの対策として取り扱い、7種類の対策として選好を分析し、その後その3種類の油回収船対策間の選好を分析する2段階処理を行う。

まず各対策の実施／不採用についての質問結果から、7種類の対策それぞれに対して「実施する」と答えた者の割合（以下、「採択率」という。）を知ることができる。その採択率は、少なくとも何らかの支払を許容する者の割合、即ち支払意思額が0より大きい者の割合でもある。採択率の大小は各対策の選好の大小と何らかの関係があると考えられるので、各対策の採択率から、全体が多数決で承認される場合、即ち全体の承認率が50%となる場合の、各対策の承認率を推定する。

次に、油回収船関係の各対策について、同様の承認率推定作業を行う。

そして、求められた承認率に対して、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」への提示額－承認率曲線を用いて、対応する提示額を求め、それを真の支払意思額の代表値と考えるものとする。

(2) 7種類の対策の承認率推定

一般に、 n 種類の対策がある場合、考えなければならない相関関係の数は $\frac{1}{2} \sum_{i=2}^n \left[nC_i \cdot \sum_{j=1}^{i-1} nC_j \right]$ となり、対策の種類が多くなると各対策が相互に独立である仮定を用いることが一般的とは言えなくなる。そこで、各対策間の独立

を仮定せずに承認率の分析を行う。

対策 i を承認する場合に 1, 承認しない場合に 0 となる変数を δ_i とすると, n 種類の対策に対して $(\delta_1, \dots, \delta_n)$ という承認・不承認の組み合わせを回答した者の割合 $Z_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ は,

$$Z_{\delta_1, \dots, \delta_n} = \frac{1}{S} \sum_{j=1}^S \left[\prod_{i=1}^n \{ \delta_i \cdot z_{ij} + (1 - \delta_i)(1 - z_{ij}) \} \right] \quad (3.19)$$

となる。ここで, S は回答者の総数, z_{ij} は回答者 j の対策 i に対する回答で, 承認の場合に 1, 不承認の場合に 0 となる変数である。

アンケートの 7 種類の対策の実施/不採択の質問の結果から $Z_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ を計算する。結果を, 承認した対策の数ごとに回答率を集計すると, 表-3.15 のとおりとなる。

表-3.15 承認対策数ごとの回答率

承認対策数	回答率 (%)
0	0
1	0.6
2	1.2
3	0
4	5.9
5	10.6
6	21.8
7	60.0
合計	100.0

ここで求められた $Z_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ の状態は, 各対策の提示額が 0 のときの承認の割合に相当するので, この状態を出発点として, 徐々に提示額を上げ, 各対策に対する提示額が (x_1, \dots, x_n) となる状態に移行して行く過程を想定する。ある提示額の状態から提示額を少し大きくしたとき, $Z_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ がある $Z'_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ に変化すると考える。この変化のパターンをアンケートで得られたデータからは特定することができないため, ここでは, 全ての $Z_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ の値が一律 Δk の割合で低減し, その低減分が, $(\delta_1, \dots, \delta_n)$ という回答パターンから 0 個以上承認が減少する全ての回答パターンの Z に均等に移動するという単純な定率モデルを仮定する。このとき $Z'_{\delta_1, \dots, \delta_n}$ は,

$$Z'_{\delta_1, \dots, \delta_n} = (1 - \Delta k) \cdot Z_{\delta_1, \dots, \delta_n} + \Delta k \cdot \sum_{\{(\lambda_1, \dots, \lambda_n) | \lambda_i \geq \delta_i, i=1, \dots, n\}} \left[Z_{\lambda_1, \dots, \lambda_n} / \left(2^{\sum_{i=1}^n \lambda_i} \right) \right] \quad (3.20)$$

と表される。ここで, λ_i は対策 i に対して承認の場合に 1, 不承認の場合に 0 をとる変数である。この式は漸化式であるため, Δk のとりうる値を 0.1 以下とし, 対象とする承認率 $Z'_{1, \dots, 1}$ が目標とする値 Ψ となるまで, 漸化計算を行い, そのときの各対策単独の承認率を求める。対策 i の単独の承認率 Z_i は,

$$Z_i = \sum_{\{(\delta_1, \dots, \delta_n) | \delta_i=1\}} Z'_{\delta_1, \dots, \delta_n} \quad (3.21)$$

となる。

ところで, パッケージを構成する対策が個々に全て承認される場合のみ, 対策パッケージが承認されると考えると, パッケージを構成する対策の数が多い場合, 個々の対策の採択率がかかなり高くても, 多数決ルールでは対策パッケージを承認できなという問題が生じる。しかし, 現実には, ①パッケージを構成する対策の大多数が承認できるものであって, ②承認したくない対策の承認が大きな支障とならないのであれば, 状況の説明や関係者間の交渉・説得等によって人々は妥協的承認をされると考えられる。

そこで, n 個の対策のうち m 個が承認できる場合に, 対策パッケージは承認されるという部分一致承認条件 (このような場合を, m/n 部分一致承認条件と呼ぶことにする。) を仮定する。このとき, 7 種対策パッケージが承認される割合は, 次のとおりである。

$$\Psi = \sum_{\{(\delta_1, \dots, \delta_n) | \sum_{i=1}^n \delta_{2m}\}} Z'_{\delta_1, \dots, \delta_n} \quad (3.22)$$

この式を用い, 多数決で承認される場合, 即ち $\Psi=0.5$ となる場合の各対策の承認率を式(3.20)の漸化式を用いて計算すると, 結果は表-3.16 のとおりとなる。7 種対策パッケージの部分一致承認条件が 7/7, 6/7, 5/7 のとき, 油回収船対策パッケージの承認率はそれぞれ 0.898, 0.763, 0.686 である。

表-3.16 7種対策の採択率・承認率

対策内容	採択率	承認率		
		7/7 ⁺⁺	6/7 ⁺⁺	5/7 ⁺⁺
安全運転の徹底	0.982	0.898	0.763	0.686
事故補償の範囲拡大	0.882	0.806	0.685	0.616
タンカーの構造強化	0.971	0.887	0.754	0.678
油回収船対策パッケージ	0.982	0.898	0.763	0.686
小型ポンプの準備	0.812	0.742	0.630	0.567
ボランティア受入準備	0.776	0.710	0.603	0.542
バイオリメディエーション	0.894	0.817	0.694	0.624
7種対策パッケージ	0.600	0.5	0.5	0.5

++: 部分一致承認率

(3) 浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造に対する支払意思額

油回収船対策パッケージの部分一致承認条件を 3/3 および 2/3 とし、油回収船対策パッケージの承認率が表-3.18 で求められた承認率となる条件の下で、3.11(2)と同様の手法で各油回収船対策の承認率を計算する。

これによって求められる承認率から、次式を用いて対応する支払提示額を求め、その金額を「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する支払意思額とする。

$$P(x) = \frac{P(0)}{1 + \exp(-\theta_0 + \theta_1 \cdot \ln x)} \quad (3.23)$$

ここで、 x は提示額、 θ_0 および θ_1 は推定パラメータ、 $P(x)$ は提示額に対する支払承認率、 $P(0)$ は $x=0$ の時の承認率である。ここでは、「答えられない」を除く全ての回答の中で、「税金を使用する発想自体が誤り」との回答以外の回答の割合を $P(0)$ と見なして用いる。

以上の方法による「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する支払意思額の推計を、7種対策パッケージの部分一致承認条件を 7/7 から 5/7 まで、油回収船対策パッケージの部分一致承認条件を、3/3 から 2/3 まで変化させ、各条件ごとに行なう。

結果は表-3.17 のとおりである。「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」に対する支払意思額の計算結果の中には、0円/家庭であっても7種対策パッケージの承認率が0.5に満たない「解が存在しない」という状態がある。これは、人々がある程度の妥協的承認をしなければ、対策パッケージ全体を多数決で承認することができないことを意味している。また、計算された支払意思額の最大値は410円/家庭である。

表-3.17 浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造に対する支払意思額

部分一致承認率		承認率	支払意思額
各種対策	油回収船対策		
7/7	3/3	—	—円/家庭
	2/3	0.879	—円/家庭
6/7	3/3	—	—円/家庭
	2/3	0.760	180円/家庭
5/7	3/3	0.865	—円/家庭
	2/3	0.688	410円/家庭

(4) 推定結果の信頼性

3.11(3)の推計は、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造」についての提示額-承認率曲線がほとんど水平に近い領域で計算を行っているので、承認率のわずかな変化で支払意思額が大きく変化する。このような敏感な領域での推定に耐えられるほど、求められた提示額-承認率曲線の精度は高くない。例えば、ある提示額において承認回答数/全回答数として求められる承認率について、サンプリングによる統計的な誤差分布に beta 分布を仮定したとき、承認率 $P(0)$ の 95%信頼区間は [0.80, 0.92] となる。これを承認率の上限値として用いているので、この影響を乗じた承認率 $P(200)$ の 95%信頼区間は、[0.64, 0.88] となり、3.11(3)の全ての計算結果がこのサンプリング誤差の範囲に入ってしまう、サンプリング誤差以下の精度の議論となっていることが分かる。ちなみに、この場合の支払意思額の信頼区間は、本研究で推定された提示額-承認率曲線を用いて計算すると、[解なし, 630円]である。

(5) 評価考慮範囲の影響への対処方法についての考察

ある評価したい対策に対して本来同時に考慮しなければならない対策が多数ある場合、人々の思考・感性は多様であるため、各対策に対する選好傾向は一般にばらつく。このため、多数決で対策パッケージ全体に承認を得るためには、各対策の個々の承認率はかなり高いものでなければならない。言い換えれば、提示額がかなり小さい値でなければならないことになる。その様な状態では、提示額がかなり小さいので、各対策の相互関係を考慮した回答行動による影響は小さくなっていると考えられ、3.11.1~3のような推計をすることの妥当性は比較的高いと考えられる。

提示額が小さい領域は提示額-承認率曲線が水平に近い状態であるので、必要とされる承認率がわずかに変化しただけで、対応する提示額、即ち支払意思額が非常に大きく変化してしまう。その大きな支払意思額の変化を引き起こす承認率の変化は、提示額-承認率曲線が持つ

ているサンプリング誤差よりも小さい。その上、潜在的な同時確率分布の存在を仮定し、対策パッケージ全体の単純多数決条件から導かれる個別対策の必要承認率はかなり荒っぽいものであるため、かなりの誤差を含んでいると考えられる。従って、そのような範囲内で金額の絶対値を議論することは、その誤差変動の幅が大きすぎて実用上あまり有益ではない。加えて、その前提となる対策パッケージの同時確率分布を推定することも困難を極める。そこで、現実にあった提示額-承認率曲線の評価方法を考えることが必要となる。

精神物理学の分野では、人間の知覚量は刺激量の対数に比例するという Weber-Fechner の法則が多くの場合で成立することが知られている(和田ら編, 1989)。そこで、提示額-承認率の関係を見るための刺激の知覚量を、対数変換した提示額で代表させることができると考える。これらに対し、ランダム効用理論を用いるモデルの中で、その操作性の良さから比較的よく用いられる Logit モデルを適用すれば、刺激知覚量(対数変換された提示額)-承認率分布は Logistic 曲線となる。

多くの考慮すべき対策がある場合に、対策パッケージ全体を多数決で承認することを個々の対策の承認基準とすれば、各対策の承認率は通常かなり高い値となる必要がある。このとき、承認率は刺激知覚量-承認率曲線上の水平に近い領域にあると考えられる。

そこで、問題を単純化するために、刺激知覚量-承認率分布を、刺激知覚量 R に対してその承認率 $P^*(R)$ が $P(0)$ で一定となる直線と、Logistic 曲線の遷移区間中央部に接する直線からなる台形分布に近似する。そして、最も少ない譲歩のもとで対策パッケージ全体を多数決で承認することを、個々の対策に対する承認の条件であると考え。しかし、これだけの条件では解を一意に定めることができないため、考えられる解の中の一つの近似解として、台形近似された刺激知覚量-承認率曲線の上底部、即ち承認率が $P(0)$ で全ての対策が承認されることが承認の条件であると仮定する。このような条件の下では、承認率が $P(0)$ であるときの刺激知覚量の最大値を求め、その値から提示額を求めれば、その金額が求めようとする対策に対する支払意思額となる。もちろん、これが成り立つためには、 $P(0)$ が十分大きいことが前提である。以下、台形分布において承認率が $P(0)$ であるときの提示額の最大値を、受入限度 (Acceptable Limit: AL) と定義する(図-3.27 参照)。

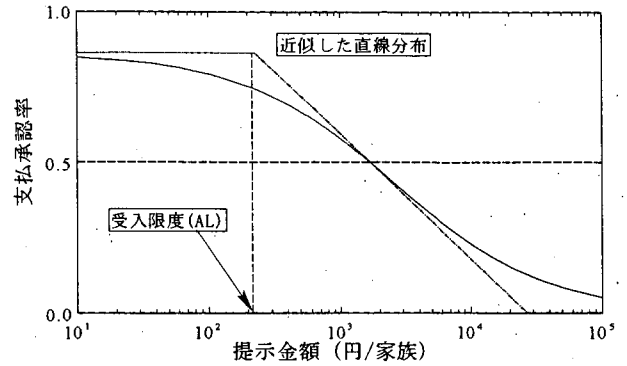


図-3.27 提示額-承認率曲線と受入限度の関係

これに対して、同時に考慮すべき要素を全てリストアップし、それらについての承認率の同時確率分布を求め、そこから多数決条件で支払意思額の代表値を求める、というより解析的なアプローチが考えられる。この方法を実行するのであれば、より精度の高い支払意思額の代表値を求めることができることになるが、現実には、同時に考慮すべき要素を全て特定することは極めて困難である。今回のように、「船舶事故による流出油から海岸環境をまもる。」という同じ上位の目的に対して複数の対策が考えられる場合は、評価をしようとする対策以外の対策が同時に考慮すべき要素となるが、実際にはそれ以外に、政府の予算、企業の経営環境、オイル市場、輸送技術のレベル、国内景気、国家間の関係や気候の状況など考慮しなければならない要素は無数に存在している可能性がある。それらの中からどのようにして同時に考慮すべき要素を全てリストアップすることができるのだろうか。極めて難しい問題である。さらに、仮に同時に考慮すべき要素が全て特定できたとして、それらはかなりの数になると予想されるので、それら全要素についての承認率の同時分布を推定することは、要素をリストアップすること以上に難しい問題になる。したがって、同時に考慮すべき全ての要素について承認率の同時確率分布を求めることによって支払意思額の代表値を求めるという方法を実務で用いることには、極めて難しい問題が存在していると考えなければならない。これに対して、AL を用いる方法は、得られる値の精度は荒っぽいものであるが、理論的には、それが何であるかは特定されていないものの、同時に考慮すべき要素が多数存在する場合の一つの最適解であるという意味を持っているため、マクロに見た場合の理論的な完結性が高い。AL は、対象とする対策についてのみ承認率曲線を調べることによって算出することができる簡単なものであるが、それでいて、理論

的には多数の同時に考慮すべき要素を考慮した場合の一つの最適解という意味を持つ値である。このため、ALを使うことによって複数要素を同時に評価しないことによるCVMの歪みのある程度修正することができるので、使い方によっては実務における有益な指標となる可能性がある。

ところで、 $P(0)$ がかなり大きく、かつ対策の数が少ない場合には、対策パッケージ全体を完全一致採択条件の下に多数決で承認するために必要とされる各対策の承認率が、 $P(0)$ より小さくなる場合がある。このときには、支払意思額はALより大きくなるので、ALを支払意思額として用いることは妥当性を欠くことになる。このような場合であっても、対策以外に諾否を選択しなければならない潜在要因が多数あると仮定することができれば、完全一致採択条件では各対策に求められる承認率が $P(0)$ より大きくなるので、ALは妥当性を持つ。

Logistic 曲線は $P^*(R) = P(0)/2$ となる点で点対称である。台形分布の遷移区間の近似直線がこの点で Logistic 曲線に接すると仮定すると、AL は $P(0)$ に関係なく定まり、 $P(0)$ が低下しても AL は変化しない。この問題を回避するため、台形分布の遷移区間の近似直線は承認率 50% の点で Logistic 曲線に接すると仮定する。

こうした条件のもと、提示額—承認率曲線が式(3.23)の場合について、受入限度 AL を求めると、

$$AL = (2 \cdot P(0) - 1)^{1/\theta_1} \cdot \exp\left[\frac{\theta_0 - 2 \cdot P(0)}{\theta_1}\right] \quad (3.24)$$

となる。

対数線形型の効用関数は、その前提となる知覚理論から金額のごく小さい領域では当てはまらないことが知られている。一方、AL の議論は、金額の小さい領域での値の議論であるので、AL を推定するために対数線形型効用関数を用いることは問題ではないか、という疑念が生じる。しかし、AL の定義から分かるように、AL 値は、何らかの正の支払意思を持つ人々の割合 $P(0)$ と、承認率 50% の点の値と承認率曲線全体として推定されるパラメータを使って求められる接線によって定まるものであるため、対数線形型効用関数を金額の小さな領域で使うという問題は生じない。むしろ、承認率曲線全体の形状を承認率 50% 点近傍で正しく表現しているかが重要であるため、3.9(3)の関数型の検討の知見から線形型やべき線形型の効用関数を使うよりは、対数線形型の効用関数を使うことが適当であると考えられる。

式(3.24)をもとに、流出油から海岸環境を守るために

人々が許容する物価上昇、政府全体の支出および浚渫船・ゴミ回収船を油回収船に改造するための政府支出についての受入限度額を計算する。

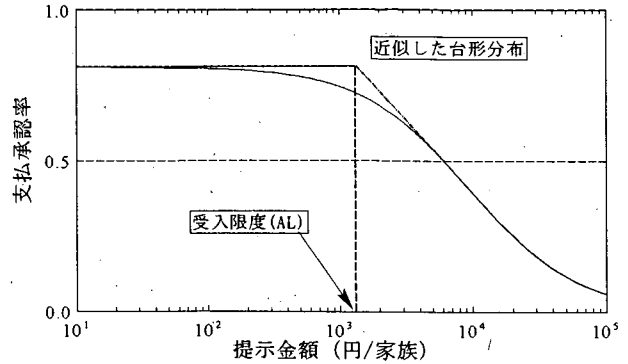


図-3.28 提示額—承認率曲線と受入限度 (物価上昇)

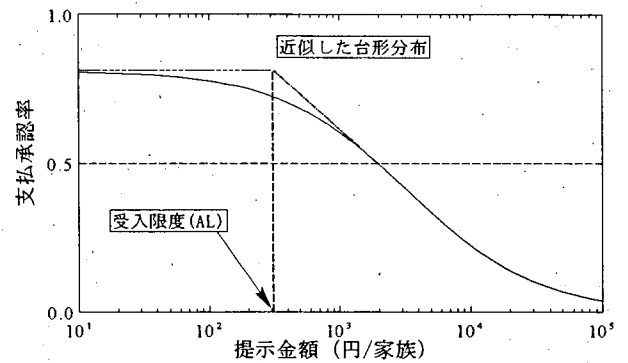


図-3.29 提示額—承認率曲線と受入限度 (政府全体)

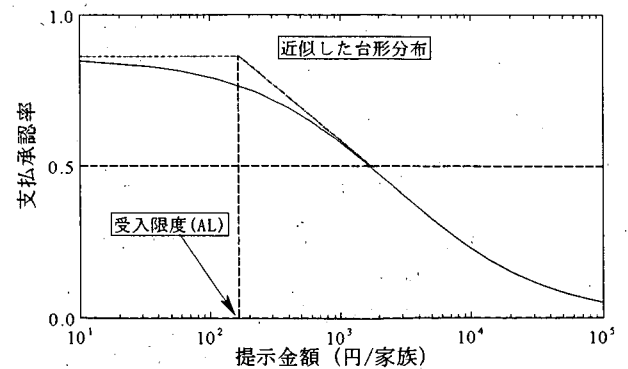


図-3.30 提示額—承認率曲線と受入限度 (油回収船)

結果は、図-3.28~3.30 および表-3.18 のとおりである。これらの値を、これまで用いられてきた中央値を用いる方法と比較すると、両者の間には約5~10倍という大きな差が存在していることがわかる。これまでの作業過程からわかるように、単独で推計したものは、同時に考慮すべき他の対策が考慮されていないため、過大な支払意思額が導かれている可能性が高い。

表-3.18 受入限度と中央値の比較

評価対象	受入限度(AL):A	中央値:B	B/A
物価上昇	1,300 円/家庭	6,100 円/家庭	4.7
政府支出全体	310 円/家庭	2,000 円/家庭	6.5
浚渫船・ゴミ回収船の改造	170 円/家庭	1,700 円/家庭	10

なお、物価上昇は、政府全体の支出および浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改造と比してALがかなり大きい。この理由としては、第1に、近年の政治・行政への不信の高まりと、その反作用としての民間セクターへの期待の高まりが考えられる。第2に、このアンケートを実施した時期が、国の商品券構想への批判と、防衛庁の調達汚職についての報道がマスコミで盛んに取り上げられた時期と重なったことがあげられる(図-3.32 参照)。このために、政府に対する批判が強まり、政府支出に対する支払意思額がさらに低下し、同時に反動として物価

上昇に対する支払意思額がさらに大きくなっていることが考えられる。ちなみに、第1回アンケートで参考に質問した政治・行政一般に対する信頼度の回答は図-3.31のとおりである。「任せることができる」と「任せるほかない」と答えた者は全体のそれぞれ3%、29%にすぎなかった。

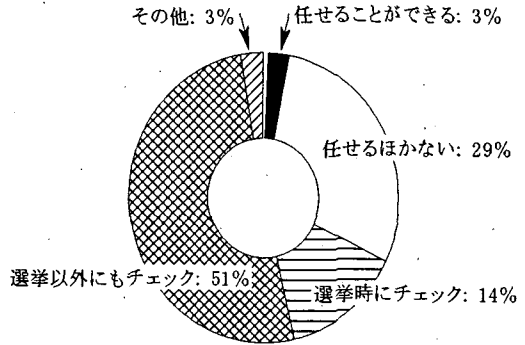


図-3.31 政治・行政への信頼度

(6) 受入限度の相対信頼区間

サンプル配分率を表-3.13とし、サンプル数が100, 300, 1000, 3,000の場合について、3.10(2a)と同じ手法を用い、受入限度(AL)の相対信頼区間 $ER_{AL} (\pm\%)$ とサンプル数の関係式を求めると、

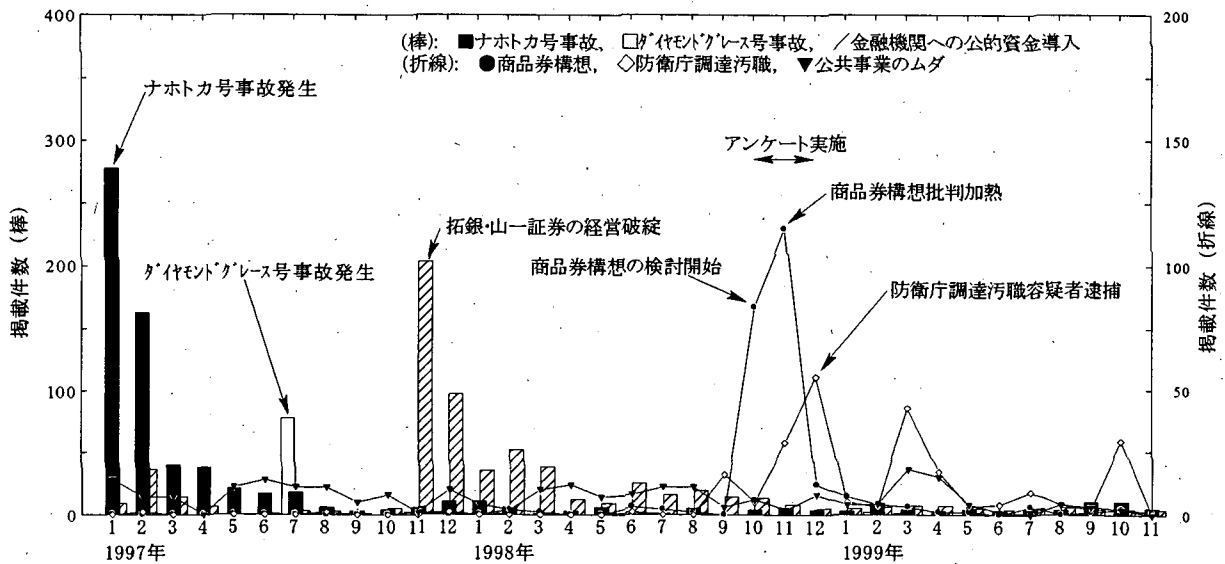


図-3.32 関連する新聞記事の掲載件数の推移 (再掲)

(両側信頼区間の場合)

$$ER_{AL} = K_{AL} \cdot \Phi^{-1}(0.5 + R_{rely}/200) \cdot N_{sample}^{-0.5} \quad (3.25)$$

(片側信頼区間の場合)

$$ER_{AL} = K_{AL} \cdot \Phi^{-1}(R_{rely}/100) \cdot N_{sample}^{-0.5} \quad (3.26)$$

ここで、 $\Phi^{-1}(x)$ は標準正規確率累積関数の逆関数、 R_{rely} は信頼確率(%), N_{sample} は支払意思が0円より大きいサンプルの数、 $P(0)$ は全有効サンプルにおける提示額0円の場合の承認率、 K_{AL} は $P(0)$ ごとに定まる係数である。 K_{AL} の推定値および推定誤差は表-3.19のとおりである。これを中央値と比較すると、受入限度の相対信頼区間は中央値の1.4~1.8倍であることがわかる。また、今回のアンケートで得られた $P(0)$ は $0.688 \approx 0.7$ 、サンプル数は699であるので、信頼確率を95%ととれば、今回得られたALの相対信頼区間は両側で42%、片側で35%となる。

表-3.19 K_{AL} の推定値と推定誤差

$P(0)$	K_{AL}	標準誤差	相関係数
0.7	568	11.16	1.000
0.8	521	10.88	1.000
0.9	500	5.21	1.000
1.0	492	4.44	1.000

3.12 結語

開発により得られる利益と環境変化によりもたらされる損失、あるいは、環境改善の便益と費用負担の比較考量を行う際に大きな課題となっている環境影響の価格定量に関し、近年関心が寄せられているCVMに着目し、CVMのアウトプット特性の把握および統計的信頼性を効率的に高める方法とアウトプットの誤差・偏差の補正方法の検討を、船舶事故流出油対策を事例としてアンケートを実施し、それにより得られたデータに基づいて行った。

a) 支払意思額中央値

船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守ることに對する支払意思額の代表値を、CVMを用いて推定する作業を行った。この結果、今回の事例においては次の事柄が明らかになった。

今回求められた支払意思額中央値は、「流出油から海岸環境を守るために必要となる税金の増額」で2,200円/家庭であった。これに対し、対策についての情報を提

供した後で回答を求めた場合の支払意思額中央値は、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で9,500円/家庭、「流出油対策に対する政府全体の支出」で3,400円/家庭、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で2,600円/家庭となった。

このサンプルから求められた支払意思額中央値を全国の家庭の支払意思額とした場合、全国の支払意思の総額は、「流出油から海岸環境を守るための税金の増額」で670億円/年、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で2,700億円/年、「流出油対策に対する政府全体の支出」で1,000億円/年、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で830億円/年と算定された。

仮に、これらの支払意思の総額を政策判断情報としてそのまま採用するとした場合、これらの値はいずれも極めて大きな値である。これらの金額全額を流出油対策に投入することは、長期債務が約600兆円に達する一方で税率低減が課題となっているわが国政府や、景気の低迷に苦しんでいる石油会社、船会社等にとっては、明らかに支払を許容できるレベルを越えたものだといえる。

これら支払意思の総額について政策決定者が理解しなければならないことは、これだけの金額を支払っても流出油から海岸の環境を守る価値があると国民が認識しているので、その金額よりもできる限り小さい金額で必要な対策を実現し、その2つの金額の差額を利益として社会が獲得するようにすることである。このため、社会の利益を最大化するための政府・企業等の努力が重要である。

b) 流出油対策の種類と実施主体

今回仮定した「安全運転の徹底」、「事故補償の範囲拡大」、「タンカーの構造強化」、「企業の油回収船の増強」、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良」、「巡視船等への搭載用油回収装置の準備」、「小型ポンプの準備」、「ボランティアの受入準備」および「微生物を使った油分解方法の研究」の9種類の対策は全て80%以上の割合で支持された。そして、その中で、国が中心的実施主体となることが期待された対策は「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良」、「巡視船等への搭載用油回収装置の準備」および「微生物を使った油分解方法の研究」で、地方公共団体が中心的実施主体とあることが期待された対策は「小型ポンプの準備」と「ボランティアの受入準備」で、それ以外の対策が企業が中心的実施主体となることを期待された対策であった。

c) 回答者属性の影響

船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守るこ

とに対する支払意思額の質問に対する回答（第1回アンケート）から、回答者属性別の提示額-承認率曲線を作成し、その差違を比較した。結果は次のとおりである。

地域別にみると、福井県三国町、新潟県新潟市、長野県長野市、神奈川県横須賀市の今回対象とした全ての地域で、提示額-承認率曲線がほぼ同じ形状であった。このことは、地域の①罹災歴の強弱・有無、②内陸/沿岸の別、③大都市/地方の別で支払意思分布曲線に差異が生じていないことを意味している。

家庭ごとの年収を構成人数で除した金額を所得水準の代表指標として、サンプルを3グループに分けた場合、提示額-承認率曲線は所得水準が高いグループほど同じ提示額で高い承認率、即ち高い支払意思を示し、しかもその大小関係は統計的に90%以上の信頼度を有していた。このことは、支払意思額の推定において、所得効果を適切に配慮しなければならないことを意味している。

この他、世代別には、40~50歳代が他の年代より幾分高い支払意思を示した。男女別では違いは見られなかった。また、職種別では「役員・議員・自営業者」のグループは高い支払意思を示し、「無職・学生」グループは低い支払意思を示した。

d) 効用関数型の影響

一般的なCVMのように支払意思額の中央値を推定すればよい場合には、中央値周辺を中心に実測データが得られているので、今回検討した3種類の効用関数型（線形型、対数線形型、べき線形型）のうち線形型を除きどちらの関数型を用いても推計結果に大きな違いは生じない。この意味では対数線形型もしくはべき線形型のどちらの関数型を用いてもよい。中央値を推計する場合は、Weber-Fechnerの法則が成り立つ領域を中心に推計するので関数型に無理がないこと、および、パラメータ推定計算の安定性が他の関数型よりもよいことから、実用上は対数線形型が適していると思われる。

対数線形型をそのまま使用する場合、金額を小さくしていくと承認率が必ず100%に向かう。このため、提示額0円の場合の承認率を別途求めて、その率を乗じることによって修正する必要があると考えられる。

犠牲量の中央値を求めるのではなく、犠牲量の小さい領域での選好確率を求める場合は、線形型は現実との乖離が大きくなると考えられるので使用すべきではない。また、対数線形型を単純に使用することも現実との乖離が大きくなるので、これもまた適当ではない。このような場合には、対数線形型を一定の補正を加えて用いるか、べき線形型を用いる必要があると考えられる。

e) サンプル誤差

船舶事故による油流出から海岸環境を守るための費用負担について、CVMを用いて支払意思額中央値を推定し、その結果得られる情報をCVMのサンプリング誤差の推定・分析に供した。アンケートから推定されたものと同じ提示額-承認率分布型を持つ母集団を仮定し、モンテカルロ法を用い、データ数と支払意思額中央値の相対信頼区間の関係式を求めた。そして、求めた式を部分サンプリングによるシミュレーション結果と比較し、求めた関係式が妥当であることを確認した。

これら関係式は、推定しようとする支払意思額中央値の信頼区間と信頼度を設定すれば、CVMにおける必要データ数の参考値を与えることができる。このため、従来は設計者の経験によって設定されていたCVMにおける必要サンプル数の設定方法を合理化することに役立つと考えられる。ただし、この関係式はあくまでも今回仮定したデータ配分条件の下での必要サンプル数についての情報であるので、サンプリングの設計にあたっては、これ以外の要因についても適切に注意を払う必要がある。

f) 回答者の考慮範囲の影響

特定の対策に対して提示額-承認率曲線を求めた場合、多くの人々は、関連する他の対策にまで思いを巡らせ、かつ、それら全てに対して整合をとりながら回答をしてはいない可能性が高い。そのような状態の下で、特定の対策についてのみ調べた提示額-承認率曲線から支払意思額を求める場合は、関連する他の政策まで含めて多数決条件を満たす必要があるため、求めようとする対策の承認率はかなり高くなければならない。しかし、承認率が高い領域では、提示額-承認率曲線がかなり水平になっているので、承認率の変動に対する支払意思額の感度が極めて高い。このため、網羅的な対策を考慮した緻密な承認率の推計をして支払意思額を求めても、誤差が大きすぎて実用上使用するとが難しい。そこで、対数変換した提示額-承認率曲線を台形分布に近似し、台形の上底にあたる水平区間の提示額の最大値をAL:受入限度(Acceptable Limit)と定義する。問題解決に向けて様々な考慮すべき要素が存在し、それぞれに対して整合を保ちながら総合的に評価しなければならない状況であるにもかかわらず、回答者がそのような評価を行っていない場合は、一つの修正方法として、支払意思額の代表値にALを用いて評価を行うことが考えられる。支払意思額の代表値にALを用いる場合は、これまで用いられてきた中央値を用いる場合と比較して、かなり小さい値となる。

今回のアンケートから求められるALは、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で1,300

円/家庭,「流出油対策に対する政府全体の支出」で310円/家庭,「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で170円/家庭である。このALを全国の家庭の支払意思額の代表値とした場合,全国の支払意思の総額は,「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で590億円/年,「流出油対策に対する政府全体の支出」で140億円/年,「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で77億円/年となる。また,ALのサンプリング誤差とサンプル数の関係を求めた。今回のアンケートにおけるALの相対信頼区間は,両側で42%,片側で35%である。

g) 徐々に進行する環境問題への適用性

本研究でCVM分析に用いた事例は「船舶事故による油流出から海岸環境を守るための対策」である。この事例は,ある時突然発生するカタストロフィックな事象を取り扱ったものである。しかし,多くの環境問題は,このような希に生じる破滅的な変化というよりは,人間が検知することができにくいゆっくり進行する変化によるものが多い。一般に,人間はリスク認知に関し様々な認知バイアスを持っていることが知られており,カタストロフィックな事象に対してはリスクを過大に受け止めるカタストロフィー・バイアスがあると指摘されている(広瀬,1993)。このため,本研究の対象とした「船舶事故による油流出」の問題と多くの環境問題に見られる徐々に進行する問題では,人のリスク認知ひいてはそれを受けたリスク評価の特性が異なる可能性がある。従って,本研究の成果を徐々に進行する環境問題に適用して良いかについては,今後の検証が求められる。

4. 結論

沿岸開発による環境アセスメント・システムを「開発事業計画を起点として自然環境に影響を与える影響を調査・予測・評価し、必要に応じて対策を検討する」という一方向的・一断面的なものとは捉えるのではなく、「自然環境の変化の事前の予測による開発事業計画の修正という帰還効果」、「開発事業とそれによって影響を受ける自然環境の比較考量」を含めた双方向的・多断面的なシステムと捉え直し、「帰還効果」と「比較考量」に着目して検討を行った。「帰還効果」については、それを検知するための仕法を得ることを目的に、港湾における埋立の時系列、規模と位置、地理的経済的指標との因果関係の分析等について種々の手法を当てはめ、埋立の特性の分析を行った。「比較考量」については、比較考量の際の大きな課題となっている環境影響の価格定量に関し、近年注目されているCVMに着目し、CVMのアウトプット特性の把握および統計的信頼性を効率的に高める方法とアウトプットの誤差・偏差の補正方法の検討を、船舶事故流出油対策を事例としてアンケートを実施し、それにより得られたデータに基づいて行った。結果は以下の通りである。

4.1 港湾埋立の規模・空間分布のマクロ分析

「帰還効果」を検知するための手法を得ることを目的に、港湾における埋立の時系列、規模と位置、地理的経済的指標との因果関係の分析について種々の手法を当てはめ、埋立の特性を分析した。この結果、埋立の特性をある程度うまく把握することができた。このことにより、今回用いた一連の手法が、埋立のマクロな特性を分析する際に有効な手段となりうるということが分かった。

a) 埋立実績の時系列特性

埋立の時系列トレンドは、過去数年間の埋立地の売却・使用水準の向上をもとに埋立実施面積が決められるという行動様式を仮定し、幾つかの近似を与えれば、指数型の関数となることが導かれる。

オイルショック以降の全国の港湾における埋立面積のデータを、指数関数型のトレンドを仮定して当てはめを行った結果、次の諸点が明らかになった。

- ①埋立面積は、ほぼ一貫して減少する傾向にある。その減少傾向は1983～1984年度に屈曲点を持ち、1983年度までは急速に減少し、それ以降は緩やかに減少している。
- ②1984年度以降の埋立面積のトレンドは、1990年前後の地価・株価の高騰による過熱経済、いわゆるバブル経済期間を多く含むものであるにもかかわらず、減少の傾向

は一貫して明確な影響はみられない。

③1983年度以前と1984年度以降で埋立面積の減少度合いが大きく変化する傾向は、用途別にみた埋立面積の時系列変動特性からみて、工場用地の変化による寄与が大きい。

b) 土地造成計画の特性

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画における土地造成計画面積、そしてその各計画の前回計画における土地造成計画面積を整理した。

この結果を全国の埋立実績の時系列と比較すると、両者は概ね対応する。しかし、バブル経済期間内の1989～1991年度の土地造成計画だけは、埋立実績に比してかなり大きな計画面積となっている。

c) 埋立計画増加区域の水深分布

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画について、水深ごとの埋立計画増加面積（減少面積を含めない。以下同じ。）を幾つかの仮定をおいて推定した。

得られた水深に対する埋立計画増加面積の分布は、1～2箇所明確なピークを持つ形状であり、そのピークは主に島式の埋立計画によるものである。主ピークの位置は、1989～1991年度は水深-7～-10mにあったが、1996～1998年度には-10～-15mへと深い方向へとシフトしている。全体の平均水深でみると、-6.7mから-8.7mに2mほど深くなっている。

d) 自然海岸の減少量の変化

1989～1991年度および1996～1998年度に改訂された港湾計画について、埋立計画の増加による自然海岸の減少延長を読み取り、集計した。

1989～1991年度から1996～1998年度にかけて自然海岸の減少延長は1/2以下に低下している。この低下は、主に埋立計画増加面積の減少によるもので、埋立計画増加面積あたりの自然海岸の減少延長は1割強程度の低下である。

e) 埋立増加の地理・経済指標との因果関係

海面埋立の規模と位置について、地理・経済指標との因果関係をパス解析の手法を用いて分析した。この結果、明らかになった主な特徴は以下のとおりである。

1989～1991年度には、人間の利用をポジティブに行う性向を持つ港湾区域面積という海域の広さが、土地造成面積と最大水深の決定過程において大きな役割を果たしていた。一方、1996～1998年度になると、港湾区域面積との関係は失われ、土地造成面積に対しては人口と沿岸漁業販売額が、最大水深に対しては埋立増加面積と地価と閉鎖性海域ダミーが大きな関係をもつようになった。

こうした関係から見出すことができる大きな変化は、港湾区域面積という空間容量が 1989～1991 年度は埋立に一定の関係を有していたが、1996～1998 年度には関係を失っていたことである。つまり、近年の埋立においては空間的な容量がほとんど意味を持たなくなっているということである。また、バブル経済期の 1989～1991 年度においては、地価高騰によって期待土地売却収益が跳ね上がり、漁業補償が急速に進んだためか、「沿岸漁業販売額が大きいところほど埋立計画面積の増加が大きい。」という、特異な傾向がみられた。バブル経済終焉後の 1996～1998 年度では、「地価が高いところほど埋立計画面積の増加が小さい。」という、一見、市場原理に反するような傾向が現れている。しかし、これは、埋立計画増加区域が水深の深い海域にシフトしていることや、この時期がバブル期に蓄積された余剰な埋立計画が定常状態に遷移する過渡的な時期（リセッション期）にあることを考慮すれば、認識整合的に理解できるものである。こうした変化が明らかになったことで、社会・経済の構造変化が海面埋立の規模と位置のあり様を大きく変貌させていることの一端を示すことができたと考える。

求められた構造モデルの適合性は、GFI で 0.9 以上、RMSEA が 0.05 以下と十分に高く、全体としてはかなり適合性の高い構造モデルを同定することができたといえる。しかし、被説明変数ごとの重相関係数を見ると、他の変数は 0.6～0.9 と高いのに対して、埋立増加区域の最大水深は 0.4～0.5 とやや低いため、埋立増加区域の最大水深に対しては、このモデルの説明力はやや低い。今後、モデルの精度を高めていく場合には、内陸部での土地供給の状況などの内陸の要因や廃棄物の発生・処分状況などの埋立用材の要因などを含めて不足している説明変数を探し出し、この部分を改善していくことが重要であろう。

因果分析は、バブル経済期とその後の経済停滞期の 2 時点間の比較に着目して行った。しかし、この他にも、時系列トレンドが変化している 1973-1983 年と 1984 年以降に着目した比較や、埋立水深分布の形状を特徴づける重要な要因である拡張式埋立と島式埋立に着目した比較など、重要な分析の視点がまだ残されている。今後の課題である。

4.2 船舶事故流出油対策を事例とした CVM の特性分析

開発により得られる利益と環境変化によりもたらされる損失、あるいは、環境改善の便益と費用負担の比較考量を行う際に大きな課題となっている環境影響の価格定量に関し、近年関心が寄せられている CVM に着目し、

CVM のアウトプット特性の把握および統計的信頼性を効率的に高める方法とアウトプットの誤差・偏差の補正方法の検討を、船舶事故流出油対策を事例としてアンケートを実施し、それにより得られたデータに基づいて行った。

a) 支払意思額中央値

船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守ることに對する支払意思額の代表値を、CVM を用いて推定する作業を行った。この結果、今回の事例においては次の事柄が明らかになった。

今回求められた支払意思額中央値は、「流出油から海岸環境を守るために必要となる税金の増額」で 2,200 円／家庭であった。これに対し、対策についての情報を提供した後で回答を求めた場合の支払意思額中央値は、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で 9,500 円／家庭、「流出油対策に対する政府全体の支出」で 3,400 円／家庭、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で 2,600 円／家庭となった。

このサンプルから求められた支払意思額中央値を全国の家庭の支払意思額とした場合、全国の支払意思の総額は、「流出油から海岸環境を守るための税金の増額」で 670 億円／年、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で 2,700 億円／年、「流出油対策に対する政府全体の支出」で 1,000 億円／年、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で 830 億円／年と算定された。

仮に、これらの支払意思の総額を政策判断情報としてそのまま採用するとした場合、これらの値はいずれも極めて大きな値である。これらの金額全額を流出油対策に投入することは、長期債務が約 600 兆円に達する一方で税率低減が課題となっているわが国政府や、景気の低迷に苦しんでいる石油会社、船会社等にとっては、明らかに支払を許容できるレベルを越えたものだといえる。これら支払意思の総額について政策決定者が理解しなければならないことは、これだけの金額を支払っても流出油から海岸の環境を守る価値があると国民が認識しているので、その金額よりもできる限り小さい金額で必要な対策を実現し、その 2 つの金額の差額を利益として社会が獲得するようにすることである。このため、社会の利益を最大化するための政府・企業等の努力が重要である。

b) 流出油対策の種類と実施主体

今回仮定した「安全運転の徹底」、「事故補償の範囲拡大」、「タンカーの構造強化」、「企業の油回収船の増強」、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良」、「巡視船等

への搭載用油回収装置の準備」, 「小型ポンプの準備」, 「ボランティアの受入準備」および「微生物を使った油分解方法の研究」の9種類の対策は全て80%以上の割合で支持された。そして、その中で、国が中心的実施主体となることが期待された対策は「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良」, 「巡視船等への搭載用油回収装置の準備」および「微生物を使った油分解方法の研究」で、地方公共団体が中心的実施主体とあることが期待された対策は「小型ポンプの準備」と「ボランティアの受入準備」で、それ以外の対策が企業が中心的実施主体となることを期待された対策であった。

c) 回答者属性の影響

船舶事故による油流出からわが国海岸の環境を守ることに對する支払意思額の質問に對する回答(第1回アンケート)から、回答者属性別の提示額-承認率曲線を作成し、その差違を比較した。結果は次のとおりである。

地域別にみると、福井県三国町、新潟県新潟市、長野県長野市、神奈川県横須賀市の今回対象とした全ての地域で、提示額-承認率曲線がほぼ同じ形状であった。このことは、地域の①罹災歴の強弱・有無、②内陸/沿岸の別、③大都市/地方の別で支払意思分布曲線に差異が生じていないことを意味している。

家庭ごとの年収を構成人数で除した金額を所得水準の代表指標として、サンプルを3グループに分けた場合、提示額-承認率曲線は所得水準が高いグループほど同じ提示額で高い承認率、即ち高い支払意思を示し、しかもその大小関係は統計的に90%以上の信頼度を有していた。このことは、支払意思額の推定において、所得効果を適切に配慮しなければならないことを意味している。

この他、世代別には、40~50歳代が他の年代より幾分高い支払意思を示した。男女別では違いは見られなかった。また、職種別では「役員・議員・自営業者」のグループは高い支払意思を示し、「無職・学生」グループは低い支払意思を示した。

d) 効用関数型の影響

一般的なCVMのように支払意思額の中央値を推定すればよい場合には、中央値周辺を中心に実測データが得られているので、今回検討した3種類の効用関数型(線形型、対数線形型、べき線形型)のうち線形型を除きどちらの関数型を用いても推計結果に大きな違いは生じない。この意味では対数線形型もしくはべき線形型のどちらの関数型を用いてもよい。中央値を推計する場合は、Weber-Fechnerの法則が成り立つ領域を中心に推計するので関数型に無理がないこと、および、パラメータ推定計算の安定性が他の関数型よりもよいことから、実用上

は対数線形型が適していると思われる。

対数線形型をそのまま使用する場合、金額を小さくしていくと承認率が必ず100%に向かう。このため、提示額0円の場合の承認率を別途求めて、その率を乗じることによって修正する必要があると考えられる。

犠牲量の中央値を求めるのではなく、犠牲量の小さい領域での選好確率を求める場合は、線形型は現実との乖離が大きくなると考えられるので使用すべきではない。また、対数線形型を単純に使用することも現実との乖離が大きくなるので、これもまた適当ではない。このような場合には、対数線形型を一定の補正を加えて用いるか、べき線形型を用いる必要があると考えられる。

e) サンプル誤差

船舶事故による油流出から海岸環境を守るための費用負担について、CVMを用いて支払意思額中央値を推定し、その結果得られる情報をCVMのサンプル誤差の推定・分析に供した。アンケートから推定されたものと同じ提示額-承認率分布型を持つ母集団を仮定し、モンテカルロ法を用い、データ数と支払意思額中央値の相対信頼区間の関係式を求めた。そして、求めた式を部分サンプルによるシミュレーション結果と比較し、求めた関係式が妥当であることを確認した。

これら関係式は、推定しようとする支払意思額中央値の信頼区間と信頼度を設定すれば、CVMにおける必要データ数の参考値を与えることができる。このため、従来は設計者の経験によって設定されていたCVMにおける必要サンプル数の設定方法を合理化することに役立つと考えられる。ただし、この関係式はあくまでも今回仮定したデータ配分条件の下での必要サンプル数についての情報であるので、サンプル設計にあたっては、これ以外の要因についても適切に注意を払う必要がある。

f) 回答者の考慮範囲の影響

特定の対策に對して提示額-承認率曲線を求めた場合、多くの人々は、関連する他の対策にまで思いを巡らせ、かつ、それら全てに對して整合をとりながら回答をしてはいない可能性が高い。そのような状態の下で、特定の対策についてのみ調べた提示額-承認率曲線から支払意思額を求める場合は、関連する他の政策まで含めて多数決条件を満たす必要があるため、求めようとする対策の承認率はかなり高くなければならない。しかし、承認率が高い領域では、提示額-承認率曲線がかなり水平になっているので、承認率の変動に對する支払意思額の感度が極めて高い。このため、網羅的な対策を考慮した緻密な承認率の推計をして支払意思額を求めても、誤差が大きすぎて実用上使用するとが難しい。そこで、対数変換

した提示額—承認率曲線を台形分布に近似し、台形の上下底にあたる水平区間の提示額の最大値を AL: 受入限度 (Acceptable Limit) と定義する。問題解決に向けて様々な考慮すべき要素が存在し、それぞれに対して整合を保ちながら総合的に評価しなければならない状況であるにもかかわらず、回答者がそのような評価を行っていない場合は、一つの修正方法として、支払意思額の代表値に AL を用いて評価を行うことが考えられる。支払意思額の代表値に AL を用いる場合は、これまで用いられてきた中央値を用いる場合と比較して、かなり小さい値となる。

今回のアンケートから求められる AL は、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で 1,300 円/家庭、「流出油対策に対する政府全体の支出」で 310 円/家庭、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で 170 円/家庭である。この AL を全国の家庭の支払意思額の代表値とした場合、全国の支払意思額の総額は、「企業が流出油対策の費用を負担することによる物価上昇」で 590 億円/年、「流出油対策に対する政府全体の支出」で 140 億円/年、「浚渫船・ゴミ回収船の油回収船への改良のための政府支出」で 77 億円/年となる。また、AL のサンプリング誤差とサンプル数の関係を求めた。今回のアンケートにおける AL の相対信頼区間は、両側で 42%、片側で 35% である。

g) 徐々に進行する環境問題への適用性

本研究で CVM 分析に用いた事例は「船舶事故による油流出から海岸環境を守るための対策」である。この事例は、ある時突然発生するカストロフィックな事象を取り扱ったものである。しかし、多くの環境問題は、このような希に生じる破滅的な変化というよりは、人間が検知することができにくいゆっくり進行する変化によるものが多い。一般に、人間はリスク認知に関し様々な認知バイアスを持っていることが知られており、カストロフィックな事象に対してはリスクを過大に受け止めるカストロフィー・バイアスがあると指摘されている(広瀬, 1993)。このため、本研究の対象とした「船舶事故による油流出」の問題と多くの環境問題に見られる徐々に進行する問題では、人のリスク認知についてはそれを受けたリスク評価の特性が異なる可能性がある。従って、本研究の成果を徐々に進行する環境問題に適用して良いかについては、今後の検証が求められる。

4.3 結言

以上、港湾における埋立に対する各種の分析と船舶事故による油流出から海岸環境を守る対策に対する CVM の事例分析から、埋立のマクロ分析と CVM の誤差・偏

差の分析およびその補正の方法に関して幾つかの有益な知見が得られた。

実施した種々の埋立のマクロ分析を総合して考えてみると、「事業主体は開発による経済的な利益を優先し、環境への配慮はほとんど行わず埋立計画を作成し、その計画を肯定するように環境アセスメントを実施して埋立を実行したので、環境破壊にほとんど歯止めがかからなかった。」という埋立批判の典型的な指摘は、やや一面的であることが分かる。環境アセスメントはフィードバック型のプロセスである。しかし、埋立計画の修正は事業主体にとって時間と費用の両面から多大な負担を強いることになるため、事業主体は埋立による環境影響を先読みして、環境アセスメントを通過できる内容の事業計画を予め作ることによって、環境アセスメントにおける修正手続きを回避してきた傾向が、今回のデータに基づく分析結果から読み取ることができた。つまり、環境アセスメントによる修正手続きがほとんど行われてはいないし、事業主体も意図的な環境配慮をしたと必ずしも認識しているわけでもないが、結果的に、埋立計画には一定の環境配慮が汲み込まれてきたと考えることができる。この意味では、わが国の港湾エリアにおける埋立が、環境に対して全く無定見になされてきたわけではないといえる。多くの人々が持っている固定観念を若干修正して物事を考えてもらう必要があるように思われる。ただし、この見えざる手による埋立事業への環境配慮の汲み入れが、埋立を判断する時点において社会にとって十分に望ましいものであったのかは不明である。事後においては直接知りえないものである。

埋立のマクロ分析に関しては、データ利用の制約を前提に経験則をもとに選定したの変数の時間変化・分布傾向や変数間の関係について、モデルを用いて得られた結果と既に知られている知識から、それらが指し示す現実世界での意味を考察した。現実世界での埋立現象をもれなく根元的な要素に分解し、その要素間の関係を全て組み入れた合理的整合的な埋立の構図を推定・説明することはできなかった。しかし、現実世界における意味を得られた変数の特性値に対して帰納的に当てはめることはでき、その意味では無矛盾な解釈をすることができた。よって、ここで用いた種々の仕法は一つの分析の型として一定の有用性があるものと考えられる。

沿岸開発と環境影響・制約の関係のように不確定要因が多くを占める現実界の事象を分析する場合、研究対象以外の影響要素を全てコントロールあるいは補正し、一挙に確度の高い結論を導くことはかなりの困難性を持つ。このようなとき、確実な知見を着実に増やして行くとい

う努力が重要となる。当研究の成果もそのような意味での一歩でありたい。

CVM については、その推定結果に多数の誤差・偏差が含まれ、CVM で求められた金額と現実の市場で決まる価格との間にはかなり乖離があることが種々指摘されている。この指摘の根底には「CVM で設定する仮想の市場が様々な意味で現実の市場に比べかなり不完全である。」という見方があるので、CVM をアンケートやインタビュー調査に依存する限り、この欠点を完全に克服することはかなり難しいのではないかと思われる。しかも、CVM によって得られる値は、人々の選好をもとに導き出される値であるため、調査の仕方や人々の価値観や社会・経済情勢等の変化によって、容易に変化する性格のものであり、ある時点でのある条件下でのある値にすぎない。この意味で、CVM はどのような対象に対しても合理的な価格を算出する万能な手法ではなく、その安易な用法は慎まなければならない。他方、市場・代替市場の存在しない環境財の価値を測定する方法は、現時点では、CVM 以外の方法も含め、推定された数値をそのまま使えるレベルまで確立されたとは言い難い。このため、例えば、CVM で得られた金額を単純にそのまま使用するのではなく、その特性を正しく理解し、結果の持つ意味を適切に解釈することができるのであれば、CVM は開発と環境保護の調和を導くにあたっての有益な情報分析手段の一つとして一定の役割を果たすことができる可能性をもつと考える。今回得られた結果が、CVM の実用性向上に少しでも貢献できればと思う。

(2003年2月14日受付)

謝辞

この論文をまとめるにあたり、中央大学理工学部土木工学科 鹿島茂教授には、この論文の構成について意見を頂くとともに、時系列分析のタイムスパンの考え方や因果分析の結果の解釈の仕方について深い洞察に基づく助言を頂きました。東北大学大学院情報科学科人間社会情報学専攻 森杉壽芳教授には、論文のあり方、内容全般にわたり数多くの示唆に富む指摘、助言、議論を頂きました。中央大学理工学部土木工学科 佐藤尚次教授には、因果分析を行う際の変数選定の妥当性に対する議論とカタストロフィックな事象を扱うことの特長性についての指摘を頂きました。中央大学理工学部経営システム工学科 渡邊則生教授には、時系列分析における期間分割の妥当性の検証の必要性和統計モデルにおけるデータの取扱方法、統計用語の用法について指摘を頂きました。中央大学理工学部土木工学科 谷下雅義助教授には、埋

立計画分析における埋立用材、年代の取り方および埋立形態による影響の考慮の必要性について指摘を頂きました。

また、国土技術政策総合研究所 細川恭史沿岸海洋研究部長には、環境政策における CVM の重要性を示唆頂き、CVM を研究対象とするきっかけを与えて頂いたほか、研究の仕方の指導と研究開始期に遭遇する多くの困難を乗り越えるための援助を頂きました。独立行政法人港湾空港技術研究所 栗山善昭漂砂研究室長には、研究論文の書き方について様々な助言を頂きました。そしてその他、アンケートの発送、回収に関する作業や事務処理、埋立分析に使用する様々な資料の取り寄せやデータの読み取り、入力、チェックなど、非常に多くの人達の助けを頂きました。これらの方々から感謝いたします。

参考文献

- Boyle, K. J., Welsh, M. P., and Bishop, R. C. (1993): The Role of Question Order and Respondent Experience in Contingent-Valuation Studies, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.25, No.1, pp.S80-S99.
- Carson, R. T. (1997): Contingent Valuations Surveys and Tests of Insensitivity to Scope, In R. J. Kopp, E. W. Pommerehne and N. Schwarz, ed., *Determining the Value of Non-Marketing Goods*, pp/127-164. Massachusetts: Kluwer Academic Publisher.
- Carson, R. T., Michell, R.C., Hanemann, W. M., Kopp, R. J., Presser, S., and Ruud, P. A. (1992): A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resultion from the Exxon Valdez Oil Spill, *Report to the Attorney General of the State of Alaska*, Natural Resource Damage Assessment Inc..
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947): Capital Returnens from Soil-Conservation Practices, *Journal of Farm Economics*, Vol.29, pp.1181-1196.
- Cooper, J. C. (1993): Optimal Bid Selection for Dichotomous Choice Contingent Valuation Surveys, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.24, pp.25-40.
- Cummings, R. G. and Harrison, G. W.(1994): Was the Ohio Court Well Informed in its Assessment of the Accuracy of the Contingent Valuation Method?, *Natural Resource journal*, Vol.34, Winter, pp.1-36.
- Efron, B.: Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife, *Annals of Statistics*, 7(1), pp.1-26.
- Efron, B.: The Jackknife, the Bootstrap and Other Resampling Plans, SIAM, CBMS-National Science Foundation, Monograph No.38.
- Davis, R. K. (1963): The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of Maine Woods, *Unpublished Ph. D. dissertation*, Havard University, Cambridge, MA.
- Desousges, W. H, Hohnson, F. R., Dunford, R. W., Boyle, K. J., Judson, S. P., nd Silson, K. N. (1993): Measuring Natural Resousece Damages whith Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability, in Hausman, J. A., ed., *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, New York: North Holland.
- Diamond, P. A., Hausman, J. A., Leonard, G. K., and Denning, M. A. (1993): Does Contingent Valuation Measure Preferences? Experimental Evidence, in Hausman, J. A., ed., *Contingent caluation: A Critical Assessment*, New York: North Holland.
- Hanemann W. M. and B. Kanninen (1996): The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data, Working Paper No. 798, *Department of Agricultural and Resource Economics*, University of California Berkeley, 123p.
- Hanemann, W. M. (1984): Welfare Evaluation in Contingent Valutaion Experiments with Discrete Responses, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.66, No.3, pp.332-341.
- Kahneman, D., and Knetsch, J. L. (1992): Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.22, No.1, pp.57-70.
- Kanninen, B. J. (1995): Bias in Discrete Response Contingent Valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.28, pp.114-125.
- Kopp, R. J., and Smith, V. K. (1993): Valuing Natural Assets: *The Economics of Natural Resource Damage Assessment*, Washington, D.C.: Resources for the Furure.
- Loomis, J. B., Lockwood, M., and DeLacy, T. (1993): Some Empirical Evidence on Embedding Effects in Contingent Valuation Estimates?, *Land Economics*, Vol.70, No.4, pp.499-506.
- Mitchell, R. C. and Carson, R. T. (1989): Using Surveys to Value Public Goods: *The Contingent Valuation Method*, Washington, D.C.: Resources for the Future.
- NOAA Panel (1999): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation (Proposed Rule), Vol.58, No10, 4601p.
- Parajuli, K. & Morioka, T. (2000): Interrelation Analysis between Plural Relevant Projects in SEA Approach, *Proc. of the 8th Symposium on Global Environment*, JSCE, pp.253-258.
- Randall, A., Ives, B. and Eastman, C. (1974): Bidding Games for Valuation Aesthetic Environmental Improvements, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.1, pp.132-149.
- Rowe, R., D'Arge, R. C. and Brookshire, D. S. (1980): An Experiment on the Economics Value of Visibility, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.7, pp.1-19.
- Small, K. A. and Rosen, H. S. (1981): Applied Welfare Economics with Discrete Chice Models, *Econometrica*, Vol.49, pp.105-129.
- Smith, V. K. (1992): Arbitrary Values, Good Cause, and

- Premature Verdicts: Comment, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.22, No.1, pp.71-89.
- Write, S. (1921): Correlation and Causation, *Journal of Agricultural Research*, Vol.20, pp.557-585.
- 朝日新聞社論説委員室編著 (1999): 地球人の世紀へⅡ, 風濤社.
- 油谷進介(1991): 港湾整備に関する環境アセスメント技術マニュアルの開発とその適用について, 環境システム研究, Vol.19, 土木学会, pp.183-188.
- 飯島伸子 (2000): 第1章環境問題の社会史, 環境問題の社会史, 有斐閣.
- 諫早干潟緊急救済東京事務所他編 (2001): 市民による諫早干拓「時のアセス」, 諫早干潟緊急救済東京事務所.
- 石黒真木夫 (1999): 6.予測とARモデル, 時系列解析の方法, 尾崎統・北川源四郎編, 朝倉書店, pp.61~71.
- 石渡友夫・稲村肇・金子彰(1976): 港湾計画における環境アセスメント手法(その2) -住民の価値による重み付け(1) -, 港湾技研資料, No.235, 港湾技術研究所.
- 稲村肇(1975): 港湾計画における環境アセスメント手法, 港湾技研資料, No.214, 港湾技術研究所.
- 稲村肇(1981): 港湾計画における環境アセスメント手法(その3) -住民の価値観による環境事象の重み付け(2) -, 港湾技研資料, No.384, 港湾技術研究所.
- 内山巖雄 (1994): 環境科学物質のリスクアセスメントの現状と課題, 水環境学会誌, Vol.17 No.4, pp.2-8.
- 運輸技術審議会(1997): 流出油防除体制の強化について, 運輸技術審議会, pp.1-18.
- 運輸省 (1999): 港湾環境影響評価の項目並びに当該項目にかかる調査・予測及び評価を合理的に行うための手法を選定するための指針・環境の保全のための措置に関する指針等を定める省令, 運輸省令第39号.
- 運輸省港湾局監修 (1999): 自然と生物にやさしい海域環境創造事例集, 港湾空間高度化センター.
- 大野栄治 (1998): 奉仕労働による環境被害額の評価, 土木計画学研究・演習集 21(1), 土木学会, pp.5-8.
- 大野栄治編著 (2000): 環境経済評価の実務, 勁草書房.
- 大野栄治 (2002): 地域社会における沿岸域環境の経済評価, 第15回環境システムシンポジウム講演資料集, 土木学会, pp.8-17.
- 岡敏広 (1997): 厚生経済学と環境政策, 岩波書店, pp.177~179.
- 川上毅 (2000): 第1部第2章産業公害から都市生活型環境問題への展開, 環境政策学, 中央法規出版, pp.7-38.
- 環境庁環境影響評価研究会 (1999): 逐条解説環境影響評価法, ぎょうせい.
- 環境弁護士グループ"ちきゅう" (1999): 環境と法律, 一橋出版.
- 桐越信・塚本直幸 (1983): シミュレーションモデルによる非集計ロジットモデルの誤差分析, 土木計画学研究発表会講演集, No.5, pp.450~461.
- 栗山浩一 (1997): 公共事業と環境の価値-CVMガイドブック-, 築地書店.
- 栗山浩一 (1998): 環境の価値と評価手法, 北海道大学図書刊行会.
- 栗山浩一 (2000): 環境評価と環境会計, 日本評論社.
- 小島敏郎(2000): 第1部第3章循環型社会形成への努力, 環境政策学, 中央法規出版, pp.39-60.
- 佐尾邦久 (1998): 第4章2.油流出事故とその背景, 重油汚染・明日のために -「ナホトカ」は日本を変えられるか-, 海洋工学研究所出版部, pp.337-3371.
- 坂元慶行・石黒真木夫・北川源四郎 (1983): 情報量統計学, 共立出版.
- 三番瀬フォーラム (2001): 三番瀬から日本の海は変わる -市民が担う干潟保全-, きんのくわがた社.
- 杉山明子 (1988): 社会調査の基本, 朝倉書店, pp.34~36.
- 鈴木義一郎 (1988): 統計解析法の原理, 朝倉書店, pp.88-90.
- 高橋泰蔵・増田四郎編 (1990): 体系経済学辞典 (第6版), 東洋経済新報社.
- 竹内憲司 (1999): 環境評価の政策利用 (CVMとトラベルコスト法の有効性), 勁草書房.
- 竹内健司 (1996): CVMは使えるか?, 公共選択の研究 27, 勁草書房, pp.55-66.
- 土木学会土木計画学研究委員会編 (1995): 非集計行動モデルの理論と実際, 土木学会, 1995年.
- 豊田秀樹 (1998): 調査法講義, 朝倉書店.
- 日本規格協会編 (1978): JIS用語辞典 I基本・一般, 日本規格協会.
- 日本港湾史編集委員会 (1978): 日本港湾史, 日本港湾協会.
- 日本水環境学会編 (2000): 日本の水環境行政, ぎょうせい.
- 農林水産省・運輸省・建設省 (1999): 公有水面の埋立又は干拓の事業に係る環境影響評価の項目並びに当該項目に係る調査・予測及び評価を合理的に行うための手法を選定するための指針・環境の保全のための措置に関する指針等を定める省令, 農林水産省・運

輸省・建設省令第1号.

広瀬弘忠・Slovic, P.・石塚智一(1993):大学生のリスク認知に関する日米比較研究, 社会心理学研究, Vol. 9, 日本社会心理学会, pp.114-122.

細田衛士(1999):沿岸開発と環境保全—環境経済学的視点から—, 沿岸海洋研究第, Vol.36, No.2, 海洋学会, pp.155~160.

村橋正武(1989):土地区画整理事業効果の分析と計測方法論に関する研究, 京都大学工学部博士論文.

盛岡通・藤田壮・北垣剛(1998):CVMによる沿岸域環境改善事業の経済的評価に関する調査研究—三河湾沿岸域整備の環境評価—, 環境システム研究, Vol.26, 土木学会, pp.577-580.

森杉壽芳(1999):公共プロジェクト評価の意義と可能性, 土木学会誌, 土木学会, pp.21~24.

森地茂・屋井鉄雄(1984):非日常的交通への非集計行動モデルと選択肢別標本抽出法の適用性, 土木学会論文集報告集, No.343, 土木学会, pp.161-170.

柳健一郎・篠田由紀・磯田尚子編著(2002):多元的環境問題論, ぎょうせい.

矢部光保(1999):CVM評価額の政策的解釈と支払形態, 環境評価ワークショップ(評価手法の現状), 築地書店, pp.60-74.

和田洋平・大山正・今井省吾編(1989):感覚・知覚心理学ハンドブック, 誠信書房.