

環境影響評価制度における
ミティゲーション手法の国際比較研究

三 谷 孝

①

東京大学農学生命科学研究科生産・環境生物学専攻 博士論文

環境影響評価制度における
ミティゲーション手法の
国際比較研究

1999 年 3 月

田 中 章

はじめに

子供の頃の庭であった自然が消滅していくのをやるせない思いで見つめてきた。東京農工大学環境保護学科を卒業後、(株)パシフィック・コンサルタント・インターナショナルにおいて環境コンサルタントとして7年間程、主に大規模公共事業の環境影響評価に従事した。そこでは環境影響評価が儀式に過ぎず、環境影響評価を苦勞して実施しても元の開発計画はほとんど変わることなく、自然生態系は消失していく一方であることに憤りを感じるものの、開発側に対して具体的に開発計画に環境配慮を統合する方法や考え方を提案することもできず、そのような能力を持たずにただ環境調査だけを続けている自分に苛立ちを感じていた。それが限界を超えて、開発と環境保全のバランスを図る方策のヒントが少しでも得られれば良いとの思いから、1989年に米国のミシガン大学大学院、School of Natural Resourcesの環境計画専攻の修士過程に留学した。ミシガンでは、流域環境計画など主に開発側の計画策定について学んだ。

セメスター制の米国の大学では夏休みが4ヶ月もあり、夏休みごとにカリフォルニアに移り、そこでデベロッパ企業で環境コンサルタントとして働いた。これが、代償ミティゲーションとの最初の出会いであった。日本の環境影響評価に限界を感じていた時に、カリフォルニアでの環境影響評価とそこから形成された代償ミティゲーションは衝撃的であった。目の前で起こりつつある代償ミティゲーションとしての巨大な生態系復元プロジェクトは、まさに夢のような出来事であった。事業者が農地を買い取り、三日月湖を作り、様々な固有種を植栽していく。平坦なトマト畑が数年で猛禽類やシカ等の大型哺乳類が訪れるサンクチュアリに変貌するのを間の当たりに見てきた。環境影響評価という名称は同じでも日本と米国の環境影響評価では、社会背景、理念、仕組み、成果について大きな違いがあることを痛感した。代償ミティゲーションは日本には存在しない仕組みであった。いつかこの衝撃を形にして日本の生態系保全に役立てたいと思った。

帰国後、株式会社野村総合研究所の研究員として環境影響評価法制化の準備調査として諸外国や国際機関などの環境影響評価制度の実態調査に従事していた時に、縁あって本学社会人博士過程に入学させていただき、このような博士論文としてまとめさせていただけることになった。本研究は、開発に伴うウェットランド等の自然生態系

の消失に対し、代償ミティゲーション (Compensatory Mitigation) と環境影響評価の仕組みがどれだけ有効でありえるかについて、米国、香港及び日本についての国際比較研究を通して検討し、今後の日本においての在り方について考察したものである。

本研究を進めるにあたり、東京大学大学院・農学生命科学研究科・武内和彦教授には、本研究の機会を与えていただいて以来、終始、本研究の基本的方向を示していただくとともに、本論分の全般にわたるご指導をいただいた。同・恒川厚史助教授には、コンサルタントの報告書と学術論文の違いについて丁寧なご指導をいただいた。また退官された同・井出久登元教授には、日本の事例を紹介していただくとともに、米国の自然保護思想についてご教授をいただいた。

論文の審査に際しては、東京大学農学生命科学研究科・渡辺辰三教授、同工学系研究科・磯部雅彦教授、東京工業大学大学院総合理工学研究科・原科幸彦教授より、それぞれのご専門の立場から、たいへん多くの有益なご指摘をいただいた。これらについては、今後とも引き続いて検討していく所存である。

社団法人海外環境協力センター・渡辺修理事長、同・加藤三郎専務理事には、本研究の実施について寛大な便宜を図っていただいた。

海外調査については、米国のジョーンズ・アンド・ストークス (Jones & Stokes Associates, Inc.) のハリー・オークス氏 (Mr. Harry Oakes) には米国の環境影響評価制度及び代償ミティゲーションについての最新の情報収集に協力していただいた。香港政府環境局 (Hong Kong Environmental Protection Department) のエルビス・アウ氏 (Mr. Elvis Au) 及びテレンス・ツァング氏 (Mr. Terence Tsang) を始めとして環境局員のスタッフの皆様には中国と香港の国境地帯の現地調査に全面的な協力と格別の便宜を図っていただいた。

最後に、本学緑地学研究室の皆様には、学校にほとんど通えない社会人学生にも同窓生として友情の手を差し伸べていただき、様々なご協力をいただいた。

本論文を支えてくださった皆様に厚く御礼を申し上げるとともに、ご恩に報いるためにも、今後も研究を続けていくとともに、実社会への貢献を行なっていきたい。

1998年3月

社団法人海外環境協力センター 田中 章

目次

第1章 研究の目的と方法	1
第1節 研究の背景と目的	1
第2節 研究の方法と構成	4
第2章 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け	7
第1節 米国の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け	7
1. 米国の環境影響評価制度の背景と特徴	7
2. NEPAによる環境影響評価フローと環境影響評価書の内容	12
3. NEPAにおけるミティゲーションの定義	16
第2節 香港の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け	19
1. 香港の環境影響評価制度の背景と特徴	19
2. 香港環境影響評価条例による環境影響評価フローと環境影響評価書の内容	25
3. 香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの定義	31
第3節 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け	37
1. 日本の環境影響評価制度の背景と特徴	37
2. 日本の環境影響評価制度による環境影響評価フローと環境影響評価書の 内容	42
3. 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの定義	48
4. 地方公共団体の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け	54

第3章 ウェットランド代償ミティゲーションのケーススタディ	59
第1節 米国のウェットランド代償ミティゲーション	59
1. 米国におけるウェットランド代償ミティゲーション事例	59
2. 米国におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色	75
第2節 香港のウェットランド代償ミティゲーション	80
1. 香港におけるウェットランド代償ミティゲーション事例	80
2. 香港におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色	85
第3節 日本のウェットランド代償ミティゲーション	87
1. 日本におけるウェットランド代償ミティゲーション事例	87
2. 日本におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色	100
第4章 総合考察と代償ミティゲーションの展望	107
第1節 環境影響評価制度および代償ミティゲーションの位置付けに関する 国際比較	107
1. 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けに関する 国際比較	107
2. ウェットランド代償ミティゲーションの国際比較	109
3. 代償ミティゲーションに対する疑問の検証	111
第2節 代償ミティゲーションを支える新しい試み	121
1. ミティゲーション・バンキング制度	121
2. 生態系評価手法, HEP	131
第3節 代償ミティゲーションの今後の可能性と展望	146
引用文献	150
摘要	155
Summary	158

図表目次

図 2-1-1	NEPA による環境影響評価フロー	13
図 2-2-1	香港環境影響評価条例による環境影響評価フロー	27
図 2-3-1	閣議決定要綱の手続等の流れ	44
図 2-3-2	環境影響評価法の手続等の流れ	45
図 3-1-1	ウォーターフロントデベロップメント開発計画	61
図 3-1-2	開発サイトと代償ミティゲーション・サイトの位置	62
図 3-1-3	オフサイト代償ミティゲーション・マスタープラン	69
図 3-1-4	サンフランシスコ湾における自然的海岸面積の変化	78
図 3-2-1	深川河流域図	81
図 3-2-2	第 1 ステージの Lok Ma Chau Bend の直線化	82
図 3-2-3	第 1 ステージの Liu Pok Bend の直線化	82
図 3-3-1	ひいご谷湿原調査フロー	92
図 3-3-2	計画道路の平面図	94
図 3-3-3	ひいご谷湿原の植生断面模式図	94
図 3-3-4	移設された湿原	96
図 4-2-1	ミティゲーション・バンキングの概念	123
図 4-2-2	シングル・クライアント型バンク	127
図 4-2-3	土地管理官庁型バンク	128
図 4-2-4	民間企業型バンク	129
図 4-2-5	HEP の全体フロー	131
図 4-2-6	HSI とキャリング・キャパシティーの関係	134
図 4-2-7	Red-tailed hawk (<i>Buteo jamaicensis</i>) (タカの種類) の 環境要因選定	136
図 4-2-8	Eastern Cottontail の林冠の被度についての SI モデル事例	137
図 4-2-9	累積的 HU の概念	141
図 4-2-10	開発サイトと代償ミティゲーション・サイトの累積的 HU	142
図 4-3-1	環境影響評価における代償ミティゲーションのチェックフロー	142

表 2-1-1	NEPA の目的	8
表 2-1-2	NEPA による環境影響評価に統合される許認可行為	11
表 2-1-3	NEPA の推奨する環境影響評価書の構成	15
表 2-1-4	「提案行為を含む代替案」として記載されるべき内容	15
表 2-1-5	「環境に及ぼす影響」として記載されるべき項目	15
表 2-1-6	CEQ によるミティゲーション規定	16
表 2-1-7	連邦野生生物局のミティゲーション手段と方法	18
表 2-2-1	生態系影響の深刻さの評価基準	21
表 2-2-2	ハビタットの評価基準	22
表 2-2-3	種の評価基準	22
表 2-2-4	香港環境影響評価条例による「事業概要」に記載される内容	29
表 2-2-5	香港環境影響評価条例による環境影響評価書の構成	29
表 2-2-6	香港環境影響評価条例による環境影響評価審査基準	32
表 2-2-7	生態系アセスメント技術指針におけるミティゲーション規定	35
表 2-3-1	自然環境アセスメント技術マニュアルの構成	47
表 2-3-2	自然環境アセスメント技術マニュアルの植物編の構成	47
表 2-3-3	日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けの変遷	52
表 2-3-4	「基本的事項」における環境保全措置指針	53
表 2-3-5	基本的事項による「回避・低減」の考え方	50
表 2-3-6	環境影響評価法施行規則による「代償措置の考え方」	51
表 2-3-7	地方公共団体環境影響評価技術マニュアルにおける環境保全対策の規定	55
表 2-3-8	地方公共団体環境影響評価技術マニュアルの「植物」に対する環境保全対策	56
表 3-1-1	ジョイント EIR/EIS の内容	64
表 3-1-2	開発サイトの植生の面積変化	64
表 3-1-3	開発サイトにおけるエルダベリーの状況	65
表 3-1-4	代償ミティゲーションのマニュアル	66
表 3-1-5	代償ミティゲーション・サイトの植生タイプと樹木植栽本数	70
表 3-1-6	代償ミティゲーション・サイトの成功基準	73
表 3-1-7	北部セントラルバレーにおける代償ミティゲーション事業の評価	74
表 3-2-1	Shenzhen River Regulation Project のステージ	82

表 3-2-2	深川河直線化事業に係わる環境影響評価の概要	84
表 3-2-3	環境影響と代償ミティゲーションの概要	84
表 3-2-4	国別にみた環境影響評価法制化の時期	86
表 3-3-1	環境 NGO からの湿地保全要望書 (その 1)	89
表 3-3-2	道路公団からの回答書 (その 1)	89
表 3-3-3	環境 NGO からの湿地保全要望書 (その 2)	90
表 3-3-4	道路公団からの回答書 (その 2)	91
表 3-3-5	ひいご谷湿原保全対策の提言	95
表 3-3-6	ひいご谷湿原保全のために実際に取られた対策の内容	97
表 3-3-7	開発前と開発後の湿原面積の変化	98
表 3-3-8	ひいご谷湿原の施行 2 年後のトンボ類	97
表 3-3-9	日本における生態的ミティゲーションの分類	106
表 4-1-1	米国、香港および日本の環境影響評価制度における ミティゲーションの位置付けに関する国際比較	108
表 4-1-2	米国、香港および日本のウェットランド代償ミティゲーションの 国際比較	110
表 4-1-3	米国、香港および日本の人口密度	114
表 4-1-4	米国におけるウェットランド代償ミティゲーションの問題と その解決策	120
表 4-2-1	ミティゲーション・バンクの 6 つの機能	126
表 4-2-2	ミティゲーション・バンキングの 2 つの主体	126
表 4-2-3	種の貴重性と代償ミティゲーション・プランニングの関係	144
写真 3-1-1	空中写真	62

第1章 研究の目的と方法

本章では、研究の背景と目的、研究の方法と構成について述べた。

第1節 研究の背景と目的

人類が健全な生活を送るための基盤である自然生態系及び二次的生態系が保たれた土地は、不適切な人間活動に起因する直接的又は間接的な悪影響により減少し続けている。それは、経済開発の圧力が極めて高い開発途上国だけの問題ではなく、先進国においても例外ではない。開発が一定の面積の土地を必要とする以上、生態系の面的な消失は避けられない。したがって、何らかの規制がない限り、開発が続く以上は地球上の生態系は消失していく一方であり、その結果、人類の基盤を脅かすことになる。しかし、開発途上国はもちろんのこと、先進国においてさえ、今のところ累積的な自然生態系の消失を理由に経済開発を止めることはできない。そこで、生態系の消失を補償するような措置を講じることが重要になってくる。

生態系を維持するうえでの環境影響評価 (Environmental Impact Assessment, EIA) の果たす役割の重要性は認識されている。環境影響評価は、開発と環境保全のバランスを図り、開発に環境配慮を事前に統合させることによって開発による環境への悪影響を防止することを目的として米国に生まれた手法である。30年前には存在しなかったが、今日では100を超える国、組織により正式な制度として導入されており、20世紀に生み出された優れた環境保全政策手法の一つとして開発事業における環境保全に役立っている (Sadler, 1996)。

環境影響評価においては、まず、計画されている開発が環境に及ぼす影響が明らかにされ、次にそれらの環境影響を緩和する方策が提案される。環境影響を緩和する方策が「ミティゲーション」(Mitigation)と呼ばれている環境保全行為で、環境影響評価書にインパクト(環境影響)と1対1の関係で記載されているものである。(注:本論文では、「保全 (conservation)」という用語は、「保存 (preservation)」、「復元 (restoration)」、「創造 (creation)」及び「利用 (utilization)」の4つの概念を含む一般的な意味で使用する。)ミティゲーションは、環境影響評価書において開発によ

る悪影響を「問題」とすると、「解決」にあたり (Kreske, 1996), 環境影響評価の有効性を左右する結論的部分であるといえる (田中, 1995)。

ミティゲーションの具体的方策の種類には、開発事業が環境に及ぼす悪影響に対し、開発の一部または全部を中止することによって、これらの悪影響を「回避」する「回避ミティゲーション」、回避できない悪影響に関して開発事業の規模や頻度を最小化することによって悪影響を「最小化」する「最小化ミティゲーション」、「回避」も「最小化」もできない環境影響についてはしょうがないから地域の環境への悪影響を全体として相殺する「代償ミティゲーション」するなどの方策がある。

生態系にとっては、開発がある以上は、開発による生態系の面積的な消失という直接的影響は避けられない。その消失分を人為的に復元あるいは創造することによって補償するという「代償ミティゲーション」は、非常に重要な方策である。そこで本研究では、回避、最小化、代償というミティゲーション方策の中でも特に代償ミティゲーションに焦点を当て検討するものである。なお、本研究のタイトルとして、「代償ミティゲーション」ではなく「ミティゲーション」を用いたのは、「第2章 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け」において代償に限らないミティゲーションの制度的検討を行なっていること、近年、日本においては一般的に「ミティゲーション」という用語が英語の代償ミティゲーション、「Compensatory Mitigation」の意味で使われるようになっていたため、このような日本での一般的な言葉使いに合わせてこのようなタイトルとしたことの2つの理由からである。

日本において、「ミティゲーション」の用語が学術論文に始めた現れたのは1989年の海岸工学関係 (長尾, 1989) が最初である (但し、当時はミチゲーションと呼ばれていた。本来、「mitigation」という英語は「ミティゲイション」と記述するのが最も英語音に近く、筆者は1995年頃まではそのように表記していた。)

従来の日本の環境影響評価制度は、「事業を前提とした免許符」(島津, 1993a) であり、「膨大な費用と時間をかけたはずの環境アセスメント調査結果が報告書の手続き・評価ではなく、計画に実際にフィードバックするかたちで反映されることはほとんどない」(林, 1997) といわれてきた。このような日本の環境影響評価制度においては、計画地の周辺に及ぼす影響に主眼がおかれ、計画地自体の生態系の消失に対してはほとんど配慮されてこなかった。そのため、環境影響評価が実施されても、開発計画による生態系の消失に対する配慮は検討されず、開発計画自体はほとんど変更さ

れなかった。即ち、このような環境影響評価をいくら実施しても、開発による生態系の消失を食い止めることにはならなかった。

このような従来の日本の環境影響評価制度の生態系保全における有効性の低さの原因は、同制度においてミティゲーション、特に代償ミティゲーションが明確に位置付けられていないことに起因していると考えられた。

日本においては、ここ数年来、開発事業者の自主的な環境配慮として、代償ミティゲーションが提案されるようになり、開発か自然保護かという従来型の対立構造とは異なった視点の議論が盛り上がりつつある。また、1999年に施行される環境影響評価法には、初めて「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーションの概念について言及されており、今後のミティゲーションのあり方が注目されているところである。計画中の大規模開発の中には先取的に代償ミティゲーションを提案している事業（藤前干潟埋立て事業、愛知万博）も出てきている。なお、環境影響評価法において「最小化」でなく「低減」としているが、これには次のような違いがあると考えられる。「最小化」は「回避→最小化→代償」という一連の流れの中にある行為であると捉えられ、行動目標が明確になるが、「低減」は悪影響を「どこまで」低減すれば良いのか行動目標が曖昧である。

このような中、代償ミティゲーションを疑問視する意見も散見されるようになった。1つ目は「代償措置の内容や効果が十分に明らかにされず」（環境影響評価制度総合研究会技術専門部会、1996）「開発事業を進めるに当たっての免罪符となる」（自然環境アセスメント研究会、1995）などの「環境破壊型開発の形成を誘引しないか？」というもので、2つ目が「代償ミティゲーションの用地確保は困難ではないか？」というものである。そして、3つ目は「効果に対する知見が不足している」（環境影響評価制度総合研究会技術専門部会、1996）、「自然の生態系を人工的な構造物で模造することには、本来、様々な限界があり、従来の自然干潟と同等の機能を再生する人工干潟の造成技術は、未だ確立されていない」（環境庁、1998）などの「自然生態系の人為的な復元・創造は可能か？」というものである。

そこで本研究では、開発による生態系の消失に対する解決手法としての環境影響評価制度における代償ミティゲーション手法の可能性について検討することを目的とした。

第2節 研究の方法と構成

本研究では、開発に伴う代償ミティゲーション手法についての可能性を明らかにするために、まず、開発と自然環境保全のバランスを図る制度であり、ミティゲーションの対象となる環境影響を明らかにする仕組みでもある環境影響評価制度及び同制度におけるミティゲーションの位置付けについて、米国、香港及び日本の環境影響評価制度の現状を分析した。次に、各国（注：香港は国ではないが、1997年の中国返還後も1国2政府2制度という中国政府の方針により、中国本国とは独立した環境保全政策を有していることから、本論文では国と同様に扱った）の具体的なウェットランドの消失に対する代償ミティゲーション事例に焦点を当て、各事例について、開発事業概要、環境影響評価の概要、代償ミティゲーションの対象となった開発事業による環境影響、実際の代償ミティゲーション事業と特色、ウェットランド代償ミティゲーションの背景などを明らかにした。最終的にはこれら3カ国のケースから課題と課題解決のための試みを抽出し、それらを比較分析することによって、代償ミティゲーションの今後の可能性と展望について考察を行なうという手順で検討された。

米国は、世界各国の環境影響評価制度導入のきっかけとなった世界最初の環境影響評価制度を法制化し、同制度に明確に位置付けられた代償ミティゲーションを最も盛んに実施しているだけではなく、代償ミティゲーションの抱える問題を解決するためにさらに新しい仕組みを考案し、実施している国であることから本研究の対象として選定した。

香港は、世界の成長センターとして経済開発圧力が最も高いアジアの中で、環境影響評価制度に位置付けられた代償ミティゲーションが行なわれている唯一の地域であり、1997年にはイギリスから今や世界の汚染源といわれる中国に返還され、環境影響評価制度やミティゲーションを含む環境保全政策の今後の動向が注目されている地域であることから選定した。

日本は、1997年に制定された環境影響評価法（1999年施行）において初めて「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーションの基本概念が導入され、今後の環境影響評価における代償ミティゲーションのあり方が着目されており、その一方で、貴重な自然生態系である干潟や湿地が依然としてきわめて高い開発圧力に曝されており、

代償ミティゲーションに対する期待も高い国であることから選定した。

ケーススタディーとして、ウェットランド (wetlands) の代償ミティゲーションを選んだのは、干潟や湿地などのウェットランドは、陸域と水域の接合部として野生生物のハビタット、水源涵養、水質浄化などの多様な環境保全機能を有しており、その重要性が認識されているにもかかわらず、世界的にみても、依然として開発圧力が高い場所となっているからである。特に、本研究で取り上げた河辺生態系 (riparian ecosystems) は、米国においては沿岸域の干潟などと同様に保全活動が盛んに行なわれており、日本においても、近年、近自然型工法や多自然型工法などの生態系に配慮した土木工法が開発されるとともに、ビオトープ再生などの市民の自然環境復元・創造活動の対象として注目され始めている空間であることから選定した。

本研究の実施方法は、米国、香港、日本における環境影響評価調査及び代償ミティゲーション事業を担当する政府職員や専門コンサルタント並びに研究者に対するインタビュー調査、既存文献・資料の収集及び整理による分析により行なった。各国の代償ミティゲーション事業については、それぞれ現地調査を行ない、必要な情報を収集するとともに、生態系の復元・創造の状況を把握した。なお、米国の事例は筆者が1989年から1991年まで実際にコンサルタントとして従事した代償ミティゲーションであり、これについてはこの時の経験及びそれ以降の追跡調査から得た情報を用いた。

本研究の構成は、「第1章 研究の背景と目的」では、本研究の背景と目的、研究方法と論文の構成について示し、「第2章 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け」では、まず、開発と生態系保全のバランスを図る制度である環境影響評価制度と同制度に位置付けられたミティゲーションの関係について、米国、香港及び日本の国レベル (香港は香港政府レベル) の環境影響評価制度について明かにした。

次に、「第3章 ウェットランド代償ミティゲーションのケーススタディー」では、ウェットランドの消失に対する代償ミティゲーションに焦点を当て、米国、香港及び日本からそれぞれひとつずつ、河辺生態系の復元・創造を主体とした代償ミティゲーション事例を選定し、各事例について、開発事業概要、環境影響評価の概要、代償ミティゲーションの対象となった開発事業による環境影響、実際の代償ミティゲーション事業と特色、ウェットランド代償ミティゲーションの背景などを明かにした。

最終章の「第4章 総合考察と代償ミティゲーションの展望」では、第2章および第3章のまとめとして、環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けとウェットランド代償ミティゲーションについての国際比較分析をそれぞれ行い、これらの国際比較分析をとおして冒頭の「第1章第1節 研究の背景と目的」で示した代償ミティゲーションに対する3つの疑問点、①「環境破壊型開発の形成を誘引しないか?」、②「用地確保が困難で、非現実的ではないか?」、③「自然生態系の人為的な復元・創造は可能か?」について検証した。次に、これらの疑問点に対する将来的な解決策となる可能性が大きい米国で誕生した代償ミティゲーションを支える新しい試みについてその内容を明らかにした。最後に、以上の国際比較分析の結果を踏まえて、代償ミティゲーションの今後の可能性と課題について考察した。

第2章 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

ミティゲーションの対象となる、人間行為による環境影響は、環境影響評価制度において明らかにされると考えられる。そこで、本章では、米国、香港及び日本における環境影響評価制度を概観し、同制度とミティゲーションの関係について明かにした。

第1節 米国の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

まず、世界に先駆けて環境影響評価制度を法制化し、ウェットランドなどの自然生態系の消失の補償を目的とした代償ミティゲーションを最も盛んに実施している国である米国について、環境影響評価制度を概観し、同制度におけるミティゲーション規定について明かにした。

1. 米国の環境影響評価制度の背景と特徴

米国の環境影響評価制度は、1969年に制定され、翌1970年に施行された「国家環境政策法」(National Environmental Quality Act, 以下、「NEPA」と称す)により制度化された。NEPAは、世界最初の環境影響評価制度であり、これ以降の先進諸国の環境影響評価の制度化の原動力となった(Sadler, 1996)。また、NEPAは米国内の各州の「リトルNEPA」(Little NEPA)と呼ばれる環境影響評価法の制定のきっかけともなったものである。

1) ミティゲーションの重視

NEPAの施行規則には、「NEPAの目的は、(環境影響評価書などの)書類を作成することではなく、優れた行為を促進することにある。NEPAの手続きは、政府職員が環境の重要性を認識した上で意思決定を行ない、環境を保護、保全、改善する行為を起こすための一助となるように意図されたものである」(CEQ規則1500.1c)と明確に述べられているように、NEPAでは、実質的なミティゲーションの実行に重点がおかれている。

これは、米国の環境影響評価では、環境への悪影響を「問題(problems)」とすると、

ミティゲーションはそれらの問題を解決するための「解決策 (solutions)」と明確に捉えられており (Kreske, 1996)、環境影響評価手続きにおいて何らかの問題が予想された場合には、それに対して何らかの解決策を講じるという行動を起こさないわけにはいかないという当然の論理である。

NEPA 第2条には、表 2-1-1 に示すような4つの目的が示されている。これによると第2項で「環境及び生物環境 (biosphere) に対する破壊を防止又は除去すること」とミティゲーションが環境影響評価の主要な目的であることが明示されている。

表 2-1-1 NEPA の目的

NEPA の目的
1 人類 (man) と環境 (environment) との快適な調和を奨励すること
2 環境及び生物環境 (biosphere) に対する破壊を防止又は除去することによって、人類の健康と福祉を増進すること
3 米国民にとって重要な生態系 (ecological systems) と自然資源 (natural resources) についての認識を深めること
4 環境諮問委員会を設置すること

出典：NEPA 第2条

2) 生態系の重視

米国社会は、西部ブロンティア開拓以来の自然生態系の破壊及びその消失に対する反省が根底にあり、もともとナチュラリズム (Naturalism) といわれる自然保護思想が強い国である (岡島, 1990)。NEPA 成立の要因である 1960 年代の環境保護運動の盛り上がり上の直接の原因となったのは、1962 年のレイチェル・カーソンの「沈黙の春」の出版であった (Kraft and Vig, 1990)。この本は生物学者であるカーソンの鳥や魚類の野生生物に対する公害による悪影響の鋭い観察が基礎になっており、生態系という大きなシステムの中の要素として鳥や魚類などの野生生物とその延長上にある人間が含まれており、これらの要素の健全な生活のためには生態系の保全が不可欠であると捉えられている。

NEPA の原型は、1965 年に提案された「政府レベルでの政策立案と決定に当って環境配慮を行なうものとし、そのために生態系諮問委員会を設置する」という内容のトレイン法案 (米国環境諮問委員会, 1973) であった。同法案の「生態系諮問委員会」は NEPA では「環境諮問委員会 (Council on Environmental Quality, CEQ)」に名称が変

更されているものの、その根底に生態系保全の思想があることがわかる。

また、同法には、生態系保全に関わるミディゲーションに関連すると思われるいくつかの条文が存在する。まず、第 101 条 (a) 項において、「環境の質の復元と維持が重要であることを認識し」、「人類と自然とが調和し共存する状態を創造及び維持し」とあり、同条 (b) 項においても、「再生可能な資源の質を向上させ」とあり、自然を保存 (preserve) するだけではなく、破壊された自然を復元・創造 (restore/create) することが明確に規定されている。

さらに、第 102 条 (B) 項では、「現在は定量化されていない環境の快適さと価値に適切な配慮を行なうことを保証する方法及び手続きを、環境諮問委員会と協議の上策定すること」とあり、定性的判断だけではなく定量的判断が必要なこと、大気汚染や水質汚濁などに比べ定量化しにくい価値を有する生態系などについても適切な環境配慮を行なうことを示している。このような NEPA の定量化の方向性は、第 4 章第 2 節で詳述した、代償ミディゲーションの定量的把握を行なう HEP (Habitat Evaluation Procedure) などの生態系評価手法の確立に寄与していると考えられる。

このように、NEPA は、生態系の保存だけではなく復元や創造の方策をも含めたミディゲーションを規定していると共に、定量化されていない未知の価値についても定量化を進めるなど定量的な判断を基本としており、これらの結果として、生態系の面的保全に対してきわめて積極的な制度となっている。

3) 広い環境影響評価の対象

開発事業に伴う環境影響評価制度は、政策、計画、プログラムなどを対象とするいわゆる戦略的アセスメント (Strategic Environmental Assessment, SEA) と、個別の開発事業を対象とする事業アセスメントの 2 つに分類できる。NEPA はその両者を対象としているというよりも、むしろ、事業でも計画でも、連邦政府機関によるすべての計画策定と意思決定を対象としており (NEPA 第 102 条 (2) (A) 項)、ある行為について許認可などの何らかの連邦政府機関の意思決定が関与するのであれば、その行為が何であろうとも環境配慮を行なうことが義務付けられると考えることができる。

環境諮問委員会の報告書 (1973) によると、連邦政府機関の行為や事業融資ではなく、民間企業による行為でも、その行為に対して連邦政府機関が何らかの管理を行なう場合にも同様であり、その結果として、NEPA の対象とする行為は連邦行為に限らず、

地方政府や民間企業行為にも及ぶとしている。即ち、連邦政府機関が民間企業などの私的活動の限られた部分だけを管理していた場合に、NEPA の成立によって、これらの管理行為において環境配慮を義務付けられることになった。そしてその例として、本研究の事例（第3章第1節）の根拠ともなっている水質浄化法 404 条による陸軍工兵隊の可航水域における開発行為に対する許認可行為を挙げている。

このように、NEPA は、具体的な対象行為とその環境配慮方策について一つ一つ規定しているのではなく、連邦政府機関の関わるすべての意思決定について、環境配慮の手続きを対象としている結果、より広範な行為を対象とすることが可能になっている。前者を法律用語で「実定法 (Substantive Law)」, 後者を「手続き法 (Procedural Law)」と呼んでいるが (民事法学辞典, 1960), NEPA は、次に述べるような手続き法としての特徴を有している。

4) 協議手続きと情報公開の義務化

NEPA の環境影響評価制度としての特徴を示す 102 条規定の重要性は、これまで縦割りに行なわれていた環境保護政策を一本化したことと、連邦政府機関の環境影響評価においては、環境分野の専門機関との協議手続きを義務付けたことである。

表 2-1-2 は、NEPA によって、これまで各官庁独自で実施されてきた環境影響評価プロセスが、NEPA の環境影響評価プロセスによって一本化された許認可行為の一覧である。この中には、本研究のテーマである、ウェットランドの代償ミティゲーションの法的根拠として最も重要な水質浄化法第 404 条による「水域への排水」、河川港湾法第 10 条による「可航水域での建設」及び絶滅種法による「絶滅のおそれのある種への影響を与える行為」などが含まれており、これらの環境影響評価が必要になってくる場合には、NEPA の環境影響評価に一本化することによって、異なる官庁間で共通の環境影響に関する認識を持つことを可能にしている。

「協議手続き」義務の原型は既に前例があり、1958 年改定の魚類・野生生物調整法 (Fish and Wildlife Coordination Act) によって、水資源開発計画において連邦野生生物局 (US Fish and Wildlife Service) などの野生生物の保護機関と協議しなければならないとされている。(米国環境諮問委員会, 1973)。

協議手続きは、事業所管官庁の環境専門機関に対する一種の情報公開と捉えることができるが、徹底した情報公開は NEPA の特徴である。NEPA では、環境影響評価書だ

けではなく、関連書類などの情報を政府職員及び市民が入手することを合わせて保証している（CEQ 規則 1500.1b）。

このような協議手続き及び情報公開の義務化は、事業所管官庁だけでは考慮しきれない生態系などへの直接的、間接的あるいは累積的な影響に対する環境配慮、即ち、ミティゲーション形成に結びつくものである。

表 2-1-2 NEPA による環境影響評価に統合される許認可行為

許認可行為	所管官庁	根拠法
米国合衆国の水域への排水	陸軍工兵隊	水質浄化法第 404 条
可航水域における建設	陸軍工兵隊	河川港湾法第 10 条
氾濫原における開発行為	連邦緊急管理庁	氾濫原管理法
絶滅のおそれのある種への影響を与える行為	連邦野生生物局 連邦海産漁業局	絶滅種法
歴史的、建築学的資源への影響を与える行為	歴史保存諮問委員会	国家歴史保存法第 106 条
レクリエーション及び公園地域での交通開発事業	運輸省連邦高速道路局	交通法第 4 条
農地改良	農務省土地管理局	農地保護政策法
沿岸域の開発事業	連邦海洋大気局	沿岸域管理法
有害廃棄物処理法の浄化	環境保護庁	総合環境反応賠償責任法 （スーパーファンド法）
有害物の再生、貯蔵、運搬、処理	環境保護庁	資源保全再生法

出典：Bass & Herson (1993)

2. NEPA による環境影響評価フローと環境影響評価書の内容

ここでは、NEPA におけるミティゲーションの位置付けを、その手続きの流れ及び環境影響評価書の内容から明かにした。

1) NEPA による環境影響評価フロー

NEPA による環境影響評価フローは図 2-1-1 のとおりである。NEPA の環境影響評価の書類はすべて「主導官庁」によって作成されることとなっている。「主導官庁 (Leading Agencies)」とは、民間及び政府の計画を承諾、認可、資金供給する権限を持つ連邦、州、地方のいずれかの官庁である (CEQ 規則 1508.16, 17)。実際には事業者が環境コンサルタントに委託し、それを主導官庁がレビューしている (Kreske, 1996)。

NEPA による環境影響評価手続きは、官庁、民間人を問わず誰でも事業を提案したときから始まる。この段階では、事業案件はまだ構想の段階で設計も仮のものである。主導官庁はその計画が環境関連文書作成の対象外であるかどうか (categorical exemptions) を決定する。対象外事業リストは通常は重大な環境影響を及ぼさないと考えられている事業のリストである。例えば、運輸省連邦高速道路局の場合では歩道の設置や緊急時の補修、建設行為を伴わない技術調査・計画などである (環境庁環境アセスメント研究会, 1996)。

対象外事業リストに該当しない事業の場合は、主導官庁は「この事業案件は重大な環境影響評価を及ぼすか」という問いに対する回答 (threshold determination) を出すことが義務付けられている。その回答が簡単に出せない場合には、事業案件による環境影響が深刻かどうかという検討 (スクリーニング) を行ない、その結果を 10 頁前後の簡易的な環境評価書 (EA, Environmental Assessment) (CEQ 規則 1508.9) として提出する。その回答が「はい」の場合、その事業案件は環境影響評価書 (EIS, Environmental Impact Statement) の作成が義務付けられるのである。

つまり、環境影響評価を行なうことになった事業は、主導官庁によって深刻な環境影響があると一度、判断されたものである。このようなプロセスは、環境影響評価書 (EIS) 作成におけるミティゲーションの検討や提案の重要性を明確にさせるものである。

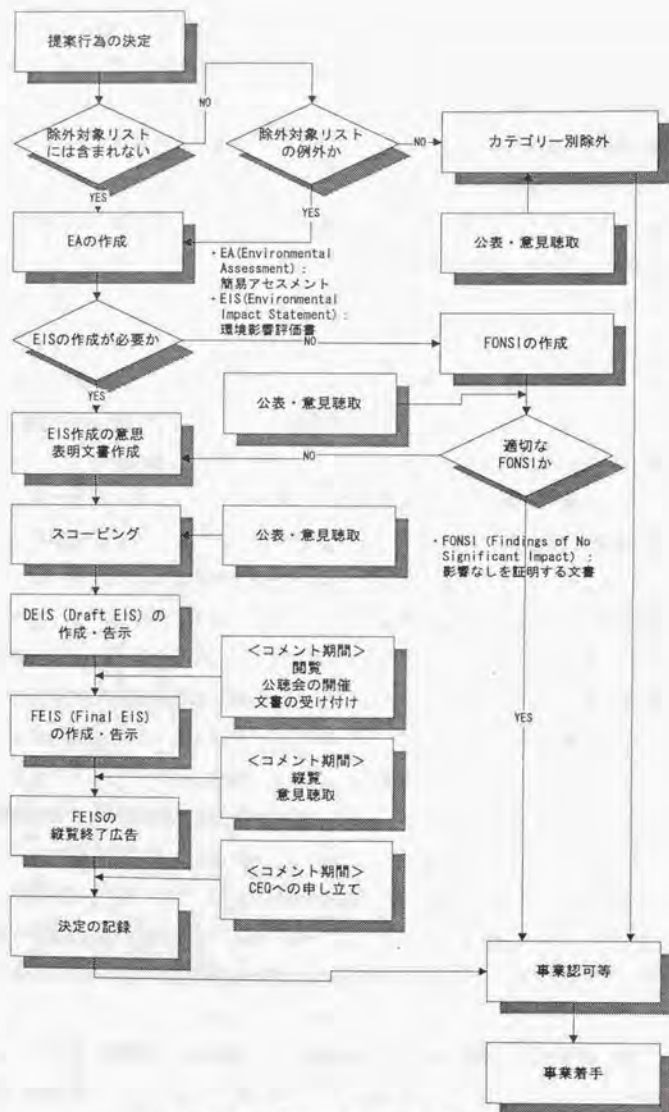


図 2-1-1 NEPA による環境影響評価フロー

出典：原科（1994）

2) NEPA の環境影響評価書の記載内容

NEPA では、環境影響評価書 (EIS) の標準様式として、表 2-1-3 に示す構成を推奨している (CEQ 規則 1502.10)。これによると、NEPA では、従来の日本の閣議決定要綱 (1984) による環境影響評価では一般的になっている「現況把握、影響予測、評価」というシステムとは異なり、特に「評価」というプロセスは義務付けておらず、むしろ、環境影響の客観的な記載に重点が置かれていることがわかる。また、ミティゲーション及び環境影響に関わるそれぞれ「e. 提案行為を含む代替案」及び「g. 環境に及ぼす影響」については、さらに、表 2-1-4 及び表 2-1-5 に示すようにそれぞれ記載内容を規定している。

Kreske (1996) によると、「ミティゲーションと環境影響は密接に対応するものであり、正確な影響把握があって始めて実質的なミティゲーション方策が検討可能になる。したがって、環境影響とミティゲーションの記述をそれぞれ独立した章に記載するのは不自然である」としている。実際、本研究の事例でとりあげた米国の環境影響評価書では環境影響とミティゲーションは同じ章に記載されていた (第 3 章第 1 節参照)。ちなみに、日本の従来の環境影響評価書では環境影響とミティゲーションの記述が完全に分離していたが、1999 年から施行される環境影響評価法においては対象項目ごとに環境影響およびミティゲーションを記述することになっている (寺田, 1998)。

NEPA による環境影響評価書の構成からいえることは、考えられる環境影響に関する情報を判断抜きでそのまま提供する傾向が強いこと及びそれらの環境影響に対して実現可能なミティゲーションを提案することに重点が置かれていることである。即ち、環境影響評価書自体は環境影響を判断することではなく、環境影響の情報とミティゲーションの情報を漏れなく綴じるファイルとしての機能に徹しているようである。これは、前節で述べたように、NEPA の環境影響評価の対象となる行為は主導官庁によって深刻な環境影響があると既に判断されたものであること、NEPA およびその施行規則などに詳細に環境影響評価書の記載方法が規定されていることと合わせて、米国の環境コンサルタントの中立性が社会的に補償されていることを指摘することができる (日本においては、環境コンサルタントは発注者である事業者の意向を強く受けることが当然の風潮とされているところがある)。米国の環境影響評価書がすべて作成者 (調査担当者) の氏名が表記されていること、環境コンサルタントの専門家としての社会的地位の高さにも強く関係していると考えられる。

表 2-1-3 NEPA の推奨する環境影響評価書の構成

記号	項目名称	CEQ 施行規則
A	表紙	1502.11
b	要約	1502.12
C	目次	—
D	提案行為の目的と必要性	1502.13
E	提案行為を含む代替案 (表 2-3 参照)	1502.14
F	影響を受ける環境の概況	1502.15
G	環境に及ぼす影響 (表 2-4 参照)	1502.16
H	作成者名簿	1502.17
I	環境影響評価書を送付する諸機関、関係団体、個人の一覧表	—
j	索引	—
K	付録 (ある場合)	1502.18

出典: CEQ 規則 1502.10

表 2-1-4 「提案行為を含む代替案」として記載されるべき内容

記号	内容
A	複数の代替案を厳密に検討した結果、詳細検討しないと決めた代替案について、その理由を記載すること。
b	提案行為を含む代替案を詳細に記載し、提案行為のメリットがわかりやすく比較検討できるようにすること。
C	主導官庁が所管しない行為も含め、妥当な代替案を記載すること。
D	何もしないという代替案 (no action) の検討を記載すること。
E	代替案の中で主導官庁が優先したいものを明示すること (他の法律で禁止していない場合において)。
F	適正なミティゲーション方を記載すること (提案行為に当初から含まれているミティゲーション方は除く)。

出典: CEQ 規則 1502.14

表 2-1-5 「環境に及ぼす影響」として記載されるべき項目

記号	項目名称
a	直接的影響とその深刻さ
b	間接的影響とその深刻さ
c	起り得る、既存の連邦、地域、州、地方レベルの土地利用計画や政策と提案行為の間の矛盾
d	提案行為を含む代替案が環境に及ぼす影響
e	提案された代替案とミティゲーション方策によって消費されるエネルギーとその保全の可能性
f	提案された代替案とミティゲーション方策によって消費される自然資源とその保全の可能性
g	提案された代替案とミティゲーション方策によって消費される都市・歴史・文化遺産とその保全の可能性
h	環境への悪影響に対するミティゲーション方策 (1502.14f でカバーしきれない場合)

出典: CEQ 規則 1502.16

3. NEPAにおけるミティゲーションの定義

ここでは、NEPAにおけるミティゲーションの定義について、環境諮問委員会（CEQ）規則と特に生態系の代償ミティゲーションに関係が深い連邦野生生物局による定義を明らかにしてみた。

1) CEQ 規則におけるミティゲーションの定義

環境諮問委員会によるNEPA施行規則によるミティゲーションの定義は表2-1-6に示すとおりである（CEQ 規則 1508.20）。

環境諮問委員会がまとめた「CEQ 規則に関して頻出する40の質問」（1981）によると、「環境影響評価書の中に記載されるミティゲーション方策は、提案行為の及ぼす全影響についてカバーされていなければならない。それは、汚染物質の排出、工事の影響、美的な障害、移転、土地利用規制など、可能なすべての実現可能な方策を含む必要がある。さらに、提案されたミティゲーション方策の実施自体が環境に及ぼす影響についても考慮しなければならない」としている。

以上をまとめると、NEPAにおける「ミティゲーション」とは、提案行為の中止から、環境影響を緩和するための代替案の検討、計画地候補が絞られた後は提案行為の一部の回避、環境影響の最小化、軽減、そして代償までの広範な方策を含む環境影響の解決策であることがわかった。

表 2-1-6 CEQ によるミティゲーション規定

番号	ミティゲーションの種類	定義
1	回避 (Avoiding impacts)	提案行為又はその部分をしないことによって、環境影響を回避すること。
2	最小化 (Minimizing impacts)	提案行為の実施規模等を制限することにより、環境影響を最小化すること。
3	矯正 (Rectifying impacts)	影響を受けた環境を修復、再生又は復元することにより、環境影響を矯正すること。
4	軽減 (Reducing impacts)	事業期間中の環境管理活動によって、環境影響を軽減すること。
5	代償 (Compensating for impacts)	代用の資源や環境と交換することで、環境影響を代償すること。

出典：CEQ 規則 1508.20

2) 連邦野生生物局によるミティゲーションの定義

各所管官庁は、CEQのミティゲーション規定を踏まえた上で、更に詳細なガイドラインなどを策定し公布している。表 2-1-7 に連邦野生生物局のミティゲーション・ポリシー (U.S. Fish and Wildlife Service Mitigation Policy, 1981) の中の、ミティゲーション手段と方法 (Mitigation Means and Measures) を示した。

連邦野生生物局は、この政策の中で、ここに示した手段と方法の順序は、連邦野生生物局が優先的に指導する順序であることを明記している (但し、a. (3) の「No project」は例外であり、最初に来るべきものであることが明記されている)。即ち、事業の中止や、提案行為の目的を達成するために構造物の建設なしでできる代替案 (nonstructural alternative) はないか、などの回避ミティゲーションをまず検討し、どうしても回避できないものについては、最小化、矯正、軽減などのミティゲーションを検討し、最後にどうしても回避も、最小化・矯正・軽減もできずに残る影響については、代償ミティゲーションを行なうというものである。これは、「Sequencing Requirement」と呼ばれている (Dennison, 1996) が、このように、ミティゲーション手段の検討においては、優先すべき順位が明確に規定されていることがわかった。

以上の分析で、NEPAにおいては、法律及びその施行規則 (CEQ 規則) において明確にミティゲーションの内容と優先順位を規定しており、さらに、それぞれの所管官庁は、連邦野生生物局の例にみるように、CEQ 規則のミティゲーション定義を踏まえたさらに詳細なミティゲーションのガイドラインを作成し、公表していることがわかった。

表 2-1-7 連邦野生生物局のミティゲーション手段と方法

手段	方法
a. Avoid the impact.	(1) Design project to avoid damage or loss of fish and wildlife resources.
	(2) Use of nonstructural alternative to proposed project.
	(3) No project.
b. Minimize the impact.	(1) Conservation of fish and wildlife as Federal projects.
	(2) Locate at the least environmentally damaging site.
	(3) Reduce the size of the project.
	(4) Schedule timing and control of construction and operation to minimize disruption of biological community.
	(5) Selective tree clearing or other habitat manipulation.
	(6) Control water pollution.
	(7) Time and control flow diversions and releases.
	(8) Maintain public access.
	(9) Control public access.
	(10) Control domestic livestock use.
c. Rectify the impact	(1) Regrade disturbed areas to contours which provide optimal habitat.
	(2) Seed, fertilize and treat areas as necessary to restore fish and wildlife resources.
	(3) Plant shrubs and trees and other vegetation to speed recovery.
	(4) Control polluted spoil areas.
	(5) restock fish and wildlife resources in repaired areas.
d. Reduce or eliminate the impact over time	(1) Provide periodic monitoring of mitigation features.
	(2) Assure proper training of project personnel.
	(3) Maintain or replace equipment or structures.
e. Compensate for impacts	(1) Conduct wildlife management activities to increase habitat values of existing areas, with project lands and nearby public lands receiving priority.
	(2) Conduct habitat construction activities to fully restore or rehabilitate previously altered habitat or modify existing habitat suited to evaluation species for the purpose of completely offsetting habitat value losses.
	(3) Build fishery propagation facilities.
	(4) Arrange legislative set-aside or protective designation for public lands.
	(5) Provide buffer zones.
	(6) Lease habitat.
	(7) Acquire wildlife easements.
	(8) Acquire water rights.
	(9) Acquire land in fee title.

出典 : U.S. Fish and Wildlife Service(1981)

第2節 香港の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

香港は、世界の成長センターとして最も開発圧力が高いアジアの中で、環境影響評価制度に明確に位置付けられた代償ミティゲーションが行われている唯一の地域である。ここでは、香港の環境影響評価制度を概観し、同制度におけるミティゲーション規定について明かにした。

1. 香港の環境影響評価制度の背景と特徴

香港の環境影響評価制度は、1997年1月に制定され1998年4月から施行された「環境影響評価条例 (Environmental Impact Assessment Ordinance)」(「条例」という名称であるが、香港では法律と同じである)によって法制化された。この条例制定前は、1980年から1986年まではアドホックな環境影響評価が行われており、1986年の基本的なガイドラインの作成以後、1997年の条例制定までは一貫した行政指導によって行われてきた (Au, 1998b)。

1) ミティゲーションの重視

香港環境影響評価条例のガイドライン (「A Guide to the Environmental Impact Assessment Ordinance」)によると、環境影響評価条例の目的は、「環境影響評価及び環境認可(後述)制度を通して、指定事業の環境に対する悪影響を、回避 (avoid)、最小化 (minimize)、制御 (control) すること」と表現しており、ミティゲーションの概念を明確に示している。

同条例の冒頭には、「本条例は、ある事業による環境影響を評価し、環境を保護 (protecting) するためにある」とあり、米国と同様、環境影響評価の目的は環境影響評価というよりもむしろ、ミティゲーションとしての環境保全の行動を起こすことに置かれている。

2) 生態系の重視

香港は、非常に狭い土地に多くの人口を抱えており、住宅の確保は香港のもっとも重要な政策の一つである。したがって、歴史的に住宅地開発が多い反面、商業に支え

られた香港においては工業開発は極めて少ない。このような背景から香港環境影響評価条例は公害などの汚染防止に比較すると、住宅地開発などの面的な開発からの生態系保全を重視していると考えられる。

この生態系重視の特徴は、1997年に公表された同条例の一般的な技術メモランダム（「Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process」）にもっとも強く現れているといえる。技術メモランダムには、「生態系に対する影響の評価基準（Criteria for Evaluating Ecological Impact）」と「生態系アセスメント技術指針（Guidelines for Ecological Assessment）」が含まれている。

「生態系に対する影響の評価基準」は、表2-2-1に示す「生態系影響の深刻さの評価基準」、表2-2-2に示す「ハビタット（Habitat）の評価基準」および表2-2-3に示す「種の評価基準」からなる。これらの基準からいえることは、香港の環境影響評価では野生生物の生息地である「ハビタット」（Habitat）という面的な広がりを持った空間の保全を重視していることがわかる。また、「生態系アセスメント技術指針」は、特に生態系に対して悪影響を及ぼすと予測される事業に対し、通常的环境影響評価手続きに追加して行なうことが義務付けられる、生態系に焦点を当てた環境アセスメントの詳細な技術指針である。ここでは、「回避（avoidance）」、「最小化（minimizing）」及び「代償（compensation）」というミティゲーションの種類と優先順位が明確に規定されている他、代償ミティゲーションについての詳細な規定が示されている。（注：これらのミティゲーション規定については、「3. 香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの定義」に示した。）

実は、これらの生態系のミティゲーションに関する規定は、後述する1995年に完了した深川河直線化事業の環境影響評価（「第3章第2節」参照）において既に作成され、適用されていたものである（1997年香港環境保護局に対するインタビュー結果）。

このように香港の環境影響評価制度は、生態系への影響に対するミティゲーションを非常に重視しているといえる。

表 2-2-1 生態系影響の深刻さの評価基準

Criteria	Remarks
Habitat quality	The impact will be more significant if ecologically important habitats are affected. The criteria used for evaluating the ecological importance of a site / habitat are shown in Table (2). Examples of habitat types that are considered as important in the territory are listed in Note below.
Species	The impact will be more significant if ecologically important species are affected. The criteria used for evaluating the ecological importance of a species are shown in the Table(3).
Size/Abundance	The impact will be greater if larger area of a habitat or greater numbers of organisms are affected. (e.g. The impact of indiscriminate clearance of woodland is more severe than that of selective felling of trees at the same site.)
Duration	Long term impacts are usually more significant than short term ones.
Reversibility	Permanent and irreversible impacts are usually more significant than temporary and reversible ones.
Magnitude	Usually the greater the magnitude of the environmental changes (e.g. increase in pollution loads, decrease in food supply), the more significant is the impacts.

Note: Important habitat types in the territory

1. mature native woodland larger than one hectare
2. undisturbed natural coastal area larger than one hectare or longer than 500 metres in linear measurement
3. intertidal mudflats larger than one hectare
4. established mangrove stands of any size
5. brackish or freshwater marshes larger than one hectare
6. established seagrass bed of any size
7. natural stream courses and rivers longer than 500 metres
8. established coral communities of any size
9. other habitats found to have special conservation importance by documented scientific studies

表 2-2-2 ハビタットの評価基準

Criteria	Remarks
Naturalness	Truly natural habitats (i.e. not modified by man) are usually highly valued. However, most areas of the territory have been modified. Generally, those habitats less modified will tend to be rated higher.
Size	In general larger area of habitat(s) shall be more valuable than smaller ones, all else being equal.
Diversity	The more diverse the species assemblages and communities of a site, the higher is its conservation value.
Rarity	Rarity can apply to habitats as well as species. The presence of one or more rare habitats and species will give a site higher value than those without rarity.
Re-creatability	Habitats which are difficult to be re-created naturally or artificially are usually valued higher.
Fragmentation	In general, the more fragmented habitat, the lower is its value.
Ecological linkage	The value of a habitat increases if it lies in close proximity and/or links functionally to a highly valued habitat of any type.
Potential value	Certain sites, through appropriate management or natural processes, may eventually develop a nature conservation interest substantially greater than that existing at present. Factors limiting such potential being achieved shall be noted.
Nursery/breeding ground	Such areas are very important for the regeneration and long term survival of many organisms and their populations.
Age	Ancient natural or semi-natural habitats are normally highly valued. For some habitats such as woodlands, older ones are normally valued much higher than recent ones.
Abundance/Richness of wildlife	In general sites supporting more wildlife will be rated higher.

表 2-2-3 種の評価基準

Criteria	Remarks
Protection status	Species listed under local legislation and international conventions for conservation of wildlife shall be given special attention. References shall also be made to those protected by law in China, especially Guangdong Province.
Distribution	Species with restricted distribution (locally or regionally) will be rated higher than those more widespread ones. More weight shall be given to species which are endemic to Hong Kong or South China.
Rarity	Normally the rarer the species, the more value it has. However care shall be taken in assessing exotic weeds, escaped cultivars or captive species, vagrants and introduced species which have lower value. Greater weight shall be given to those which are internationally rare, then to regionally rare (within South China) and finally locally (within Hong Kong) rare species. Reference could be made to Red Data Books and species lists of international conventions for conservation of wildlife.

3) 欧米先進国の影響

香港は、長い間、英国の直轄植民地であったため、あらゆる面において欧米先進国の直接的又は間接的な影響を受けている。環境保全政策も例外ではなく、欧米先進国の制度の優れた点を吸収しながら、香港に合わせて制度化し、実施している。1997年7月に中国に返還されてからは中国の一部となったが、中国の香港に対する「1国2政府2制度」政策によって、これまでどおりの政策が行われている。

環境影響評価条例は、アメリカ、オーストラリアなどの欧米先進国の影響を受けており、特に、生態系に対するミティゲーションは、アメリカのミティゲーション制度に倣って策定されたものである（1998年香港環境保護局に対するインタビュー結果）。

その特徴がよく現れているものとして、①開発許認可後のモニタリング及び審査（audit）、②戦略的環境アセスメント（Strategic Environmental Assessment, SEA）、それに前述した③生態系の代償ミティゲーション、の3点を同条例に規定していることが挙げられる。これらは、1997年の条例制定において初めて規定されたものではなく、条例制定以前にいくつかの実績を有しており、それらの経験を踏まえて法制化されたものである（Au, 1998b）。例えば、①のモニタリング及び審査及び③の生態系ミティゲーションについては、前述したとおり、「深川河直線化事業（Shenzhen River Regulation Project）」の環境影響評価（1993年から1995年に実施）において既に実施されている（第3章第2節参照）ものである。

②の戦略的環境アセスメントについては、まず、1992年10月に成立したSEA規定により、香港の国会に相当する行政評議会（Executive Council）に提出された全ての提案には、その提案を実施することで発生しうる環境上の費用と便益を明確に示すことが義務付けられ、1994年8月までに100件近い提案がその対象となった。このSEA規定によるSEAでは、a. 当該提案が周辺環境に及ぼす影響、b. 周辺環境が当該提案に及ぼす大きな影響、c. 当該提案に組込まれたミティゲーションの3点を含めることとしている。また、提案を行なう機関は、政策策定の早期に環境保護局（Environmental Protection Department）と協議し（consult with）、環境との関連性を検討し、必要なフォローアップ活動を明かにすることが義務付けられている（Sadler and Verheem, 1996）。このようなSEAを経て1996年に実施された、現在640万人の人口が西暦2011には810万人に増加することを踏まえた香港全域の総合的土地利用戦略である「総合開発戦略（Territorial Development Strategy）」に対するSEAは、環境影響

評価条例の SEA 規定の直接の基礎となった (Au, 1998a)。

なお、これらの特徴は生態系保全やミティゲーションときわめて関係が深い。①のモニタリング及び審査はミティゲーション方策の効果を対象とするものであり、②については、広域的土地利用計画に対する政策アセスメントにより、開発すべきではない土地及び開発をしても比較的環境影響の少ない土地の色分けが可能になり、その結果、貴重な生態系における開発は提案される可能性が低くなるからである。

4) 事業許認可と環境認可

香港環境影響評価条例は、事業提案者に対し、環境認可 (environmental permit) を受けることを義務付けており、環境認可なしには事業を行なうことは禁じられており、それに違反した者には、1 回目は最高 200 万香港ドルの罰金及び 6 ヶ月の拘置、2 回目は最高 500 万ドルの罰金及び 2 年の拘置、3 回目以上は 1 日に付き 1 万ドルの罰金が課せられる (Ordinance 第 9 条)。環境許可は、環境影響評価の結果によって環境保護局局長から出されるものである。したがって、環境影響評価の結果を踏まえた環境保護局局長の判断は、事業官庁の有する事業許認可権を上回る権限を有していることになる。なお、環境保護局 (Environmental Protection Department) は香港政府では環境省に相当し、その局長は環境省大臣に相当する。

このことは、米国の環境影響評価が、たとえ実質的には事業許認可と同様に機能しているとしても、制度上は事業許認可に対する参考とすべき情報であることと比較すると、香港の環境影響評価制度は制度上は非常に強い権限を有しているといえる。

2. 香港環境影響評価条例による環境影響評価フローと環境影響評価書の内容

香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの位置付けを、その手続きの流れ及び環境影響評価書の内容から明らかにした。

1) 香港環境影響評価条例による環境影響評価フロー

香港環境影響評価条例による環境影響評価フローは図 2-2-1 のとおりである。

香港では、環境に対して悪影響を及ぼすと考えられる事業を指定事業 (designated projects) として規定している (schedule 2 及び schedule 3)。提案している事業が指定事業であれば、環境影響評価条例による環境影響評価手続きが義務付けられる。

指定事業の提案者は、「事業概要 (project profile)」と呼ばれる簡単な環境調査書 (表 2-2-4 参照) の提出を義務付けられる。「スケジュール 2 事業」は 2 部に分かれており、第 1 部 (part 1) 事業は、道路・鉄道、空港、埋立て・浚渫、発電、上水、廃棄物処理、処分場、パイプライン、水路、鉱物掘削、工業、燃料、農水産業、公共施設 (墓地など)、ツーリズム・レクリエーション、住居、その他の 17 項目であり、これらは「事業概要」調査の結果によって、詳細調査 (図 2-2 の右側のフロー) を必要とするか否かを判断される。第 2 部 (part 2) 事業は石油や化学製品関連の 17 施設であり、これらは「事業概要」だけで詳細調査は免除される事業である。「スケジュール 3 事業」は、「調査区域が 20ha 又は 10 万人以上を含む都市開発事業のフィージビリティ調査」と「調査区域が 10 万人以上の既存又は新規の人口を含む都市再開発事業のフィージビリティ調査」であり、これらは「事業概要」の結果に関係なく、詳細調査を義務付けられる。

香港の環境影響評価制度は、調査対象とする事業を予め実体的に規定するものであり、米国の NEPA のように調査が免除される事業を予め規定する制度とは対照的である。また、「スケジュール 3 事業」では、対象が都市開発や都市再開発事業そのものではなく、そのフィージビリティ調査 (engineering feasibility study) と規定しているところは、戦略アセスメントを含む香港の制度の特徴が現れている。

「事業概要」は 19 人の学識経験者からなる環境審議会 (Advisory Council on the Environment) によって検討されると共に、一般公開され、対象事業に対する意見聴取を行なう。環境保護局長に対する意見提出は「誰でも (any person)」行なうことが保

証されている（同条例 5. (6)）。環境保護局長は、これらの助言に基づきさらなる詳細調査の実施を決定し、その内容を「簡易 EIA 調査 (EIA Study Brief)」として発行する。「簡易 EIA 調査」は、事業者の作成した「事業概要」を土台に環境保護局長が作成するもので、いわゆるスコーピングに相当する。「簡易 EIA 調査 (EIA Study Brief)」により、事業者は環境影響評価書 (EIA Report) 作成を義務付けられ、その結果によって「環境認可」を受けることができる。詳細調査を免除された場合（「簡易 EIA 調査」が発行されない場合）は「事業概要」のみで「環境認可」を受けることができる。

環境影響評価書は、「事業概要」と同様に環境審議会によって検討されると共に、一般公開され、対象事業に対する意見聴取が行なわれる。環境影響評価書（表 2-2-5 参照）には次節で説明するように明確なミティゲーションの記載規定があり、このような環境影響評価書の内容と市民及び環境審議会からの意見を踏まえた上で（同条例、10(2)）、環境影響評価書は審査され（表 2-2-6 参照）、その結果を踏まえて「環境認可」が発行される。香港環境影響評価条例では、最終的には事業提案者に対し「環境認可」を受けることを義務付けており、前述したとおり、「環境認可」なしには事業を行なうことはできないし、これに違反した者は処罰を受ける。

「環境認可」を踏まえ、開発許可が下りた事業は、建設前、建設・供用中のモニタリングとその計画書及び審査基準の提出を義務付けられる。これには、環境影響評価書で示されたミティゲーションについて記述することが含まれている（Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process, Annex 21）。

また、一旦発行した「環境認可」についても、「認可を受けた事業が、人々、植物相、動物相及び生態系 (people, flora, fauna or ecosystems) に対して害を与えるかまたはその恐れがある場合には、香港政府総督 (Governor) は「環境認可」を中止、変更、廃棄することができる」（同条例、14. (3)）としており、香港の環境影響評価条例が、生態系や動植物の保全を非常に重視していることがわかる。

米国の NEPA のプロセスが、最初の段階で、環境影響評価書作成を義務付けられることが、即ち、深刻な環境影響があることを意味しており、そのためにミティゲーションは不可欠であるという認識が最初から形成されることによって、実質的なミティゲーションが形成される仕組みがあるのに比べ、香港のプロセスは、最後の段階で、ミティゲーション提案を含めた環境影響評価書の内容の審査を踏まえた「環境認可」によって、ミティゲーションの形成が確保されていることが示唆された。

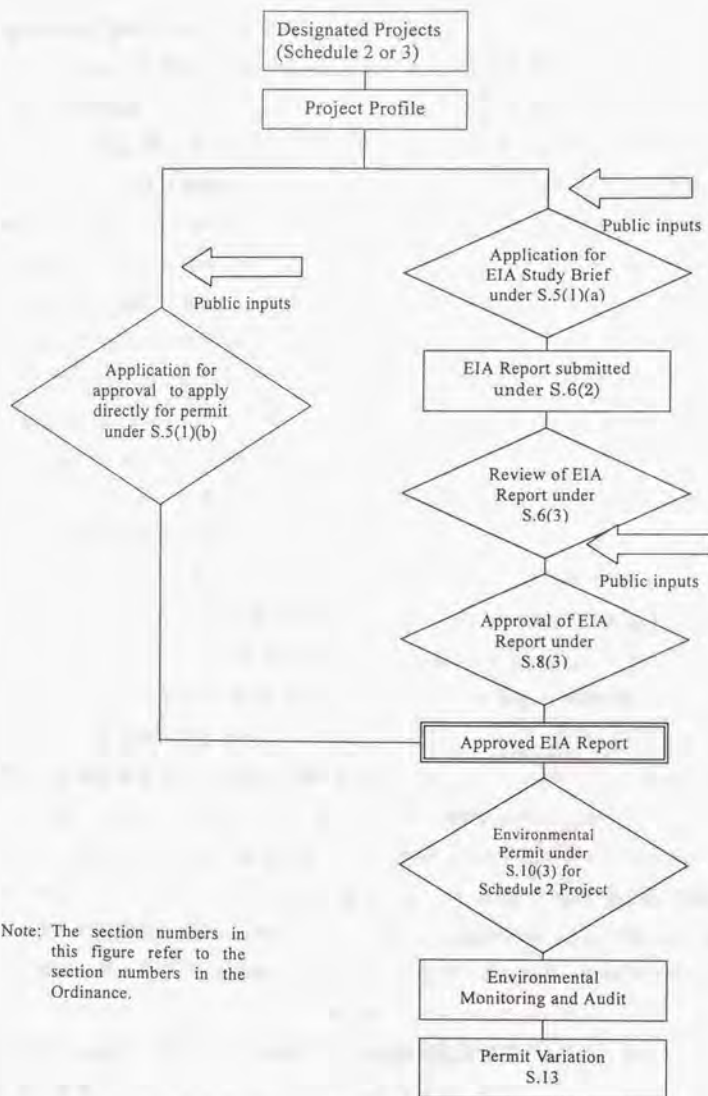


図 2-2-1 香港環境影響評估條例による環境影響評估フロー
出典: A Guide to the Environmental Impact Assessment Ordinance(1997)

2) 香港環境影響評価条例の環境影響評価書の記載内容

前述したように、香港環境影響評価条例では、環境影響評価書(EIA Report)の作成の前に「事業概要(Project Profile)」(表2-2-4)の提出が義務付けられている。香港では、この段階で既に環境影響とミティゲーションの記載が義務付けられており、ミティゲーション形成が環境影響評価制度において重要な位置を示しているといえる。

環境影響評価書(EIA Report)に含むべき内容を表2-2-5のように規定している。ここで特徴的なのは次の4点であろう。第1に、環境影響について、「g. ミティゲーションを実施しない場合の影響」と「j. ミティゲーションを実施しても残る影響」とを明確に分離して把握し、それぞれについて「h. 及び j. 評価」していること、第2に、「m. ミティゲーション実施のスケジュール」の明記を義務付けているだけでなく、ここではミティゲーションのモニタリング及び審査方法(ミティゲーションの達成基準)も合わせて記載することになっている。第3には、「k. モニタリングと審査」を義務付けていること、そして第4に、「f. 予測・評価手法の説明」において、環境影響予測及び評価の計算手法などの技術的手法について説明を義務付けていることである。

なお、「k. モニタリング及び審査(monitoring and audit)」は、環境現況調査(baseline monitoring)、環境影響調査(impact monitoring)及び環境影響を目標値まで押さえられているかという達成評価調査(compliance monitoring)のそれぞれの方法とその評価方法を技術的に示すもので、日本におけるいわゆる「事後調査」や「フォローアップ」の意味とは異なる。

香港環境影響評価条例による環境影響評価書の特徴は、ミティゲーションを実施しても残る影響の記載やモニタリングや審査を含むなど網羅的な内容となっていることと、それらの掲載すべき内容や審査基準がすべて詳細に公表されていることである。米国のNEPAが手続き(procedural)規定に重点を置いて、必要ではあるがしかし詳細な規定は個々の所管官庁のガイドラインなどに任せているのに比べると(従って、結果的には膨大なガイドラインが存在しているのであるが)、香港では、網羅的な内容の一つ一つを実体的に(substantive)、かつ技術的に規定することに重点が置かれているといえる。これは、香港という比較的小さな政府単位であることから、新たな開発事業、環境影響、ミティゲーション手法などもある程度、最初から見当がつくといったことも影響していると考えられる。

表 2-2-4 香港環境影響評估條例による「事業概要」に記載される内容

a.	Basic information
b.	Outline of planning and implementation programme
c.	Possible impact on the environment
d.	Major elements of the surrounding environment
e.	Environmental protection measures to be incorporated in the design and any further environmental implications

出典: Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process, Annex 1

表 2-2-5 香港環境影響評估條例による環境影響評価書の構成

a.	Executive summary in English and Chinese -Summary of main issues, findings, conclusions and recommendations
b.	Introduction -Background of the project -Purpose of the EIA study -The approach
c.	Description of the project -Key project requirements -Site location and site history -Nature, Scope and benefits of the project -Size or scale, shape and design of the project -Project timetable and phasing of the project -Means by which the project will be implemented -Any related projects -Type, scope, scale, frequency and duration of the construction, operational or decommissioning (if relevant) activities -Background and history of the project, including considerations given to different options, and the project's different siting or alignment -Description of scenarios with or without the project
d.	Environmental legislation, policies, plans, standards and criteria -Applicable environmental ordinances and regulations -Applicable government environmental policies and plans -Applicable environmental standards and criteria -Other references
e.	Description of the environment -Baseline environmental conditions -Environmental trends
f.	Description of assessment methodologies -Assessment methodologies, assumptions and criteria, including sample calculations and input and output files of a typical model run for all mathematical modeling
g.	Identification of environmental impacts -Potential environmental impacts including the types, characteristics and estimated quantities of emissions, discharges, wastes, potential risks, disturbances or displacement associated with the activities relating to the projects during construction, operation and decommissioning phases -Description of resources or receivers which are vulnerable to change or environmental impacts
h.	Prediction and evaluation of environmental impacts -Prediction of environmental impacts(including beneficial or adverse; direct or

	indirect; short term or long term; reversible or irreversible; transboundary; cumulative) -Evaluation of predicted environmental impacts against applicable environmental legislation, policies, plans, standards and criteria
i.	Mitigation of adverse environmental impacts -Measures of eliminate, reduce or remedy adverse environmental impacts
j.	Definition and evaluation of residual environmental impacts -Definition and evaluation of net environmental impacts with mitigation measures in place
k.	Environmental monitoring and audit -Need for and scope of monitoring and audit -Environmental monitoring and audit requirements, if found to be necessary, and the related environmental monitoring and audit programme
l.	Conclusions and recommendations
m.	Schedule of recommended mitigation measures -A schedule of all mitigation measures recommended in the EIA report, listing out what the mitigation measures are, by whom, when, where and to what requirements, and including the key environmental monitoring and audit requirements
n.	Appendix -Responses to comments received

出典：Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process, Annex 11

3. 香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの定義

ここでは、香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの定義について、同条例自体に規定されているものと、同条例のガイドライン(A Guide to the Environmental Impact Assessment Ordinance)と技術指針(Technical Memorandum)におけるものについてその内容を明らかにした。

1) 香港環境影響評価条例におけるミティゲーションの定義

同条例のスケジュール1には、条文の用語に関する定義集がついており、ミティゲーションについては、次のように定義されている。

「ミティゲーションとは、対象事業について、(a)同事業による環境への悪影響を除去(elimination)、減少(reduction)、制御(control)することを示す。そしてそれは、(b)同事業による環境破壊(damage to the environment)については、置換(replacement)、復元(restoration)、代償(compensation)またはその他の方法により補償(restitution)することを含む。」

これは、除去、減少、制御できない悪影響(環境破壊)に対しては、置換、復元、代償またはその他の方策によってその環境破壊を「補償」というもので、基本的には米国のミティゲーションの種類と優先順位と同じものである。これについては、香港政府は他国の環境影響評価制度の調査を行ない、最終的に米国のミティゲーション規定を参考にして作成したものである(香港政府環境保護局環境影響評価担当主任へのインタビューより)。日本の環境影響評価法が「代償措置は、必要に応じ検討しなければならない」としており、この「必要に応じ」の意味が不明であることと比較すると、香港の「代償ミティゲーション」の目的が失われるものの「補償」にあることを明確にしているとともに、「代償ミティゲーション」の行為は環境破壊があれば必ず実施されることを規定しており、より明確なミティゲーション規定であるといえる。

2) 同条例のガイドラインや技術指針におけるミティゲーションの定義

前述したように、香港環境影響評価条例のガイドライン(A Guide to the Environmental Impact Assessment Ordinance)によると、環境影響評価条例の目的は、「環境影響評価及び環境認可(後述)制度を通して、指定事業の環境に対する悪影

響を、回避 (avoid)、最小化 (minimize)、制御 (control) すること」と表現しており、環境影響評価制度の目的においてミティゲーションを明確に位置付けている。

また、同条例技術指針 (Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process) においては、表 2-2-6 に示すように環境影響評価書を審査する基準が公開されており、この基準のミティゲーションの項には、ミティゲーション方策の説明、ミティゲーション方策の実施方法、ミティゲーション実施により起こる可能性のある悪影響を示すことがひじょうにわかりやすく示されている。さらに同基準では、ミティゲーションを実施してもなお残る環境影響 (residual impacts) とモニタリングと審査についてわかりやすく示している。

さらに、同技術指針では、前述したとおり、「生態系アセスメント技術指針 (Guidelines for Ecological Assessment)」として、生態系の消失に対する代償ミティゲーションについての詳細な規定が存在し、この中には、回避→最小化→代償というミティゲーションの種類と優先順位が明確に示されている (表 2-2-7)。

以上、香港におけるミティゲーションの定義について分析した結果、香港の環境影響評価条例における代償ミティゲーションを含むミティゲーションは比較的詳細かつ実的に規定されており、その計画策定や実行に対して、わかりやすいガイドラインが整備されていることが判明した。

表 2-2-6 香港環境影響評価条例による環境影響評価書審査基準

6. Mitigation

Description of Mitigating Measures

- 6.1 Has the mitigation of significant negative impacts been considered and, where feasible, have specific measures been proposed to address each impact?
- 6.2 Have the reasons for choosing the particular type of mitigation, and the other options available, been described?
- 6.3 Where mitigation measures are proposed, has the significance of any impact remaining after mitigation been described?
- 6.4 Where appropriate, do mitigation methods considered include modification of project design, construction and operation, the replacement of facilities/resources, and the creation of new resources, as well as "end-of pipe" technologies for pollution control?
- 6.5 Is it clear to what extent the mitigation methods will be effective?

- 6.6 Where the effectiveness is uncertain or depends on assumptions about operating procedures, climatic conditions, etc, or where there is a risk that mitigation will not work, is this made clear and has data been introduced to justify the acceptance of the assumptions ?

Implementation of Mitigation Measures

- 6.7 Have details of how the mitigation measures will be implemented and function over the time span for which they are necessary been presented ? Does the report list out clearly what mitigation measures would be implemented, by whom, when, where and to what requirement? Is the responsibility for implementing the recommended mitigation measures clearly defined?

Environmental Effects of Mitigation

- 6.8 Have any adverse environmental effects of mitigation measures been investigated and described?
- 6.9 Has the potential for conflict between the benefits of mitigating measures and their adverse impacts been considered?

7. Evaluation of Residual Impacts

- 7.1 Have the available standards, assumptions and criteria which can be used to evaluate the impacts been discussed?
- 7.2 Have the predicted impacts been compared to the available standards and criteria?
- 7.3 Have the residual impacts, which are the net impacts with the mitigation measures in place, been described and evaluated against the available Government policies, standards and criteria?
- 7.4 Have the residual impacts been discussed and evaluated in terms of the impact on the health and welfare of the local community and on the protection of environmental resources?
- 7.5 Have the magnitude, location and duration of the residual impacts been discussed in conjunction with the value, sensitivity and rarity of the resource?
- 7.6 Where there are no generally accepted standards or criteria for the evaluation of residual impacts, have alternative approaches been discussed and , if so, is a clear distinction made between fact, assumption and professional judgement?
- 7.7 Have the residual impacts, if any, arising from the implementation of the proposed mitigation measures, been considered?

8. Environmental Monitoring and Audit Proposals

- 8.1 If impacts are uncertain, have monitoring arrangements been proposed to check the environmental impacts resulting from the implementation of the project and their conformity with the predictions made ?
- 8.2 Does the scale of any proposed monitoring arrangements correspond to the potential

scale and significance of deviations from expected impacts?

8.3 Is the need for and the scope of the monitoring and audit requirements defined in the report?

8.4 Does the report contain an Environmental Monitoring and Audit programme, as prescribed in Annex 21, if it is found to be needed?

出典 : Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process, Annex 20

表 2-2-7 生態系アセスメント技術指針におけるミティゲーション規定

5. Assessment Methodology

5.4 Impact Mitigation

5.4.1 The general policy for mitigating impacts on important habitats and wildlife, in the order of priority, are:

(a) Avoidance

Potential impacts shall be avoided to the maximum extent practicable such as adopting suitable alternatives (e.g. change of site, design, construction method, alignment, layout, programme, etc.). In extreme cases when the ecological assessment identifies some very serious impacts which could not be mitigated, the "no-go" alternative may be the only realistic option and shall be included and assessed against all other options.

(b) Minimizing

Unavoidable impacts shall be minimized by taking appropriate and practicable measures such as transplanting important plant specimens, confining works in specific area or season, restoration (and possibly enhancement) of disturbed areas, etc.

(c) Compensation

The loss of important species (e.g. trees) and habitats (e.g. woodland) may be provided elsewhere (on-site or off-site) as a compensation. Enhancement and other conservation measures shall always be considered, whenever possible.

5.4.2 All mitigation measures recommended shall be feasible to implement within the context of Hong Kong. The effectiveness of the proposed mitigation measures shall be carefully evaluated and the significance of any residual impacts after implementing them shall be clearly stated.

5.4.3 From an ecological point of view, mitigation measures for ecological impact shall preferably be carried out on-site, and well in advance of the works rather than off-site, and after the completion of works.

5.4.4 Where off-site mitigation measures are involved, they shall be considered along with other alternatives e.g. change of site, layout, etc., including modifying or abandoning the project.

5.4.5 The need for and the type and scope of the off-site ecological mitigation measures to be adopted for a particular project shall be determined according to the following guidelines:

(a) all possible design measures and all practicable on-site ecological mitigation measures shall be fully investigated in the EIA study and exhausted to minimize the loss or the damage caused by the project to the ecological habitats or species;

(b) with the on-site ecological mitigation measures in place, the residual impacts on

ecological habitats or species shall be defined, quantified and evaluated according to the methods and criteria laid down in this annex and Annex 8. Before off-site ecological mitigation measures are to be adopted, the EIA study needs to confirm that it is necessary to mitigate the residual ecological impacts based on ecological considerations set out in this Annex and Annex 8, and that such residual impacts arise from the Project in question;

- (c) if the residual ecological impacts require mitigation and all practicable on-site ecological mitigation measures have been exhausted, off-site ecological mitigation measures shall be provided;
- (d) the off-site mitigation measures shall be on a "like for like" basis, to the extent that this is practicable. That is to say, any compensatory measures to be adopted for mitigating the residual ecological impacts must be directly related to the habitats or species to be protected. Either the same kind of species or habitats of the same size shall be compensated, or the project proponent shall demonstrate that the same kind of ecological function and capacity can be achieved through the measures to compensate for the ecological impacts. For example, the loss of a natural woodland shall be compensated by the replanting of native trees to form a woodland of a similar size where possible;
- (e) the off-site ecological mitigation measures shall only be implemented within the boundaries of Hong Kong, and must be technically feasible and practicable;
- (f) the extent of such mitigation measures shall be limited to what is necessary to mitigate the residual ecological impacts arising from the project; and
- (g) any proposed off-site mitigation measures shall not require further EIA study for their implementation. Their feasibility, constraints, reliability, design and method of construction, time scale, monitoring, management and maintenance shall be confirmed during the EIA study.

出典: Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process, Annex

第3節 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

ここでは、OECD加盟国最後となった環境影響評価制度の法制化（環境庁環境影響評価研究会監修、1996）を行ない、代償ミティゲーションを含むミティゲーションの概念が初めて示され、今後のミティゲーションのあり方が問われている日本について、環境影響評価制度を概観し、同制度におけるミティゲーション規定について明らかにした。

1. 日本の環境影響評価制度の背景と特徴

日本の環境影響評価の前進ともいうべきものは、1961年頃の兵庫県西宮市の日石コンビナート計画に対して環境影響を検討したものであり、その後、静岡県三島・沼津のコンビナート計画において、黒川調査団と呼ばれる専門化チームによるものが日本で最初の影響評価の調査であるといわれている（橋本、1988）。結果的に同計画は1964年に中止された。当時の日本の環境影響評価は、調査や予測の技術水準としては高水準であったが、これらは、情報公開や住民参加がなく、厳密な意味での環境影響評価手続きとはいえないものであった。

日本で環境影響評価を制度化する動きのきっかけとなったのは、高度成長期の激甚な産業公害による被害に対する公害訴訟と米国におけるNEPAの制定である（原科福、1994）。（なお、1972年の「各種公共事業における環境保全対策について」の閣議了解から1997年の環境影響評価法については、「3. 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの定義」を参照のこと。）

日本の環境影響評価制度は大きく分けると3種類あり、「『環境影響評価の実施について』の閣議決定」（1984）によるもの、それ以外のいわゆる「個別法」によりそれぞれ規定されているもの、地方公共団体によって制定されているものに分かれる（環境庁、1993）。

閣議決定要綱は、道路、区画整理事業、埋立、ダム、飛行場等の国の大規模事業を対象とし、1986年から1994年の9年間に279件の環境影響評価が実施されている。個別法によるものは、港湾法（港湾計画）、電源開発促進法（発電所）、公有水面埋立法（埋立）、整備5新幹線に関する環境影響評価の実施について運輸大臣通達（新幹線）等によるもので、同9年間で299件が実施されている。閣議決定要綱や個別法に

よるものが国の大規模事業のみを対象としているのに対し、地方自治体の制度はゴルフ場、鉄道、工場等の民間事業をも含み、1981年から1993年の13年間に全国の地方公共団体で1,064件が実施されている。(環境影響評価制度総合研究会、1996) このように、実施件数からみると、日本の環境影響評価の多くは地方公共団体によって実施されているといえる(地方公共団体の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けについては、「4. 地方公共団体の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け」において検討した)。

NEPAを参考としながらも、独自の発展をしてきた従来からの日本の環境影響評価制度は次のような特徴を有している。

1) 現況把握、予測・評価プロセスの重視

1984年の閣議決定要綱には、「事業者は、対象事業を実施しようとするときは、対象事業の実施が環境に及ぼす影響について、調査、予測及び評価を行ない、中略 環境影響評価準備書を作成すること」と環境影響評価の目的とも定義とも取れる規定がある。これは、米国や香港の環境影響評価の目的が、環境影響を「回避、最小化、代償」といったミティゲーションを実施することと明確にされているのに較べると、「準備書を作成すること」が究極的な目的であるとする、環境影響評価制度の目的及び定義そのものが異なっているといえる。

後述するように日本の環境影響準備書や同評価書の記載内容においては、現況把握及び予測のこれらの文書に占める割合がきわめて多い半面、ミティゲーションに関する記述は「環境保全対策」としてきわめて限られた内容が示されているのみである。この「環境保全対策」は、本来的には、NEPAでいうところのミティゲーションと同等のものでなければならないはずである。しかし、事業を行なわない、いわゆる「ゼロ・オプション」の検討、代替案の検討が義務付けられていない日本の従来制度では、環境影響を回避するための「回避ミティゲーション」の検討はなされてこなかった。また、環境影響とミティゲーションの関係が段階的に規定されてこなかった、即ち、回避しても残る影響を最小化し、回避も最小化もできずに残る影響を代償するという「回避→最小化→代償」が明確にされてこなかった日本の制度においては、「環境保全対策を行なっても残る影響」の認識がほとんどなかったため、「代償ミティゲーション」の検討もなされてこなかった。したがって、従来の日本の制度における「環境保

全対策」は「最小化ミティゲーション」にもっとも近い概念であるといえる。しかし、後述するように、日本の環境影響評価制度における「評価」は、環境基準との比較であったため、環境基準のない環境影響に対してはほとんどミティゲーションは検討されず、また、環境基準のある環境影響に対しては環境基準内に収めれば（現況で環境基準を上回っている自動車による大気汚染などは現状の程度を維持できれば良いという「現状非悪化」という暗黙の基準ができていた）良いということで、「最小化」というよりも「低減又は軽減」という概念がもっとも近いミティゲーションであったといえる（後述するように1997年の環境影響評価法においても「最小化」という言葉は使われず「低減」という表現となっている。）。

このように、段階的な環境影響とミティゲーションが明確にされないままに、評価自体は答えを出すことが強要されているため、日本の環境影響評価制度においては、「～という環境保全対策を講じるので、環境影響はない」という本末転倒型の評価が定着してしまっただけであった。

このように、日本の制度においては、環境現況把握や、予測調査に較べて、ミティゲーションに重点が置かれておらず、また、その内容も回避や代償がない部分的なものとなっていた。

2) 公害項目重視

1972年の日本の環境影響評価制度の成立は、1969年の米国のNEPAの成立が直接的なきっかけとはなったが、前述したように、その頃の激甚な産業公害への反省があった（原科編，1994）。このような背景において成立した日本の制度は、自然環境保全に較べ、産業公害にきわめて重点が置かれてきた。また、後述するように、環境基準重視の傾向から、定量化のしやすい公害項目は、定量化のしにくい自然環境（特に、生態系の価値）よりも環境影響評価の対象となりやすかったことが挙げられる。

日本の環境政策は1993年に環境基本法が成立するまで、公害対策基本法（1967）と自然環境保全基本法（1972）の2つの法律によって進められてきたために、激甚な公害の克服や優れた自然環境の保全においては相当の成果があったが、これらの2つの法律の狭間にある都市や都市近郊の身近な自然が減少しているという問題が顕在化した（増原編，1994）。日本の環境影響評価制度はこのような日本の環境行政の特徴をそのまま内包していたといえる。

3) 環境基準による評価を重視

後述するように、日本の環境影響評価制度の変遷をミティゲーション規定に着目してみると、ミティゲーションを実施することによって環境影響を防止するという本来の環境影響評価の目的が、環境影響準備書及び評価書という文書における環境基準との整合性に擦り替えられていったことがわかる。

環境基準による評価は、評価基準も評価される環境の状況も数量化されているため、誰もが客観的に判断しやすいという長所はあるものの、生態系や景観 (landscape) などのように価値を定量化することが不可能か又はきわめて困難な対象については、環境基準が設定されていないこととそれらの対象を保全する必要があることが同義とみなされるといふ危険を有している。現実には、日本の閣議決定要綱では、生態系については「動物・植物」としか関連項目が規定されていなかったために、「動物・植物」以外の生態系の要素や価値は環境影響評価の対象から除外されてしまった。

実は、環境基準は、前述の米国の協議手続きや情報公開からなる「手続きの」(procedural) 制度の対極にある「実体的」(substantive) 制度である。即ち、「手続きの」制度は、みんなで協議しながらその時の最良と思われる解決方法をとろう、というもので、この「みんなで協議」という部分についてきわめて詳細で具体的な仕組みを示しているのが「手続きの法」である NEPA の特徴である。どのような人間行為が環境に悪影響を与えるのかを検討するいわゆる「スクリーニング (screening)」やどのような内容の調査を行なうのかを検討するいわゆる「スコーピング (scoping)」は、いずれも NEPA を特徴づける仕組みであるが、これらも「手続きの」を規定したものである。一方、日本の制度では、このような「どのような調査をやるのか？」という大きなフレームに対する詳細な規定はなく、むしろ「どのような項目について、何を何回、調査し、判断するのか」というように非常に小さなことが規定されている。前者の「手続きの」方法は、協議や合意形成に時間を取られるが、基本的にはその時その時の問題点について検討することが可能になる一方、「実体的」に規定された方法では、漏れや抜けが発生し、場合によっては事業者によって制度を悪用される（規定されていることさえやれば、責任を果たしたことになる）ことも考えられる。「手続きの」制度はボトムアップの民主主義社会と関係が深いと考えられ、「実体的」制度は上意下達の中中央集権社会と関係が深いと考えられる。

4) 環境影響評価法(1997)による変化の兆し

以上のような特徴をもった従来の制度も、1997年に公布された環境影響評価法では、その成立時においてこれらの特徴が有する問題が再検討され、米国等欧米先進諸国に比較すると依然として問題が残っているとはいえ、日本の環境保全に対する世論の平均値から見ればかなりの改善がされたものとなっている(もともとその値が近年では急速に上昇している)。

1)に関しては、現況把握と影響予測だけではなく、制度上、「回避、低減、代償」というミティゲーション(後出「3. 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの定義」参照)の基本的理念やモニタリングの実施が明確に位置付けられたため、今後は、実質的なミティゲーションが増加すると考えられる。そこでは、問題である「影響」と解決策である「ミティゲーション」を明確に対比させ、(そのような影響とミティゲーションのバランスを有する事業を)評価することの必要性がより明確になってくると思われる。

2)に関しては、環境基本法(1992)以来の流れで、公害や原生自然だけではなく、都市近郊や人里の生態系が有する価値も重視するようになっており、環境基本法の延長線上にある環境影響評価法においては、「動物・植物」の他に「生態系」、「人と自然との触れ合いの活動の場」という調査対象項目(環境要素)が加えられた。したがって、本法の施行(1999年6月)以降は、都市及び都市近郊や人里の自然の保全についても重点が置かれた環境影響評価が実施されるようになると考えられる。

3)に関しては、「環境基準との適合性をみる評価」から「事業者により環境影響が実行可能な範囲でどれだけ回避され、低減されているか」というミティゲーションの努力を評価するものになる(寺田、1998)ことが期待されているが、これは、米国や香港における環境影響評価制度における評価と同様の考え方である。また、環境監督官庁である環境庁や住民はもともと環境基準との適合性が直接の論点ではなく、環境基準にないものもあるものも含めて、現状の環境を悪化させないか否かが論点であったはずである。したがって、今後、環境影響に対して、事業者がどの程度の「回避、低減、代償」というミティゲーションの努力を提示しているか?という点こそが環境監督官庁である環境庁の協議(長官意見提出)及び住民参加の本来の論点であるという認識が国民の中に普及していくにつれ、環境基準との適合性はあくまでも必要最小限の条件となっていくことが予想される。

2. 日本の環境影響評価制度による環境影響評価フローと環境影響評価書の内容

ここでは、現在の日本の環境影響評価制度である1984年の閣議決定要綱と1999年から施行される環境影響評価法におけるミティゲーションの位置付けを、その手続き及び環境影響評価書の内容から明らかにした。

1) 日本の環境影響評価制度による環境影響評価フロー

閣議決定要綱による環境影響評価フローを図2-3-1に示した。

日本の環境影響評価は、米国のように主導官庁といういわば第三者的な実施主体によるものではなく、香港と同じく事業者が実施することになっている。米国のNEPAによる環境影響評価のフローを大まかに言えば、「スクリーニング→スコーピング→環境現況把握→環境影響把握→ミティゲーション提案→環境影響評価→ミティゲーション実施→モニタリング→モニタリング審査」ということになる。これと同様に閣議決定要綱による環境影響評価のフローを表現してみると、「環境現況把握→環境影響評価」ということになる。同要綱による環境影響評価制度は、米国や香港でみてきたような、環境影響という問題に対するミティゲーションという解決策を形成、実施していくための制度というよりも、環境現況の把握と環境影響の予測・評価という「環境調査」に重点が置かれた制度となっていたといえる。これは、日本の環境影響評価制度が米国や香港と異なり、戦略的環境アセスメント的側面を持たず、計画段階の早期による事業の中止を含めた代替案の検討などが制度上、含まれていないことと密接な関係がある。

次に、1999年から施行される環境影響評価法による環境影響評価フローを図2-3-2に示した。フローについての大きな違いは2点である。

一つは、従来、環境影響評価書に対する環境庁長官の意見は、主務大臣が求めた場合に限られていたのに対し、環境影響評価法では、環境庁長官の意見を聞くことは義務付けられている。これは、米国の協議手続き義務と同じ仕組みである。

二つ目は、同法によるフローを大まかに言えば、「スクリーニング→スコーピング→環境現況把握→環境影響把握→ミティゲーション提案→環境影響評価→ミティゲーション実施→モニタリング→モニタリング審査」となり、フローの構成からいえばNEPAと同じものになったことである。しかしながら、環境監督官庁である環境庁が監督す

る範囲は、環境影響評価書作成までであり、実際のミティゲーションの実施及びモニタリングは事業所管官庁の自主責任となっている。今後、事業実施後のフォローアップをどこまで公平に実施、管理できるかが問題となつてこよう。



図 2-3-1 閣議決定要綱の手続等の流れ
出典：環境庁企画調整局編（1993）

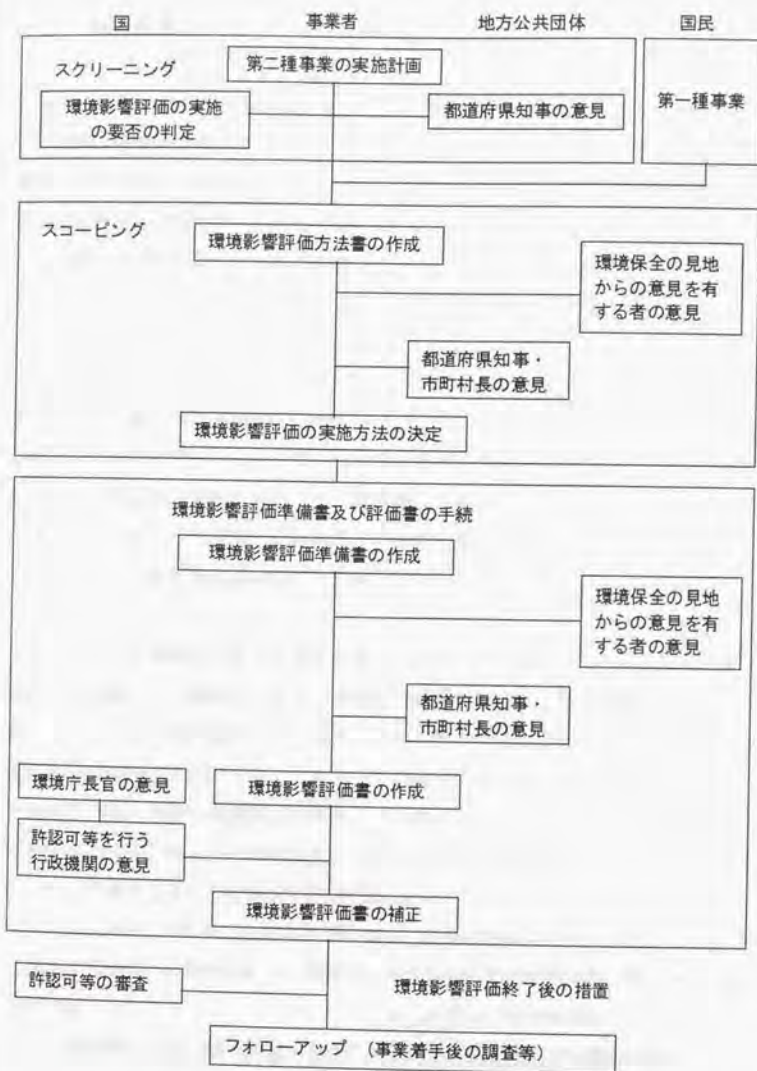


図 2-3-2 環境影響評価法の手続等の流れ

出典：環境庁企画調整局編（1998）

2) 日本の環境影響評価制度の環境影響評価書の記載内容

閣議決定要綱では、対象事業は、基本的に大規模事業に限られており、規定されていない規模、種類の事業が環境に深刻な影響を与えることがわかっていても実体的に規定された同要綱では調査の対象とすることはできない。調査対象としては、典型7公害（大気汚染、水質汚濁、騒音、振動、悪臭、地盤沈下、土壌汚染）と自然環境の5要素（動物、植物、地形・地質、景観、野外レクリエーション他）とやはり実体的に規定されている。ここでは、特定の公害項目に重点が置かれていること、生態系という総合的な視点がないことが指摘できる。

閣議決定要綱によると、「自然環境の保全については、原生の自然地域、学術上、文化上特に価値の高い自然物等のかけがえのないもの、すぐれた自然風景や野生動物の生息地、野外レクリエーションに適した自然地域等の良好な自然等のそれぞれの特性に応じた適性な保全に係る事項について調査等を行なうものとする」とされているが、原生自然などのきわめて純粋な自然生態系の保存に重点がおかれ、谷戸、水田、二次林、里山といった都市周辺部の身近な自然についてはその価値が認められていないことがわかる。

日本における自然環境分野の環境影響評価技術マニュアルとしてもっとも総合的で一般的な教科書として使われており、環境庁の推薦している「自然環境アセスメント技術マニュアル（自然環境研究センター）」から、日本の環境影響評価における生態系に関する記載内容を分析してみた。表2-3-1に同マニュアルの構成と頁数を示した。本マニュアルは、地形・地質編、植物編という章ごとに、それぞれの環境影響評価の手順を示している。表2-3-2に生態系に特に関係の深い植物編についての構成と頁数を示した。動物編もほぼ同じ構成と頁数である。

同マニュアルは、1995年に出版されたもので、比較的新しいものである。この全617頁（目次等は省略）の説明の中で、植物編120頁の30頁は参考資料で残りの90頁が実際の手順について示している。この中で「保全対策及び継続調査の検討」を見てみると、保全対策で3頁、継続調査で1頁、そして補足説明として米国のCEQのミティゲーションの定義が1頁に掲載されているのみで、保全対策、即ち、ミティゲーションに関する基本理念も具体的な指針も示されていない。実は、本マニュアルのような環境影響評価全体の中に占めるミティゲーションの割合、重みづけについては、実際

の日本の環境影響評価書の構成も同様であり、数百頁の環境影響評価書に占めるミティゲーションの記述は数頁というものが実情である。

表 2-3-1 自然環境アセスメント技術マニュアルの構成

番号	項目名	頁数
1	総括	13
2	地形・地質編	72
3	植物編	120
4	動物編	100
5	景観編	142
6	野外レクリエーション編	77
7	参考資料	93
合計		617

出典：自然環境研究センター（1995）

表 2-3-2 自然環境アセスメント技術マニュアルの植物編の構成

番号	項目名	頁数
1	地域概況調査	23
2	現況調査計画の立案	7
3	現況調査	21
4	補足調査	1
5	保全目標の設定	7
6	予測	10
7	保全目標の達成の程度の確認	7
8	保全対策及び継続調査の検討	5
9	環境アセスメント書のとりまとめ	1
10	完了の確認	1
合計		90

出典：自然環境研究センター（1995）

環境影響評価法においては、閣議決定要綱にあった環境現況、予測される影響などの項目の他に、「環境の保全のための措置」として明確にミティゲーションを環境影響評価書に記載することが義務付けられた（同法 14 条）。また、閣議決定要綱の「動物・植物」に「生態系」や「人と自然との触れ合いの活動の場」という要素が加わり、従来の貴重種偏重の環境影響評価ではなく、生態系全体を捉えたより総合的なミティゲーションが出てくる可能性は高くなった。しかし、米国や香港にみるように基本的な考え方を明確に示すことが必要である。

3. 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの定義

ここでは、これまでの日本の国レベルの環境影響評価制度に規定されているミティゲーションの定義に着目し、その変遷を分析した。

1) 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーション規定の変遷

国の事業に関して環境影響評価の方針を示した1972年の「各種公共事業における環境保全対策について」(閣議了解)は、日本で最初の国レベルの環境影響評価の取り組みである(環境庁, 1993)。それから1997年の環境影響評価法にいたるまで、複数の国レベルの環境影響評価にかんする規則などが出されている。表2-3-3に関係規則における環境影響評価の定義又は目的の抜粋とそこから読みとれるミティゲーションの位置づけの変遷を示した。

1969年に米国の国家環境政策法(NEPA)による世界最初の環境影響評価制度の誕生は、公害問題への反省とともに、日本への環境影響評価制度導入のきっかけとなり(原科, 1994)、1972年にミティゲーションそのものに関する「各種公共事業に係る環境保全対策について」が閣議了解された。

1974年の「環境影響評価の運用上の指針について」で環境保全水準(環境基準)による評価の妥当性が示されたのを境に、日本の環境影響評価の重点はミティゲーションの検討・実施から、環境基準の達成に移っていったと考えられる。環境基準は環境汚染が既に進行しているところでの改善には役立つが、維持されるべき環境の質を示すものとしてはもともと微力なものである(日本化学会, 1979)。このような制度では環境保全目標達成と事業の許認可の関係が曖昧で混同されやすい(東海林, 1997)ばかりでなく、大気や水質と異なり、質的な目標が量的な目標に置き換えられてこなかった自然保護分野(OECD, 1991)については、実質的なミティゲーションの検討が困難となる。

また「評価」は「環境保全対策」を踏まえて行うため、開発による環境への悪影響、それに対するミティゲーション提案、ミティゲーションを実施しても残る悪影響がそれぞれ明確化されないままに、「～という環境保全対策を講じるので環境影響はない」という本末転倒型の非論理的表現が一般化した。これは、日本の環境影響評価制度の「構造的欠陥」である(島津, 1993)。

1990年代に入ると、「環境基本法制のあり方について」（1992）にみるように、ふたたび環境影響評価の定義や目的にミティゲーションの理念が位置づけられている。これは、環境影響評価に対する認識が変わったというよりも、環境基本法や環境基本計画の登場にみられるように、日本の環境保全政策が従来の省庁別の縦割りので公害対策に代表されるような対症療法的なものが中心であったことに対する反省から、生態系における水や物質などの循環の保全を基盤とした、総合的な環境計画の重要性を再認識し始めたことを反映していると考えられる。このような動きは、持続可能な開発（Sustainable Development）の提唱、地球サミット（UNCED）、アジェンダ21（Agenda21）、などに代表される地球環境問題ムーブメントとでもいうべき海外の活発な動きと無関係ではなかった。

1997年6月13日、OECD加盟国で最後（環境庁環境影響評価研究会、1996）となってしまった日本の環境影響評価法が公布された。同法は、ミティゲーションを「環境の保全のための措置/配慮」として表現しており、従来の閣議決定要綱に比較すればより明確にミティゲーションを位置づけている。同法第3条には、「（国などは）事業の実施による環境の負荷をできるかぎり回避し、又は低減することその他の環境保全についての配慮が適正になされるようにそれぞれの立場で努めなければならない。」とあり、ミティゲーションの具体的方策として「回避」や「低減」があることを明示している。また第33条から38条にかけては「環境の保全のための配慮」に関しての審査、フォローアップについて規定しており、従来の閣議決定要綱に比べると、依然として不明瞭さは残るが前進したものととなっている。

環境影響評価法は、法公布後2年を超えない範囲（1999年6月）で施行されることになっており、それまでに、必要事項を政省令等により定めることとされている。そのうち、環境保全措置等に関する指針については、「環境影響評価の基本的事項にもりこむべき事項」（略して、「基本的事項」と称される）が1998年11月に環境庁から出された。「基本的事項」においてミティゲーションの定義に関連する部分を、表2-3-4に示した。

この内容で特筆すべきは、これまでの環境基準との適合性を評価の根拠としていた環境影響評価ではなく、むしろ環境保全措置（即ち、ミティゲーション）に対する事業者の努力が評価の対象として重要視されている。また、「回避→最小化→代償」という米国や香港のミティゲーションの優先順位と内容と同様な考え方が不完全ながら示されている。これによって、今後は、環境影響評価においてミティゲーションがさらに重要になるとともに、そのあり方についても議論が高まるものと期待される。しかしながら、「基本的事項」

におけるミティゲーションの規定については、いくつかの重要な問題もある。

まず、1点目は、「回避」と「低減」という用語が、すべて「回避又は低減」というように必ず対で使われているが、この二者の明確な定義がなく、それぞれの違いが明らかにされていない。また、「低減」と米国の NEPA でいう「最小化」の関係が不明である。「最小化」という用語の代わりに「低減」という用語を用いたことによって、事業者のミティゲーション義務を曖昧にしてしまう。表 2-3-5 は、「基本的事項」の「調査、予測及び評価の手法の選定に関する事項」にある「環境影響の回避・低減に係る評価」の抜粋であるが、これだけではまだ漠然としており、さらに詳細に回避及び低減のそれぞれについて評価の在り方を規定する必要があるだろう。

表 2-3-5 基本的事項による「回避・低減」の考え方

□環境影響の回避・低減に係る評価

建造物の構造・配置の在り方、環境保全設備、工事の方法等を含む幅広い環境保全対策を対象として、複数の案を時系列に沿って若しくは平行的に比較検討すること、実行可能なより良い技術が取り入れられているか否かについて検討すること等の方法により、対象事業の実施により選定項目に係る環境要素に及ぶおそれのある影響が、回避され、又は低減されているものであるか否かについて評価。

なお、これらの評価は、事業者により実行可能な範囲内で行なわれること。

出典：「基本的事項」（下線は筆者による）

2点目は、提案されている環境保全措置を実施しない場合の環境影響が明確にされていないことである。これでは、事業者の努力分の環境保全措置の効果が曖昧になってしまう恐れがある。環境影響については、当該環境保全措置を実施する場合の環境影響と併に、実施しない場合の環境影響を明示する必要があるだろう。

3点目は、代償ミティゲーションの位置付けが曖昧であることである。本「基本的事項」に基づいて公布された環境影響評価法施行規則（1998）では、代償ミティゲーションに相当する「代償措置」について、表 2-3-6 のように規定している。同施行規則第 14 条では、代償措置は「必要に応じ」で行なうものであることを示している。これは、開発事業というものはその種類や規模にかかわらず、何らかの環境影響を及ぼすものであり、これらの環境影響に対して、回避及び最小化ミティゲーションを実施しても、必ず回避も最小化もできないで残る環境影響が存在するという現実とは食い違う規定になっている。今後、こ

の「必要に応じ」の解釈を明示していく必要がある。

同施行規則第14条4は、「回避・低減→代償」という、代償ミティゲーションよりも回避又は低減ミティゲーションの検討が優先されて実施されるべき旨が示されており、日本の環境影響評価制度で初めてミティゲーション方策の基本的な種類と優先順位が明らかにされたものであり、従来の制度に較べるとかなりの前進だといえる。しかしながら、前述したように「回避」と「低減」の相違、「最小化」(minimize)という表現を使わずに「低減」(reduce)という表現を使った真意等が明確にされる必要がある。

同施行規則第14条5では、脆弱な生態系を念頭にして規定されている条文のように見受けられるが、消失する生態系及び創出する生態系の位置、環境要素の種類・内容を明示することが規定された。これは、代償ミティゲーションの本質に係わる条項であり、これらの情報の明示が規定されたことは、消失していく生態系に対する代償ミティゲーションの可能性を認めたものと評価できる。今後は、「損なわれる」、「創出」、「位置」、「環境要素の種類」、「環境要素の内容」等について基本的な考え方が提示されていく必要がある。その場合、本研究の対象となったような米国や香港などの代償ミティゲーション先進国の代償ミティゲーションに関する膨大なガイドライン、マニュアル、研究、プロジェクト例等を参考にすることが重要であろう（なお、同施行規則における代償ミティゲーションの在り方の詳細については「第4章 総合考察と代償ミティゲーションの展望、第3節 代償ミティゲーションの今後の可能性と展望」を参照されたい）。

表 2-3-6 環境影響評価法施行規則による「代償措置」の考え方

□第14条（環境保全措置の検討）2

～環境影響を回避し、又は低減させる措置を検討し、その結果を踏まえ、必要に応じ、損なわれる環境の有する価値を代償するための措置（代償措置）を検討しなければならない。

□第16条4

代償措置にあつては、環境影響を回避し、又は低減させることが困難である理由（を明らかにしなければならない。）

□第16条5

代償措置にあつては、損なわれる環境及び環境保全措置により創出される環境に関し、それぞれの位置並びに損なわれ又は創出される当該環境に係る環境要素の種類及び内容（を明らかにしなければならない。）

出典：環境影響評価法施行規則（1998）（下線は筆者による）

表 2-3-3 日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置づけの変遷

成立年月日 規則等の名称	規則等にあるEIAの定義又は目的に関する部分の抜粋	ミティゲーション（環境配慮） の位置づけに対する筆者のコメント
1972.5.6（昭和47年） 「各種公共事業等に係る環境保全対策について」（閣議了解）	国の行政機関は、その所掌する公共事業について、当該公共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及び程度、環境保護の防止策、代替案の比較検討等を含む調査検討を行うものとする。その結果を徴し、所要の措置を敢行する等の指導を行うものとする。	もともと、深刻な公害問題の反省から生まれた未然防止の思想による「環境保全対策」についての関心であるため、ミティゲーションは明確に位置づけられている。
1974.6.24（昭和49年） 中央公害対策審議会 「環境影響評価の運用上の指針について」（中間報告）	ここで環境影響評価とは、開発行為が火災、水、土、生物等の環境に及ぼす影響の程度と範囲、その防止策について、代替案の比較検討を含め、事前に予測と評価（両評価を含む）を行うことをいうものである。 我が国の環境影響評価においては、従来から開発のメリットとデメリットを比較衡量するという考え方は取り入れられていない。これは、わが国における環境問題においては、人の健康に係る被害に代表されるような深刻な公害問題への対応が中心的な課題とされてきたことから、このような絶対的価値を他の経済的価値と比較衡量すること自体国民感情のうえからも受け入れられにくいという背景に高ぶるものである。したがって、我が国の環境影響評価においては、健康保全と環境保全水準を適切に設定し、これと関係して環境影響を系統的に評価することが極めて重要な課題である。	ミティゲーションは「防止策」として明記されているものの、環境基準を「評価」の根拠とすることを正当化するため、負のインパクト（問題）とミティゲーション（解決策）のバランスにより事業を評価するという本来のEIAの姿からは離れていった。また、自然環境など量的基準が未整備なものについてはミティゲーションが検討されなくなった。 手続き的（procedural）ではなく、実体的（substantive）なアプローチ（例：環境基準）では、規制されないことと漏れ一抜けとなる。1990年代になるまで、わが国のEIA制度はきわめて実体的に運用された。
1979.4.10（昭和54年） 中央公害対策審議会 「環境影響評価制度のあり方について」（各申）	環境保全を図るためには、環境に著しい影響を及ぼすおそれのある事については、まず環境影響評価を行い、環境汚染を未然に防止することが必須の条件となるのである。 この制度に盛り込むべき主要な事項は次のとおりである。(1)対象事業、(2)EIA実施主体、(3)事業者の行う調査、予測及び評価の範囲並びに事業者の行う手続きの範囲、(4)国及び地方公共団体の役割又は機能、(5)関係地域の住民の関与のルール 環境影響評価制度は、事業者が、事業の計画決定に際して、当該事業の実施が環境に及ぼす著しい影響について調査、予測及び評価を行い、その結果等をもとに環境影響評価制度の案について、関係行政機関及び関係地域の住民の環境保全上の意見を求めるための手段を主として定める制度とすべきであると考えられる。	環境問題ではなく「環境汚染」としているところからわかるように、特に公害被害が対象とされていた。また、すべての環境問題が「未然防止」でできるわけではなく、必ず何らかの悪影響を及ぼす。環境に悪影響のない開発事業はないとすると、「未然防止」だけでは制度としては不完全である。 「調査、予測及び評価」＝EIAと認識されており、ミティゲーションは位置づけられていない。ここでは、EIAは計画のツールではなく、環境問題のツールとして認識されており、事業者がEIAを単なるコストとした認識がこのあたりにある。
1984.8.23（昭和59年） 「環境影響評価の実施について」（閣議決定要綱）	事業者は、対象事業を実施しようとするときは、対象事業の実施が環境に及ぼす影響について、調査、予測及び評価を行い、次に掲げる事項を記載した環境影響評価準備書を作成すること。(1)氏名・住所、(2)事業目的・内容、(3)調査結果概要、(4)対象事業の実施による影響の内容及び程度並びに公害の防止及び自然環境の保全のための措置、(5)事業の実施による影響の評価	前項の「各申」に比べるとミティゲーションが明確に認識されている。しかしながら、「調査、予測及び評価」＝EIAという固定化が確立してしまっただけであり、この時点でEIA制度は、ほとんどミティゲーションに関する記述はなかった。（→通称「アウセメント」）
1984.11.27（昭和59年） 「環境影響評価に係る調査、予測及び評価のための基本的事項」（環境庁長官決定）	公害項目の評価に際しては、公害防止のための措置の検討結果を踏まえ、環境基準に照らして評価を行う。 自然項目の評価については、その状態変化を定量的又は定性的に予測し、その重要さに応じた保全上の水準を考慮して評価するものとする。	環境基準が設定しにくい自然項目のミティゲーション規定が不明確である。ミティゲーションを踏まえた評価方式では、もともと公害の事業による影響、ミティゲーション導入後の影響等の違いが明確にされない。
1993.11.19（平成5年） 環境基本法（法律）	国は、環境に影響を及ぼすと認められる施策を策定し、及び実施するに当たっては、環境の保全について配慮しなければならない。 国は、土地の形状の変更、工作物の新設その他これらに類する事業を行う事業者が、その事業の実施に当たりあらかじめその事業に係る環境への影響について自ら適正に調査、予測または評価を行い、その結果に基づき、その事業に係る環境の保全について適正に配慮することを推進するため、必要な措置を講ずるものとする。	ミティゲーションの概念が位置づけられている。本法に基づき閣議決定された環境基本計画（1994）には、「国の実施する社会資本等の整備のための公共事業については、計画段階からその実施が環境に及ぼす影響について調査・予測を行うなど環境保全上の検討を行い、適切な配慮を講ずる。」とある。
1997.2.10（平成9年） 中央環境審議会の答申 「今後の環境影響評価制度の在り方について」（各申）	環境影響評価制度は、事業者自らが、その事業計画の熟度を高めていく過程において十分な環境情報のもとに適正に環境保全上の配慮を行うように、関係機関や住民等、事業者以外の者の関与を求めつつ、事業に関する環境影響について調査・予測・評価を行う手続きを定めるとともに、これらの結果を当該事業の許可等の最終決定に適切に反映させることを目的とする制度である。	EIAの目的として、ミティゲーション（環境配慮）を行うことが明示されている。さらに、「評価に当たっては、環境基準等の行政目標をクリアしているかどうかだけではなく、環境影響を及ぼす限り回避し、軽減するよう環境に配慮する観点から評価する視点を取り入れること。」とある。
1997.6.13（平成9年） 環境影響評価法（法律）	「環境影響評価」とは、事業の実施が環境に及ぼす影響について環境の保全に資する項目ごとに調査、予測及び評価を行うとともに、これらを行う過程においてその事業に係る環境の保全のための措置を検討し、この措置が講じられた場合における環境影響を総合的に評価することをいう。	ミティゲーション検討が位置づけられている。しかし、ミティゲーションが講じられることを前提とした評価を認めている点で、従来制度と変わらぬ。前述したような影響の違いが明確にされないことにより、実質的なミティゲーションの形成が図られずおそれがある。

出展：田中（1998a）

表 2-3-4 「基本的事項」における環境保全措置指針

1 一般的事項

環境保全措置は、対象事業の実施により選択項目に係る環境要素に及ぶおそれのある影響について、事業者により実行可能な範囲内で、当該影響を回避し、又は低減すること及び当該影響に係る各種の環境の保全の観点からの基準又は目標の達成に努めることを目的として検討。

2 環境保全措置の検討にあたっての留意事項

環境保全措置の検討にあたっての留意事項を環境保全措置指針において定めると。当該留意事項には、次に掲げる事項が含まれるものとする。

(1) 環境保全措置の検討に当たっては、環境への影響を回避し、又は低減することを優先するものとし、これらの検討結果を踏まえ、必要に応じ当該事業の実施により損なわれる環境要素と同種の環境要素を創出すること等により損なわれる環境要素の持つ環境の保全の観点からの価値を代償するための措置（代償措置）を検討。

(2) 環境保全措置は、事業者により実行可能な範囲内において検討されるよう整理。

(3) 環境保全措置の検討に当たっては、次に掲げる事項を可能な限り具体的に明らかにできるようにすること。

ア 環境保全措置の効果及び必要に応じ不確実性の程度

イ 環境保全措置の実施に伴い生ずるおそれのある環境影響

ウ 環境保全措置を講ずるにもかかわらず存在する環境影響

エ 環境保全措置の内容、実施期間、実施主体その他の環境保全措置の実施の方法

(4) 代償措置を講じようとする場合には、環境への影響を回避し、又は低減する措置を講ずることが困難であるか否かを検討するとともに、損なわれる環境要素と代償措置により創出される環境要素に関し、それぞれの位置、損なわれ又は創出される環境要素の種類及び内容等を検討。

(5) 環境保全措置の検討に当たっては、環境保全措置についての複数案の比較検討、実行可能なより良い技術が取り入れられているか否かの検討等を通じて、講じようとする環境保全措置の妥当性を検証し、これらの検討の経過を明らかにしているよう整理。

(6) 選定項目に係る予測の不確実性が大きい場合、効果に係る知見が不十分な環境保全措置を講ずる場合等において、環境への影響の重大性に応じ、工事中及び供用後の環境の状態等を把握するための調査（以下「事後調査」という。）の必要性を検討するとともに、事後調査の項目及び手法の内容、事後調査の結果により環境影響が著しいことが明らかとなった場合等の対応の方針、事後調査の結果を公表する旨等を明らかにできるようにすること。

なお、事後調査を行なう場合においては、次に掲げる事項に留意。

ア 事後調査の項目及び手法については、事後調査の必要性、事後調査を行なう項目の特性、地域特性等に応じて適切な内容とするとともに、事後調査の結果と環境影響評価の結果との比較検討が可能になるように設定。

イ 事後調査の実施そのものに伴う環境への影響を回避し、又は低減するため、可能な限り環境への影響の少ない事後調査の手法を選定し、採用。

ウ 事後調査において、地方公共団体等が行なう環境モニタリング等を活用する場合、当該対象事業に係る施設等が他の主体に引き継がれることが明らかである場合等においては、他の主体との協力又は他の主体への要請等の方法及び内容について明らかにできるようにすること。

4. 地方公共団体の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

ここでは、都道府県レベルの制度（条例及び要綱）を対象として、既存資料の収集・整理及びアンケート・インタビュー調査により、同制度におけるミティゲーション規定について把握した。調査内容は、同制度の「定義」又は「目的」、並びに「手続き」において、ミティゲーションに関する規定が明示的であるか否かを確認した。同時に、同制度の実際におけるミティゲーション提案の状況を把握するために、既存の環境影響評価報告書の調査を併せて行った。

1997年5月1日現在、47都道府県のうち、環境影響評価を制度化していないのは岩手県、奈良県、佐賀県、熊本県、大分県の5県であり、他の42都道府県は環境影響評価制度を有している。

この42都道府県のうち、環境影響評価制度を条例として整備しているのは、北海道、埼玉県、東京都、神奈川県、岐阜県の4道県であり、その他の38県は条例よりも強制力の弱い要綱として整備している。現在、国の環境影響評価法が国会で審議中であるが（5月6日衆議院通過）、まったく制度化していない地方公共団体や要綱としてしか制度化していない地方公共団体も、法制化の結果をみて制度化あるいは条例化を行う予定であるところがほとんどである。

42都道府県の環境影響評価制度を調査した結果、ミティゲーションに関して以下のようない般的な傾向があることが判明した。

- (1) 制度の「定義」又は「目的」においては、環境影響評価におけるミティゲーションの役割は表現されている。
- (2) 制度の「手続き」においては、ミティゲーションの具体的内容やミティゲーション計画策定の方法等のミティゲーション提案が形成されるための具体的指針はほとんど示されていない。
- (3) 環境影響の「評価」の仕方については、「環境保全対策」を踏まえて評価できることになっている。
- (4) ミティゲーションが提案通りに行われたかを審査するメカニズムが不十分である。

環境影響評価制度の「定義」あるいは「目的」については、ほとんどの都道府県における環境影響評価の目的の項において「～環境の保全について配慮がなされることを期し、もって県民の健康で文化的な生活の確保にすることを目的とする。」という表現が一般的であった。ここでいう「環境の保全についての配慮」はミティゲーションの意味に相当することから、同制度の「定義」や「目的」レベルにおいては、ミティゲーションが環境影響評価の結論的な部分として認識されている。このレベルでの「環境の保全についての配慮」は、環境影響を防止するための広範な施策を含んでおり、環境影響の「回避」、「最小化」、「代償」の3つの段階も含まれている考えることが可能である。

同制度の「手続き」については、「環境の保全についての配慮」の内容、方法等の具体的な指針は条例又は要綱には示されていない。しかし、ほとんどの都道府県において、より具体的な環境影響評価の実施方法を示した技術指針と呼ばれる実施マニュアルを策定しており、半数程度の都道府県が技術指針の中に「環境保全対策」の記載方法を盛り込んでいるが具体的な内容に乏しいのが現状である（日本総合研究所、1994）。

例えば、山梨県環境影響評価等技術マニュアル（1992）では、すべての環境影響評価対象事業の環境保全対策の検討内容として、表2-3-7の項目が挙げられている。

表2-3-7 地方公共団体環境影響評価技術マニュアルにおける環境保全対策の規定

ア.	対象事業の実施地域尾及び各種施設の位置
イ.	造成等に係る工事の実施方法（工法、実施時期等）
ウ.	設置施設の種類、規模、構造及び利用方法（仕様燃原料の種類、利用時期等）
エ.	公害防止施設の種類、規模、構造及び仕様方法（地下水汚染防止のために講ずる措置等も含む。）
オ.	自然環境の保全の措置（植物の植栽等集計緑化対策、自然環境の復元、動物及び植物の良好な保護対策）
カ.	その他（周辺地域の土地利用転換等）

出典：山梨県環境影響評価等技術マニュアル（1992）

これらのうち、アからウまでは環境保全対策を行うべき環境影響の要因となるものの前提条件に過ぎず、ミティゲーションについての説明ではない。エ及びウのみがミティゲーションに相当するが、具体的な指針は括弧書きの中の例だけである。

また、同マニュアルでは、大気、水質、植物、動物等の調査項目別に環境保全対策の指針を示しているが、表2-3-8に示すのは「植物」に関するものである。

表 2-3-8 地方公共団体環境影響評価技術マニュアルの「植物」に対する環境保全対策

- ア. 貴重な群落等の造成区域からの除外
- イ. 貴重種等の、同様の生育環境を有する地域への移植
- ウ. 伐採区域の樹木の移植
- エ. 造成区域の表層土の保全、再活用
- オ. 林縁部におけるマント植栽（気象害に強い森林育成）、防風ネット、防風堀等の設置
- カ. 現存植生、洗剤植生等地域の植生を考慮した植栽、緑化
- キ. 造成後の樹林地の適正な管理
- ク. 貴重種等のモニタリングの実施

出典：山梨県環境影響評価等技術マニュアル（1992）

この指針には、まず、回避できる影響源は回避し、回避できないものについては最小化し、回避も最小化もできないものについては代償する、というような基本的な環境保全対策の理念、即ち「手続的」な優先順位が示されておらず、「実体的」に環境保全対策の例が羅列されているに過ぎない。このような「実体的」制度では、漏れや抜けが生じ、予測できない事態の発生に対しての柔軟な対応が不可能になる。（田中、1995b）

この段階での「環境保全対策」は、本来的には、同制度の定義や目的でいう「環境の保全についての配慮」（即ち、ミティゲーション）と同等のものでなければならないが、技術指針あるいは実際の環境影響評価報告書における「環境保全対策」では、ミティゲーションの「回避」と「代償」を除いた「軽減」だけの意味として使われているのが現状である。つまり、条例や要綱でのミティゲーションの理念は、その条例や要綱の実施マニュアルにおいて、より狭義のミティゲーションの概念にすり換わっている。

一方、このように具体的なミティゲーション提案の方法が明記されていないにも関わらず、核心部である環境影響の「評価」部分においては、すべての環境影響評価制度保有都道府県制度において、「環境保全対策」を踏まえて評価することが可能になっている。例えば、前出の山梨県環境影響評価等技術マニュアルでは、「評価は、～具体的には現状調査及び予測の結果に基づき、地域の特性、環境の保全のために講ずる措置、環境基準等環境配慮のための諸指標等を勘案して、予測及び評価項目別に対象事業の実施が官許に及ぼす影響の内容及び程度について評価する。」と規定されている。このような規定のため、「環境保全対策」が施されない場合の当初の開発計画の環境に与えある影響についてはまったく評価することなしに（即ち、住民に情報公開することなしに）、「～という環境保

全対策を講じるので、環境影響はない」という本末転倒型の評価が定着している。これは、環境影響評価制度の「構造的欠陥」といえるものである（島津，1993b）。

しかも、前述したとおり、ミティゲーション提案の具体的な方法は示されていないために、実質的で効果のあるミティゲーションが提案されることはなく、具体性に欠け、極めて曖昧な表現による環境保全対策が前後の脈絡なく唐突に提案されている。

最後に仮に有効なミティゲーション提案が行われたとしても、その提案どおりミティゲーションが実施されるかどうかをチェックする機構が不十分であることが判明した。何らかの事後手続き（フォローアップ）を規定しているのは30都道府県あり、その具体的な内容は行政指導・勧告と公表であり、罰則を規定しているところはない。

欧米の環境影響評価先進国においては、フォローアップとは、次の3つを目的としている（田中，1996）。

- (1) 事業認可における条件としての提案されたミティゲーション計画が確実に実行されているかを確認するため。
- (2) 予測した結果よりも実際の環境影響が深刻になった場合に対処するため。
- (3) 予測手法が不確実なものであった場合、その予測手法の妥当性をチェックするため。

「環境影響評価手続きの中で明らかにされる情報に基づいて環境保全対策を検討することは、環境影響評価制度の本旨である」（環境影響評価制度総合研究会，1996）ならば、上記の(1)がフォローアップの中で最も重要な目的でなければならない。しかしながら、日本の都道府県レベルの制度では、(1)を明確にフォローアップの目的としているところは、わずかに岐阜県と大阪府だけであった。むしろ、(3)の理由が一般的であり、日本の制度が環境現況把握と将来の環境影響予測に重点が置かれていることを裏打ちしている。

42 都道府県の環境影響評価メント制度では、実質的なミティゲーションの提案及び実施を誘導する規定は存在しないことが判明した。このままでは、環境影響評価メント制度の有効性は低いままであろう。

本来、環境影響評価における「評価」とは、当該開発計画がない場合の環境影響と当該

開発計画を実行する場合の環境影響を明らかにし、後者の影響に見合うだけの環境配慮（ミティゲーション）を事業者が提言し、それが第3者から見て、バランスがとれているかどうかを「評価」するものでなければならない。今回、調査した42都道府県の制度では、このような環境影響と環境配慮の「バランス」を「評価」するのではなく、環境影響のみを評価する制度になっている。環境影響のみを評価すればどうしても「影響がある」という結論になる。しかし、そういう結論は事業者は出せないため、「環境保全対策」を踏まえて「影響がない」という本末転倒の表現になるのであろう。

現在、神奈川県を始め、兵庫県、山梨県、愛知県、山口県、広島市等で、環境影響評価制度におけるミティゲーションの重要性を再認識し、より詳細なミティゲーション規定を設けようとしている。環境に影響を与えない開発などまず存在しないということ、それだからこそ、より具体的で実現可能なミティゲーションを提案・実行することこそが、環境影響評価制度の存在意義であることを再認識し、環境影響評価制度にミティゲーションの理念を明確に規定することが重要である。

第3章 ウェットランド代償ミティゲーションのケーススタディ

前章では、ミティゲーションの対象となる環境影響の存在を明かにし、かつ具体的なミティゲーション事業を形成するメカニズムは環境影響評価制度であるとの考えから、米国、香港及び日本の環境影響評価制度と同制度におけるミティゲーションの位置付けについてそれぞれの実態を明かにした。その結果、ミティゲーションは環境影響評価制度に位置付けられるべきもので、その方策は、「回避」、「最小化」、「代償」があり、また、その順で検討することが望ましく、本研究のテーマである「代償」ミティゲーションは、最終的に残る影響に対する最後の手段であるべきことが明らかになった。

本章では、米国、香港及び日本において実際に行なわれているウェットランド代償ミティゲーション事業に焦点を当て、それぞれの事業について、根拠となった開発事業及びその環境影響評価の概要、代償ミティゲーションの対象となる環境影響、代償ミティゲーションの条件、実施された代償ミティゲーション事業などの分析を通して、代償ミティゲーションの実態を明かにしてみた。

第1節 米国のウェットランド代償ミティゲーション

ここでは、米国のウェットランド代償ミティゲーションの現状を明らかにすることを目的として、米国における実際のウェットランド代償ミティゲーション事業の実態とその背景と特色について分析した。

1. 米国におけるウェットランド代償ミティゲーション事例

1) 概要

本事例は、米国カリフォルニア州ヨーロー郡における民間デベロッパーによるリゾート開発によって消失する、湿地や河辺林を含む貴重な河辺生態系を保全する目的の代償ミティゲーションである。本事例は、河辺生態系を対象とした代償ミティゲーションとしては、全米最大規模（50ha）のものである。代償ミティゲーションの内容と

しては、消失する湿原と同様な湿原を、同じ河川沿いの上流 13km のオフサイトにおける畑（畑に開発される前は河辺生態系だった）の地形を変え、三日月湖を含む河辺生態系に人為的に復元するというものである。したがって、河辺生態系のオフサイトでインカインドな代償ミティゲーション事例ということができよう。代償ミティゲーション事業は、1984 年から 1986 年にかけて民間の開発デベロッパーによって行なわれた。その結果、貴重な河辺生態系 16.8ha 分の消失に対して、50ha の畑を河辺生態系に復元することになった。集約的な管理を行なったため、生態系復元の速度が速く、代償ミティゲーションの目標を達成した。

2) ミティゲーションの根拠となる環境影響評価など

カリフォルニア州都サクラメント都心部西端に流れるサクラメントリバー沿い（延長 2.4km）の既存のゴルフ場を中心とした 113ha の土地に、住宅（109 軒）、ホテル（500 室）、ショッピングセンター、マリーナ（800 隻）等の都市型リゾートの建設が民間デベロッパーによって計画された（図 3-1-1 及び図 3-1-2）。

本開発は、開発サイトの位置するヨーロー郡（Yolo County）による開発許可の資料として、NEPA（National Environmental Policy Act、国家環境政策法）により EIS（Environmental Impact Statement）の提出が、また、CEQA（California Environmental Quality Act、カリフォルニア州環境質法）により EIR（Environmental Impact Report）の提出がそれぞれ義務づけられた。また開発サイトは、水質浄化法第 404 条（Section 404 of Clean Water Act）及び河川港湾法第 10 条（Section 10 of Rivers and Harbors Act）に規定されている「可航水域（navigable waters）」の改変に相当するため、陸軍工兵隊（U.S. Army Corps of Engineers）の開発許可の資料として、水域の改変の程度とそれに対するミティゲーション提案（環境アセスメント）の提出が義務づけられた。そこで、CEQA で規定されているジョイント EIR/EIS（以下、EIR と略す）（Guidelines Sec. 15226）が 1984 年から 1986 年にかけて実施された（EDAW, Inc., etc., 1986）。この結果はヨーロー郡と陸軍工兵隊に 1986 年に提出され、後述するようなミティゲーションの実施を条件として、1987 年に開発が許可された。



図 3-1-2 開発サイトと代償ミティゲーションサイトの位置図



写真 3-1-1 空中写真（1991 年 7 月 22 日撮影）1:1,000

右側の河沿いの三日月湖が本事例の代償ミティゲーションサイト。

左側に隣接して陸軍工兵隊の代償ミティゲーションサイトが造られている。

3) 明らかにされた生態系への影響とそれに対する代償ミティゲーションの条件

(1) 環境影響評価書の概要と明らかにされた生態系への影響

表 3-1-1 は、1986 年にヨーロー郡と陸軍工兵隊に提出された EIR の大項目を示したものの (EDAW, Inc., etc., 1986) であるが、これによると、開発による影響 (impacts)、影響に対するミティゲーション、どうしても避けられない影響が明確に示されており、これらを客観的に示すことで環境影響に対する評価としており、わが国の環境影響評価書にある「評価」という環境影響の有無を断定する項目はない。また、「代替案の検討」では、代替地による開発から、マリナー、宅地等の個々の開発に対する度合いを変えた 24 の代替案から選ばれた 11 の代替案についての検討を行っており、省略された 13 の代替案についてはその理由が明示されている。例えば、代替地による開発という代替案については、本開発サイト以外には、「サクラメント郡心部に近く、河川沿いのウォーターフロントで、特別な堤防を作ることなく内陸部にマリナーの建設可能な土地が、サクラメントリバー及びその支流の米国ンリバー沿いに存在しない」という理由により、その検討は省略されている。

EIR の結果、開発サイトでは、貴重な河辺林及び野生生物の生息が確認された。

河辺林については、150 年前（白人入植前）には、サクラメントリバー沿いに 202,350ha、幅 7~8km 存在したが、現在ではその 5% 未満しか残っていない (Nielsen, 1989)。EIR では、開発サイトの河辺林（表 3-1-2）は、開発サイトのあるヨーロー郡 (Yolo County) に残る河辺林の 10%、サクラメントリバー沿いに限れば 12.5% に相当し、その影響は甚大であるとされた。

野生生物については、絶滅の危機に瀕する種法 (Endangered Species Act) において連邦レベルの絶滅危急種 (Threatened Species) と指定されている Valley elderberry longhorn beetle (*Desmocerus californicus dimorphus*) (カミキリムシの一種、以下、VELB と略す) を含む 4 種の重要種の生息の可能性が示唆された。そこで、これらの重要種の生息状況に関する追加調査が行われた。VELB については、成虫でも体長約 1cm 程度と小さく、確認することが難しいため、VELB が巣穴を作るエルダベリー (*Sambucus mexicana*) という低木の胸高直径と巣穴の状況に関する詳細調査が実施された (表 3-1-3)。その結果、全体の 61% のエルダベリーが VELB の巣穴として適しており、14% のエルダベリーで実際の巣穴が確認され、このような貴重種のハビタットが消失する影響は甚大であるとされた。

表 3-1-1 ジョイント EIR/EIS の内容

英語タイトル	内容
1.0 Introduction and Summary of Impacts	環境影響のまとめ(各影響についてミティゲーション可能か否か)
2.0 Project Description	開発計画の概要
3.0 Environmental Setting	環境現況(物理的、生物的及び社会文化的側面)
4.0 Impacts and Mitigation	環境影響とミティゲーション(物理的、生物的及び社会文化的側面)
5.0 Growth-Inducing Impacts	成長を促進する影響(人口増加や経済成長とそれに伴うインフラ・ニーズ)
6.0 Cumulative Impacts	累積的影響
7.0 Unavoidable Adverse Impacts	回避できない悪影響(ミティゲーションしてもなお残る悪影響)
8.0 Alternatives to the Proposed Project	開発計画の代替案
9.0 Short-term Use of Man's Environment	人間環境の短期使用の影響(まとめ)
10.0 Irreversible Commitment of Energy Supplies	不可逆的なエネルギー消費
11.0 List of Prepapers	関連する調査報告書(生物調査、湿地調査を含む)

表 3-1-2 開発サイトの植生の面積変化

(単位: ha)

植生タイプ	現況	開発後	消失	備考
カシ林 Oak Woodland	2.2	2.2	0.0	樹高 30m 以上のバレーオーク (<i>Qercus lobata</i>) 優占林で、サクラメントリバーの自然堤防上部に広がる。低木層には、エルダベリーが混じる
コットンウッド林 Cottonwood Forest	22.1	6.6	15.5	高木層はコットンウッド (<i>Populus fremontii</i>)、低木層には、エルダベリーやヤナギ類が混じる。
エルダベリー・サバナ Elderberry Savannah	1.3	0.0	1.3	エルダベリー (<i>Sambucus mexicana</i>) と一年生草本のサバナ状の群落。
一年生草原 Annual Grassland	35.4	0.0	35.4	ゴルフ場から逸出した緑化用イネ科植物が優占する荒地。
農地 Agriculture Fields	16.3	0.0	16.3	ムギ畑。
芝地及び植栽林 Ornamental	35.7	35.7	0.0	開発サイトにもともとあったゴルフ場で、本開発においてそのまま残すもの。
合計	113.0	44.5	68.5	

表 3-1-3 開発サイトにおけるエルダベリーの状況

(単位: 本)

植生タイプ	株数	太い幹を有する 株数	巣穴があった 株数
コットンウッド林	22	20	6
エルダベリー・サバナ	51	26	4
一年生草原	6	2	1
合計	79	48	11

注: 直径 3inch (7.6cm) 以上の幹に巣穴を作る (EDAW, Inc., etc., 1986) ことからそれ以上の幹を持つ株数を調査した

(2) 環境影響評価書に示された代償ミティゲーション提案

EIR では、これらの影響のミティゲーションとして、大径木は残すこと、マリナーの面積を縮小して河辺植生の伐採は最小限に止めること、開発サイトにある VELB が生息するエルダベリーの木をサイト外の適切な場所に移植し、管理することなどの影響を回避、最小化するためのミティゲーションを提言する一方で、回避や最小化だけでは開発による河辺生態系、特に、エルダベリー群落への影響をすべて除くことはできないと判断しており、追加的な代償ミティゲーションの必要性が記載された。その内容は、VELB のハビタットを含む河辺生態系の保全を目的としたオンサイト及びオフサイトの代償ミティゲーションの詳細な計画を、連邦野生生物局 (U.S. Fish and Wildlife Service) と協同で策定し、同局の了承を得ることというものであった。これは、水質浄化法第 404 条の規定における陸軍工兵隊の許認可は、連邦野生生物局からの意見を求める手続きが義務づけられていることが根拠となっている。

同時に、新たな生態系を復元/創造する場合、その土地が消失する生態系と同じくらい成長したものとなるまでに、地域の河辺生態系は減少する問題が指摘された。それに対して、オフサイト代償ミティゲーションの計画策定において影響を受ける生態系と新たに復元/創造される生態系の価値を判断する際に、生物学者による検討会を設置すること、生態系の価値を野生生物のハビタットとしての価値に置き換えて時系列的かつ定量的に評価する方法である HEP (Habitat Evaluation Procedure) (田中, 1998c) あるいは同様な方法を用いることも併せて指摘された。

(3) 開発許認可条件としての代償ミティゲーション

最終的に陸軍工兵隊から出された開発許認可 (Army Corps of Engineers Permit NO. 9051) では、開発により消失する河辺生態系及び VELB などの貴重生物のハビタッ

トを保全する目的で、58.7ha以上の土地の取得とその自然復元としてのオフサイト代償ミティゲーションの実施と管理の条件が含まれた。開発により消失する河辺植生は、コットンウッド林の15.5haとエルダベリー・サバナの1.3haの合計16.8haであり、消失する面積に対して約3.5倍の代償面積が義務づけられたことになる。このミティゲーションに関しては、農地等の既に自然が消失している土地で河辺生態系の復元に適した土地であること、開発サイトのあるヨーロー郡内のサクラメントリバー沿いの土地であること、取得された土地は永久に野生生物のハビタットとして管理されること、ミティゲーション計画は“Riparian Planning Design Manual for the Sacramento River, Chico Landing to Collinsville(1986)”（表3-1-4）に従うこと、ミティゲーション計画には5年間のモニタリング及びメンテナンスの計画を含むこと、毎年のモニタリング報告が必要なこと、ミティゲーション計画の承認された後に事業者はミティゲーション計画の実施に必要な金額と同額程度をデポジットし5年後の評価結果が良ければ事業者に戻還されること（escrow account）などの付帯条件が付けられた。同時に、連邦野生生物局からは、VELBの消失するハビタットに対し、開発サイトのエルダベリーの大径木は周辺の公園等に移植し管理すること、代償ミティゲーションサイトには500本以上のエルダベリーの苗木を十分な広さに植栽し管理することなどの生態学的に詳細な条件が付けられた。

表3-1-4 代償ミティゲーションのマニュアル

タイトル（発行年）頁数	発行元	内容
Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science Volume 1.2 (1989) 645 頁	Association of State Wetland Managers	湿地復元／創造に関する技術的論文及び報告を集めた連邦レベルの論文集。
Habitat Mitigation and Monitoring Proposal Guidelines (1994) 19 頁	陸軍工兵隊	代償ミティゲーション及びモニタリングに関する陸軍工兵隊の連邦レベルの基準。
Riparian Planning Design Manual for the Sacramento River: Chico Landing to Collinsville (1986) 182 頁	陸軍工兵隊 サクラメント局	サクラメントリバー中流・上流の河辺植生の復元植栽技術についてのマニュアル。
Scope of Work, Mitigation Planting and Maintenance Sacramento River Contract 43M (1990) 44 頁	陸軍工兵隊 サクラメント局	北部セントラルバレーのサクラメントリバーに関する代償ミティゲーションの標準的仕様書。

注：ここに挙げたのは、本事例に直接、関係したもののみであり、他にも多くのマニュアルが整備されている。

4) 代償ミティゲーション事業の内容と結果

(1) 代償ミティゲーション事業の内容

ア. プランニング

事業者は1988年に最初の代償ミティゲーションの提案を連邦野生生物局に提出した(LMRD, 1988)。これによると、サイト選定は、土地ブローカーを使い、サクラメントリバー沿いの土地について、土地所有権、売り地かどうか、面積、位置の4点について調査し、可能性の高い15地点について生物学者が地上とヘリコプターから現地調査を行った。しかし、この時点では、売りに出ている土地がなく、同提案では、新たに土地を見つけるか、又は付近でミティゲーション・バンク(予め複数の開発の代償ミティゲーション用地として、あるまとまった土地の自然復元/創造を行い、ミティゲーションの権利を金銭で売買するシステム、田中(1988b)を参照)を経営しているTNC(The Nature Conservancy, 米国最大の環境NGO)に任すかという2つの代替案が提示された。

1989年に、開発サイトの上流13km地点にあるサクラメントリバー沿いの50haの農地(トマト畑)(以後、ミティゲーション・サイトと称する)が売りに出され、そこでの代償行為が陸軍工兵隊によって認められると、事業者は具体的な代償ミティゲーション計画の策定作業に入った。(なお、本ミティゲーション・サイトは先に示した58.7haの条件と比べ、8.7ha少ないが、これに対しては事業者は後に51haの農地における追加的代償ミティゲーションを実施しているが本稿では省略した。)

代償ミティゲーション・プラン作成の第一ステップは、ミティゲーション・サイトの農地開発以前の姿を古い地形図や航空写真から求めると共に、周辺を含む現況調査(植生、フロラ、土壌、地質、地下水)を行い、ミティゲーション・サイトの潜在力を把握した。その結果、ミティゲーション・サイト付近は本来はサクラメントリバーの氾濫原と自然堤防であり、蛇行したサクラメントリバーの三日月湖があったのではないかと推測されたため、周辺のサクラメントリバー沿いに残存する2つの三日月湖調査を行い、水分条件、地形、植生を把握した。その結果、トマト畑は約80年前に開墾され人工堤防により河川と遮断されているが暗渠により河川から水が引かれており、その結果水路沿いに自然性の高い湿性植生が成立していること、ミティゲーション・サイトは地下水位はサクラメントリバーの現堤防で地下1.5m、トマト畑で地下4.3mで通年の地下水供給が可能であること、トマト畑下の土壌はサクラメントリバーの氾

濫原に由来する粘土とシルトからなり水分を保留する能力が高いこと、周辺には自然の河辺林が残されておりそこからの風媒や鳥獣による種子供給が期待できること、などが確認された (Kelly and Green, 1990)。これらの結果を検討した結果、事業者は、三日月湖を中心とした河辺植生から成る河辺生態系の復元/創造というミティゲーション計画素案を連邦野生生物局に提出した。

この素案は、連邦野生生物局によって、土地管理局や野生生物局等の州政府、連邦環境保護庁、オーデュボンソサイアティーやシエラクラブ等の環境 NGO、カリフォルニア大学等の大学・研究機関に縦覧され、専門的意見を受けるとともに、各種のマニュアルやガイドライン (表 3-1-4) を参考にしながらリバイズされ、1990 年に最終的な代償ミティゲーション計画として陸軍工兵隊に認可された。代償ミティゲーション計画のマスタープランを図 3-1-3 に、目標とする植生タイプと植栽樹木について表 3-1-5 に、それぞれ示す。



図 3-1-3 オフサイト代償ミティゲーション・マスタープラン

表 3-1-5 代償ミティゲーション・サイトの植生タイプと樹木植栽本数

(単位: ha, 本, 本/ha)

	植生タイプ	面積	植栽種 (属種)	本数	密度	備考
新規造成部分	カシ林 Oak Woodland	5.7	<i>Sambucus Mexicana</i>	763	50	カシ林, ブラタナス林, エルダベリー・サバナは, 自然堤防の上部のやや乾燥した同様な条件の立地に成立するため, これらを明確に区別して植えることはせず, 三日月湖から離れた場所に複数植栽した。
			<i>Quercus lobata</i>	523	34	
	ブラタナス林 Sycamore Grove	1.2	<i>Platanus racemosa</i>	162	11	
			<i>Fraxinus latifolia</i>	155	10	
			<i>Aesculus californica</i>	140	9	
	エルダベリー・サバナ Elderberry Savannah	8.5	<i>Juglans hindsii</i>	135	9	
	コットンウッド林 Cottonwood Forest	16.0	<i>Populus fremontii</i>	3,700	231	ヤナギ林の外周を囲むように配置。 1991年には, コットンウッド林の一部 (1.6ha) で灌叢がでず, 乾燥したため, 灌叢をやめ, バレーオーク (<i>Quercus lobata</i>) の種子を追加的に蒔いた。
			<i>Acer negundo</i> spp.	356	22	
			<i>Fraxinus latifolia</i>	208	13	
			<i>Sambucus mexicana</i>	158	9	
			<i>Cephalanthus occidentalis</i>	115	7	
			<i>Quercus lobata</i>	66	4	
	ヤナギ林 Willow Thicket	6.1	<i>Salix hindsiana</i>	2,232	366	三日月湖の外周を囲うように配置。コットンウッドに比べ, 群落高は低く, 湖面, ヤナギ林, コットンウッドという階層構造を担った。 ヤナギ類とコットンウッドは2mほどの挿し木による植栽を行った (他は, ポット苗によった。)
			<i>Salix goodingii</i>	1,675	275	
			<i>Salix lasiolepis</i>	555	91	
			<i>Cephalanthus occidentalis</i>	375	61	
			<i>Acer negundo</i>	104	17	
			<i>Fraxinus latifolia</i>	97	16	
			<i>Salix laevigata</i>	38	6.2	
	境界植生 Barrier Thicket	1.8	<i>Rubus vitifolius</i>	5,500	3,056	サイトの外周に侵入防止のため, 棘の多いノバラを植栽した。
			<i>Rosa californica</i>	2,000	1,111	
	三日月湖 Oxbow	6.0	<i>Hibiscus californicus</i>	-	-	<i>Hibiscus californicus</i> を除いて, これらの水生生物は, ミティゲーション・サイトの現存湿地に生育していたものを移植したもの。
			<i>Scirpus californicus</i>	-	-	
			<i>Sagittaria latifolia</i>	-	-	
			<i>Typha latifolia</i>	-	-	
	小計	45.3		19,057	421	
現存部分	コットンウッド林 Cottonwood Forest	3.2	-	-	-	高木層は <i>Populus fremontii</i> , 低木層には <i>Sambucus mexicana</i> が多い。
	湿地 Existing Wetlands	0.5	-	-	-	<i>Typha latifolia</i> , 又は <i>Scirpus californicus</i> が優占。
	クリミ林 Walnut Orchard	1.0	-	-	-	西洋グルミの果樹園は, 野生生物の餌の供給元として残された。
	小計	4.7	-	-	-	
	合計	50.0		19,057	421	

注: 植栽本数は1990年時点のスタート地点のものである。1992年にはこの表以外に2,000本以上の追加植栽を行った。

イ. 生態系復元作業

ミティゲーション・サイトにおける生態系復元作業は植栽植物の準備、土工事、灌漑工事、植栽作業、メンテナンスに分けられる。

代償ミティゲーション計画に基づいて、目標とする植生の構成樹種を、地域の親木からの苗木育成を専門とする造園業者に植栽作業の1年前の1990年に委託し、種子、ポット苗、挿し木の形で準備した。また、草本の種子についても、地域固有種の種を専門に販売している種子会社から後述するカリフォルニア・ポピーを含む9種類の草本のミックスを用意した。

土工事と灌漑工事は、1990年から1991年にかけて行われた。ミティゲーション・サイトの現況はトマト畑でありまったくの平面であったため、表土を保存してから、重機によって三日月湖の形に掘削するなど大規模な土地改変を行った。三日月湖の水を一定させるために最深部を5m以上掘り、地下水から水が自然に供給できるようにした。この地域は年間降水量430mm前後で夏季と乾季が重なるため非常に乾燥しやすく(USDA, 1988)、樹木が根付くまでの間は乾季の人工的な灌漑は不可欠である。地下水をくみ上げる井戸を掘り、タイマーによる自動スプリンクラー、ゴムパイプを通して水を点滴するドリップ方式、日本の水田を模した氾濫方式、水路に水を流す水路方式という4つの方式による灌漑施設を作った。

樹木植栽は1991年から1992年にかけて行われた(表3-1-5)。合計で20種、2万5千本以上の苗と草本層の種子が植栽された。セントラルバレーにおいて希少になっているカリフォルニア・ポピー (*Eschecholzia californica*) 及びカリフォルニア・ハイビスカス (*Hibiscus californicus*) は、それぞれ乾燥した斜面上部と三日月湖内の湿地に播種した。また、三日月湖には、ボウフラ駆除の目的でカダヤシ (*Gambusia affinis*) と、セントラルバレー固有種で希少になっている魚食性のサクラメントバーチ (*Archoplites interruptus*) の2種の魚類を放流した。

植栽後のメンテナンスの内容は、灌漑、雑草除去、土壌浸食防止、食害防止である。半乾燥地域にある本サイトでは、根系が地下水分に届くまでは、人工的に灌漑を行わなければ植栽木は枯死してしまう。また、周辺にはシカやウサギなどが多いため、植栽木の背丈が低い間は食害を受けやすい。そこで、最初の3年は2人の農夫を常時ミティゲーション・サイトに住み込みさせて、24時間体制でのメンテナンスを行った。また、周辺に生息するシカやウサギなどの食害及び人の進入を防止するために、本サ

イトの周りを高さ 3m の鉄製のフェンスで囲った。

なお、本ミティゲーション事業費は 1991 年から 1992 年までの 6 年間で 3 百万ドル（内、土地購入費は 60 万ドル）かかったと推定される。これは、1ha 当たり 6,000 ドル、土地購入費を抜かして 1ha 当たり 48,000 ドルである。Dennison(1996)が適切な費用として紹介しているデラウェア州の事例では、1ha 当たり 22,000 ドル、土地購入費を抜かして 1ha 当たり 21,000 ドルとなっており、ミティゲーションのコストは、サイトの状況、目標とする生態系の種類、地域の違いなどに大きく左右されることが考えられるが、本ミティゲーション事業費は通常の 2 倍以上のコストの代償ミティゲーションであるといえる。

（2）代償ミティゲーションのモニタリングと評価

水質浄化法第 404 条による代償ミティゲーションは、通常、植栽後 5～10 年間のメンテナンスとモニタリング義務が事業者に課せられる（Cylinder, 1995）。本事業では、当初、最初の植栽が終わった 1991 年から 1996 年までの 5 年間のメンテナンスと毎年のモニタリングが義務づけられていた。1991 年に植栽した苗の過半数が灌漑不良のため活着せずに枯死した。そのため、1992 年に大規模な追加植栽を行った結果、1997 年までのメンテナンスとモニタリングが義務づけられた。これに対し、事業者は以下のような代償ミティゲーション・モニタリング計画（Jones & Stokes, 1991）を陸軍工兵隊及び連邦野生生物局に最終的に提出して承された。

モニタリングは植生調査と野生生物調査によった。植生調査は、地上の 16 定点からの写真判読による密度調査を毎年、ミティゲーション・サイト全体の航空写真（1:40）による樹冠密度調査を 1992 年、1994 年、1996 年の 3 回実施した。また、野生生物調査は、1991 年から毎年、6 回鳥類調査を実施し、ほ乳類、は虫類、両生類については、鳥類調査実施時に確認されたものを記載する方法をとった。

モニタリング計画には、代償ミティゲーションの成功基準（Success criteria）を示した。本ミティゲーションでは、植生タイプごとに、通常のメンテナンスを行っていれば獲得できると考えられる 3 年目と 5 年目の達成基準（performance standards）に、本サイトが達しているか否かを判定することを成功基準とした（表 3-1-6）。この判定は、地上と空中からの写真判読によった。

表 3-1-6 代償ミティゲーション・サイトの成功基準

単位: %

植生タイプ	写真判読方法	3年目の 達成基準	5年目の 達成基準
ヤナギ林	樹冠密度	29	67
コットンウッド林	樹冠密度	13	25
境界林	線上密度	60	90
カシ林、プラタナス林、エルダベ リー・サバナ	生存率	設定しない	80
サクラメントリバー沿いの河辺 林	生存率	設定しない	80

本ミティゲーションのモニタリング結果は、3年目の1994年ではすべての林分で基準を満たしており、コットンウッド林では既に5年目の基準を超えている林分もあった。(Jones & Stokes Association, Inc., 1994)。5年目及び最終年である6年目の1997年においてもすべての林分で基準を満たし、1997年に50ha分の代償ミティゲーション義務は完了したと陸軍工兵隊によって認められた。現在、ミティゲーション・サイトは当初からの計画に従ってカリフォルニア州政府(State Lands Commission)に譲渡される手続きが取られている。譲渡が完了すれば、州のnatural preserveのような自然保存地区として、一般人のアクセス及び利用は禁止され、あくまでも野生生物のハビタットとして州政府によって管理されることになる。

なお、本ミティゲーションを含む、北部カリフォルニア地域(San Francisco Bay-Sacramento/San Joaquin Watershed: ほぼカリフォルニア州の北半分)における水質防止法第404条による168の代償ミティゲーション事業について、連邦野生生物局が無作為に30事業(認可)を選び評価調査が行われている(U.S. Fish and Wildlife Service, 1994)。評価は、事業評価(Compliance Rating)と生態系評価(Value Rating)からなり、それぞれ0から10までの採点がなされた。事業評価の採点はミティゲーション義務の達成度合いを%表示するもので、0は0%の達成を10は100%の達成を示す。生態系評価は保全対象種のハビタットとしての価値を示すもので、0はまったく価値がないこと、5は平均的価値があること、10は極めて高い価値があることをそれぞれ示す(表3-1-7)。

この結果によると、量的評価では、開発により悪影響を受ける面積の合計168.1ha

この結果によると、量的評価では、開発により悪影響を受ける面積の合計 168.1ha に対して実際に代償された土地が 217.4ha であり、全体で約 1.3 倍に増加している。河辺生態系がもっとも多い一方、河口干潟 (Tidal Marsh) については、消失する面積に比較して代償された面積の方が少ない。事業評価と生態系評価は似通った結果であるが、河口干潟の評価が両者ともに平均的以上である一方で、河辺生態系の評価は低いという結果になっている。

本研究対象のミティゲーションの評価は、植栽後 2 年目の初期段階であったにもかかわらず、全米で最大規模 (100acres) の河辺生態系ミティゲーション (riparian mitigation) であること、予想以上の早期の植生復元結果と多様な野生生物が利用していることが高く評価され、事業評価で最高の 10 を、生態系評価で 8 の評価を受けた。これは、河川生態系代償ミティゲーションの平均で、事業評価が 5、生態系評価が 3 であることと比較すると、高得点であるといえる。

ちなみに、本ミティゲーションの根拠となったウォーターフロント開発自体は、近年の不動産市場の低迷の影響を受けて、当初の開発計画を大幅に縮小した (Sacramento Bee, 1996)。

表 3-1-7 北部セントラルバレーにおける代償ミティゲーション事業の評価

タイプ 調査結果	Riparian 河辺生態系	Permanent Wetland 通年湿地	Seasonal Wetland 季節的湿地	Vernal Pool 冬雨季プ ール	Tidal Marsh 河口干潟	合計
サイト数 (箇所)	21.0	19.0	16.0	7.0	4.0	67.0
消失面積 (ha)	68.7	18.9	46.8	24.4	9.3	168.1
代償計画面積 (ha)	93.3	42.6	45.8	50.6	10.2	242.5
代償面積 (ha)	79.1	42.5	53.3	34.0	8.5	217.4
事業評価平均点	5	7	7	5	8	-
生態系評価平均点	3	6	4	2	7	-

出典: U.S. Fish and Wildlife Service (1994)

2. 米国におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色

以上、米国におけるウェットランド代償ミティゲーション事業の事例を分析したが、環境影響評価制度において代償ミティゲーションを含むミティゲーションが明確に位置付けられており、環境影響評価の手続きの中で、当該事業に係わる水質汚濁防止法のような様々な規制が明らかになり、一本化された環境影響評価調査及びミティゲーション事業が行われていくことがわかった。ここでは、NEPA や水質汚濁防止法を含む米国の法制度の発展からそこで位置付けられた代償ミティゲーションの変遷について分析した。

1) 米国におけるミティゲーション制度の変遷

(1) 導入期以前 (1960 年代前半まで)

米国の法制度の中にミティゲーションの文字が初めて現れるのは、1958 年の野生生物調整法 (Fish and Wildlife Coordination Act) (1934) の改正からで、同法施行細則 (1979) では、ミティゲーションの定義を、「野生生物の減少を低減すること、及び、野生生物の減少を代償すること」としている (Savage, 1986)。この頃成立した原生自然法 (1964) は、「米国大陸の中にどれだけの自然、とくに原生自然が必要なのか、もしくは保全しておくべきなのかについて一定の線を引きこうとした」(岡島, 1990) ものであり、19 世紀中頃からエマソン、ソーロー、ミュアーと続いてきた自然主義 (Naturalism) による原生自然の絶対保存という思想を制度化したものといえる。1962 年のカーゾンによる「沈黙の春」出版は、これまでフロンティアの「大自然 (Nature)」に目が向いていた米国の世論に、人間は生態系や食物連鎖の一部であるという「環境 (Environment)」観やキャリングキャパシティー概念を与えるきっかけとなった。

産業公害対策を起源とするわが国の環境保全政策とは対照的に、米国のそれが自然保護を起源であったことが実質的なミティゲーション制度誕生の要因となっていると考えられる。

(2) 制度導入期 (1960 年代後半から 1970 年代前半まで)

1969 年に、世界で最初の EIA 法である「国家環境政策法 (NEPA)」及び NEPA の手本となったといわれている「カリフォルニア州環境影響評価法 (CEQA)」が成立し、翌年施行された。これらの制度には、EIS あるいは EIR と呼ばれる環境影響評価書の作成が義務づ

けられており、そこに掲載しなければならない項目として、事業目的、事業計画、代替案、環境影響などとならんで「ミティゲーション計画」が明確に挙げられている。

国家の環境に対する基本的理念が NEPA 成立により確立すると、時のニクソン政権は 1970 年代を「環境の 10 年 (environmental decade)」と宣言し、米国の環境保全関係の主要な法制度が整備された (Kraft & Vig, 1990)。1972 年にはウェットランド復元・創出のミティゲーション (off-site compensatory wetland mitigation) の法的根拠となった水質保全法 (Clean Water Act, Section 404) が制定された。

この時期、ミティゲーションが EIA 制度に明確に位置づけられたことで、開発による悪影響をミティゲーションによって埋めあわせることが開発の許認可の条件と考えられるようになった。

(3) 制度・技術発展期 (1970 年代後半から 1980 年代前半まで)

1975 年、水質保全法 404 条が改正され、陸軍工兵隊 (US Army Corps of Engineers) が有する航行可能な水域の変更の許認可権対して、環境保護庁 (EPA) の開発拒否権が認められるとともに野生生物調整法が改正され、ウェットランドの開発許認可については連邦野生生物保護局 (US Fish and Wildlife Service) と全米海洋漁業局 (National Marine Fisheries Service) の助言を受けることが義務づけられた (Parry, 1993)。その結果、ウェットランドの変更を含む開発の EIA 及びミティゲーション計画は、環境保護庁や連邦野生生物保護局などの環境保全や生態系保全の監督官庁の認可を得ることとなった。

このような中、1978 年に NEPA の施行細則 (40 CFR Part 1058.20) としてミティゲーションの定義が国の環境審議会 (Council on Environmental Quality, CEQ) によって出された。それによると、ミティゲーションとは、開発事業による環境への悪影響を「回避 (avoid)」、「最小化 (minimize)」、「矯正 (rectify)」、「軽減 (reduce)」、あるいは「代償 (compensate for)」するという 5 つの行為と定義されている。

水域変更については水質保全法 404 条改正により消失する水域を量的かつ質的に保存することが義務づけられた。しかし、開発があれば少なくとも開発区域自体のウェットランド等の自然の消失は避けられない。そこで「代償」行為としてのウェットランド復元や創造が義務づけられるようになった。

世論の地域環境保全への関心が高まるにつれて、水質保全法 404 条の対象となる「航行可能な水域」が「水域」一般と解釈されるようになり (Dennison, 1996)、さらに、河川

の氾濫原や自然堤防上の乾燥した河辺林 (riparian forests) も「水域」に含まれるようになり (Kramer, 1981), ミティゲーションの対象範囲は拡大し, ミティゲーションが盛んになった。

この時期以降, 環境保護局, 陸軍工兵隊などの国の機関や州政府機関から生態系保全のミティゲーションにかんするガイドラインや技術マニュアルがあいついでだされている。たとえば, 環境保護庁が 1989 年にだした「Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science」はウェットランド創造と復元について, 陸軍工兵隊サクラメント区が 1986 年にだした「Riparian Planting Design Manual for the Sacramento River Chico Landing to Collinsville」は特定の地域河川についての河辺林再生についてそれぞれ最新の技術知見を集大成したものである。また, ワシントン州生態局 (Washington State, Department of Ecology) が 1988 年にだした開発事業者向けのパンフレット, 「Wetland Regulations Guidebook」は, ウェットランド開発にかかわる生態学的知見, 法的根拠, EIA やミティゲーションを含む監督官庁の許認可制度についてわかりやすく説明している。

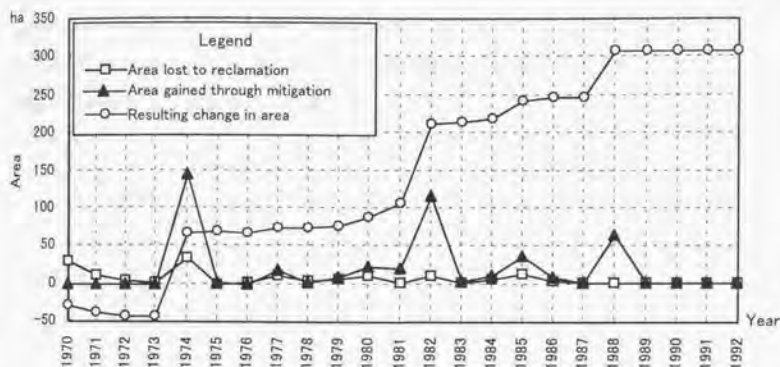
(4) 政策手法発展期 (1980 年代後半以降)

1990 年に環境保護庁と陸軍工兵隊の間で締結されたミティゲーションガイドライン (MOA) により, 先の CEQ による 5 つの定義が「回避」, 「最小化」, 「代償」の 3 つに整理され, かつその順で優先順位が高いことが示された (Environmental Law Institute, 1993) (図 1)。

1988 年にブッシュ大統領の選挙公約としてウェットランドの「ノー・ネット・ロス」(no net loss) が提唱された (Vig, 1990)。これは, 現存する米国全土のウェットランドの絶対的な機能と価値を保全するという政策である。さらに, 1993 年, クリントン大統領は「ミティゲーション・バンキング制度」を望ましい環境保全手法として認め, その支援を約束した (田中, 1996)。ミティゲーション・バンキングとは, 1980 年代初頭に連邦野生生物保護局によって開発された概念 (Dennison, 1996) で, オフサイトにおける代償ミティゲーション行為をクレジット化し, それを売買するものである (田中, 1995a) (ミティゲーション・バンキングについては後述する)。これらの国家政策は, 開発により消失するウェットランドの「代償」ミティゲーションに対して絶対的根拠を与えることとなった。

従来の代償ミティゲーションは, 個別の開発事業ごとに実施されるため, 自然的土地利用の分散化や小規模化につながると指摘されていた。バンク制度は複数のしかも将来の開

発計画の環境影響をも含めて代償するため、地域全体の累積的な開発による環境影響を代償することが可能であると考えられる。また、ミティゲーション・バンキング制度は従来の規制的手法とは異なる経済的手法であり、事の是非を市場メカニズムに任せる米国の市場経済においては今後一層発展するものと考えられる。



Source: San Francisco Bay Conservation and Development Commission 1992 Annual Report, p.8, "Summary of Permits, Fill and Mitigation".

図 3-1-4 サンフランシスコ湾における自然的海岸面積の変化

最後に、図 3-1-4 にサンフランシスコ湾における自然的海岸（自然海岸に人為的に生態系を復元・創造した部分を含む）面積の変化を示した。サンフランシスコ湾は、全米でももっとも人口が集中しており、サクラメントリバーの河口から流れ出る水のために汽水域の貴重な生態系を有する場所である。

この図で、□印がそれぞれの年毎の開発に伴う埋立面積合計 (ha) を、▲印がそれぞれの年毎の代償ミティゲーションに伴う自然海岸復元の面積合計 (ha) を、○が 1970 年を起点とした場合のそれぞれの年における累積的な面積変化 (▲-□) を、それぞれ示したものである。これによると、面積の変化に限れば、1974 年から開発による消失量と代償ミティゲーションによる復元・創造した量が逆転しており、それ以降、コンスタントに自然的海岸の面積は増加している。これはまさに前述した「環境の 10 年」におきていることが特筆されよう。

このデータは、面積しか示しておらず、それぞれの自然的海岸の生態系としての機能や価値については触れていない。そのため、このデータだけで代償ミティゲーションの効果を判断することは危険である。しかしながら、日本の現状を振り返ると、近年、後述する東京湾野鳥公園のような生態系復元・創造があるとはいえ、その数と面積は限られており、全体としては、日本の自然的海岸線はただ消失していく一方であるという事実を再認識する必要がある。開発に伴い消失する生態系の面積を確保していく代償ミティゲーションは、消失していく地域の生態系の面的な保全ツールとしての効果は十分あると判断することができる。

第2節 香港のウェットランド代償ミティゲーション

ここでは、香港のウェットランド代償ミティゲーションの現状を明らかにすることを目的として、香港における実際のウェットランド代償ミティゲーション事業の実態とその背景と特色について分析した。

1. 香港におけるウェットランド代償ミティゲーション事例

香港は、世界の成長センターといわれている高度成長が期待されているアジアの中でも特に古くから都市化が進んでいるところである。1997年には英国の植民地から中国に返還され、1国2政府2制度の方針が打ち出された。ここでは、前述した香港の環境影響評価条例における生態系評価規定の見本となったウェットランド代償ミティゲーション事例を取り上げ、その実態を明らかにした。本事例は、中国との国境を流れる深川河の直線化を図る河川改修事業であり、深川河の両側で代償ミティゲーションが行なわれ、中国側にとっては最初の代償ミティゲーション事例となったものである。

1) 概要

深川河 (Shenzhen River, 別名 Sham Chun River) は、深川経済特区 (深川市) と香港の境界を流れる全長 27.5km の河川で、東から西に向かって流れており、その河口はラムサール条約に登録されているマイポ湿地 (Mai Po Marsh) である。流域は、香港サイドが 125km²、深川サイドが 188km² の合計 313km² である (図 3-2-1)。

支川の Shawan River との合流点より下流では、そのきわだった蛇行による自然の土砂堆積と近年の流域内の開発によって表層の浸食が著しく進み、その水流に対する許容量が急速に減少している。計算上では、現状の河道は 1～2 年周期の大雨にすら対応できない。近年では深川市側と香港側の両サイドにおいて毎年洪水が起きており、両地域の経済に甚大な被害を与えている。このような影響を防ぐためには、深川河の蛇行をなくし直線化する必要性が深川及び香港の両政府から指摘されていた。

このような背景の下、香港及び深川政府は深川河・河川改修事業 (Shenzhen River Regulation Project) を共同提案し、その共同実施を決定した。本事業は、Shawan River

合流点からマイボ湿地までの17kmの区間について3段階に分けて直線化、拡幅、浚渫を行なうというものである（表3-2-1及び図3-2-2、図3-2-3）。

本研究では、この第1及び第2ステージにおける環境影響影響評価とそこで提案された代償ミティゲーション事業を対象とした。

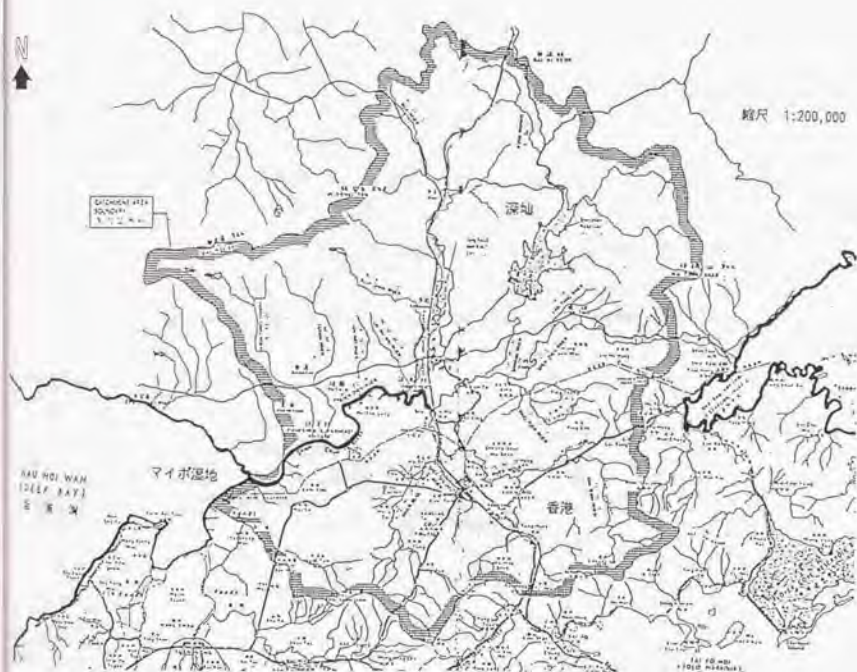


図3-2-1 深川河流域図

出典：Shenzhen River (1995), Hong Kong Government

表 3-2-1 Shenzhen River Regulation Project のステージ

ステージ	区間及び工法	工期
1	Lok Ma Chau & Liu Pok bends の直線化	1995 年～1997 年
2	Liu Pok bends から河口までの第 1 ステージの残り部分の拡幅と浚渫	1996 年～2000 年予定
3	Shawan River から Liu Pok までの区間の拡幅と浚渫	未定

出典：Shenzhen River(1995), Hong Kong Government

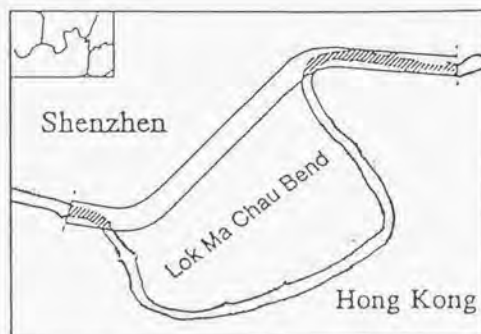


図 3-2-2 第 1 ステージの Lok Ma Chau Bend の直線化

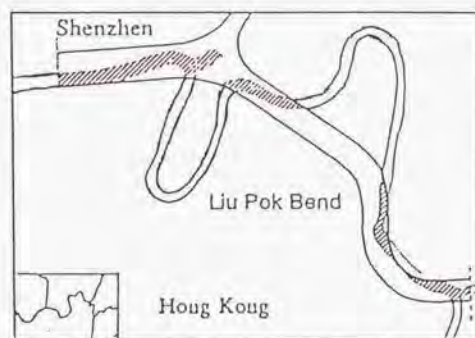


図 3-2-3 第 1 ステージの Liu Pok Bend の直線化

2) 環境影響評価で明らかにされた生態系への影響と代償ミティゲーション

本事業は、香港と中国の国境での事業であること、ラムサール条約に登録されているマイボ湿地に間接的な悪影響を及ぼす可能性があること、香港政府と深川市政府が協同で環境環境影響評価を実施することとなった。第1及び第2ステージを併せた開発に対する環境環境影響評価が、1993年12月から1995年の7月にかけて行政指導（次項参照）として実施された。その概要は表3-2-2のとおりである。香港においては、この時期には前出の環境影響評価条例（1997）は制定されていなかったが、この時に本条例の生態系に関する環境影響評価の枠組みが形成された。

本環境影響評価において提案されたミティゲーションのうち自然的土地利用の消失に対する代償ミティゲーションの概要は表3-2-3のとおりである。

表 3-2-2 深川河直線化事業に係る環境影響評価の概要

項目	内容
実施時期	1993.12-1995.7
対象事業	深川河・河川改修事業第1及び第2ステージ
実施者	香港政庁、深川市政府
コンサルタント	主: Peking University 副: Axis Environmental Consultants Ltd. Consultant in Environmental Science (Asia) Ltd. 協力: Tsinghua University Xiamen University Shenzhen Station of Environmental Monitoring South China Institute of Environmental Science Neilingding-Futian National Nature Reserve The World Wide Fund for Nature Hong Kong (WWF)
根拠	香港政庁及び深川市政府の合意、行政指導

出典: Environmental Impact Assessment Study on Shenzhen River Regulation Project Executive Summary (1995)

表 3-2-3 環境影響と代償ミティゲーションの概要

種類	環境影響	代償ミティゲーション
マングローブ林	工事による直接的な影響で、深川河の香港側 7.8ha、深川側 3ha、合計 10.8ha が永久に消失する。	5.8ha を河口部香港側に、3ha を Futian に、合計 8.8ha を植栽する。
エビ獲り池 (gei wai)	工事による直接的な影響で、22ha が永久に、38ha が一時的に香港側で消失する。	深川河沿いの河川改修区域内 (香港側) のエビ獲り池 38ha の生態系管理を強化する。 Mai Po と Futian のエビ獲り池 20~30ha の生態系の管理を工事中、一時的に強化する。

出典: Environmental Impact Assessment for Shenzhen River Regulation Project Final EIA Study Report (1) (1995)

2. 香港におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色

このように香港において湿地の代償ミティゲーションの明確なガイドラインが整備されつつある背景には3つの理由が考えられる。

第1に、過去に香港のウェットランドが急速に消失してきたことによる反省である。香港における湿地埋め立ての歴史は、千年ほどさかのぼり、埋立地は20世紀中頃まで水田や塩田として利用されていた。その後、都市開発により水田はほとんど消失し、残された湿地や水田もエビ獲り池である「ゲイワイ」(gei wai)に転換された。これは、日本による占拠により、エビの需要が増えたためである。1986年の記録では香港に残されたマングローブ林と塩湿地は約1k m²に過ぎず(エビ獲り池を除く)、そのほとんどがマイボ湿地を含むディーブベイ(Deep Bay)にある(IWRB 日本委員会, 1994)。

しかし、ディーブベイの湿地も工業と宅地開発によって埋め立てられていった。エビ獲り池はディーブベイ沿岸に残された貴重なハビタットである。しかし、香港側では、1979年に1,830haあったエビ獲り池は、1993年には1,350haとなり、この14年間に26%が消失している。深川側ではさらに深刻で、1988年から1992年の間に80%の湿地が消失している(Peking University, 1995a)。

米国の湿地ミティゲーションが盛んになった第1の理由も、過去の急激な湿地の消失である。白人入植前と1992年現在の湿地面積を比較すると、米国全体で65%、カリフォルニア州で91%が消失している(WRI, 1992)。ちなみにわが国の東京湾の干潟は明治後期から昭和後期にかけて93%が消失している(環境庁, 1990)。

第2に、香港における湿地は人々の生活とひじょうに密着していたということである。その象徴がゲイワイである。ラムサール条約の指定湿地となったマイボ湿地は、自然生態系としての湿地を保存するだけではなく、ゲイワイという人と自然との営みを含めて保全するというものである。

第3に、アジア諸国全般にいえることであるが、環境保全に関する国の基本制度の整備が、その経済発展の状態と較べると進んでいることが挙げられる。

これは、内需的なものよりも、中国などの開発途上国においては、世界銀行を始めとする国際援助において、開発事業に対する融資には環境影響評価の実施を義務付けられているために欧米先進国の環境影響評価制度に倣って法制化を進めた結果であると考えられる。香港においては英国の植民地であったために、環境保護運動を含めて英語圏文化の流入は他のアジア諸国に比較して容易であること、また、その逆に、欧米の建設コンサルタントや環境コンサルタントにとっても香港は入りやすいマーケットであることも大きく影響していると考えられる。

表 3-2-4 国別にみた環境影響評価法制化の時期

香港	中国	台湾	韓国	日本	米国
					1969 国家環境政策法 (NEPA)
					1970 環境保護庁
	1979 環境保護法	1979 環境保護法	1977 環境保全法	1971 環境庁 1972 閣議了解	
	1984 国家環境保護局		1980 環境庁	1984 閣議決定要綱	
1985 環境保護局	1986 建設項目 環境保護 管理弁法	1987 行政院 環境保護署			
	1989 改正環境保護法		1990 環境省 環境政策基本法		
		1994 環境影響評価法	1993 環境影響評価法	1993 環境基本法	
		1995 環境基本法			
1997 環境影響評価法	1998 建設項目環境 保護管理条例			1997 環境影響評価法	

第3節 日本のウェットランド代償ミティゲーション

ここでは、日本のウェットランド代償ミティゲーションの現状を明らかにすることを目的として、日本における実際のウェットランド代償ミティゲーション事業の実態とその背景と特色について分析した。

1. 日本におけるウェットランド代償ミティゲーション事例

近年、日本においても、ビオトープ再生運動や干潟造成など人為的にウェットランドを復元又は創造する活動は盛んになりつつあり、小規模なものを含めると全国で相当数の事例が存在している。

後述するように（「2. 日本のウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色」）、「日本型ミティゲーション」とでも呼ぶべき日本における生態系の代償ミティゲーション的な活動はいくつかのグループに分けることが可能である。その中には、開発事業にともなう環境影響の代償措置として、藻場、干潟、瀬・淵・ワンドなどの造成が行われるなど、代償ミティゲーションに類似した行為が見られる（磯部、1998）。環境配慮の事例も含まれている。これらは米国や香港の事例でみてきた環境影響評価に位置付けられた代償ミティゲーション行為に近い事例といえる。ここでは、その中から特に、開発事業に伴う影響に対する代償という明確な意図を有し、既に工事が完了している事例を取り上げ、その実態を明かにした。

1) 概要

本事例は、岡山県総社市（倉敷市の北）における日本道路公団による中国自動車道岡山・米子線の建設によって消失する、サギソウやモウセンゴケが生育する貴重な湿原（ひいご谷湿原）を保全する目的の代償ミティゲーション事業である。この湿原は環境影響評価においてはまったく考慮されておらず、建設工事が始まる時点で地元の自然保護団体からの保全要望が出され、代償ミティゲーションの計画が策定され、実行されたというものである。これは、日本における代償ミティゲーションのひとつの類型である「環境事業付随型」（「2. 日本のウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色」参照）の典型的な事例である。代償ミティゲーションの内容としては、

人為的に消失する湿原と同様な湿原を創造することに加えて、道路敷地内に残された湿地をできるだけ保存することによって敷地外にも広がる湿地やため池（ひいご池）というウェットランド生態系を一体的に保全するというものである。したがって、淡水湿地のオンサイトでインカインドな代償ミティゲーション事例ということができよう。湿原造成は、1984年から1985年にかけて日本道路公団によって行われた。その結果、道路建設前に489㎡であった湿原面積は、建設後は2,244㎡の湿原が永続的に保全されることになり約4.6倍に拡大された。造成工事後、トンボ類は確実に増加していることが確認されており、湿原植生は順調に回復している。

2) ミティゲーションの根拠となる環境影響評価など

道路事業の環境影響評価書である「中国横断自動車道岡山・北房間 環境影響評価報告書」は、1985年9月27日付けで建設省中国地方建設局長から岡山県知事宛に意見伺いが提出されている（建中企画第177号、昭和60年9月27日）。当時は、閣議決定要綱が前年8月に施行されたばかりであり、また、同要綱による道路事業に関する環境影響評価の技術指針（1986年3月施行）が施行される前であったことから、1978年の建設省事務次官通達「建設省所管事業に係る環境影響評価に関する当面の措置方針」による調査が行なわれ、環境影響評価の内容は今日の調査に較べると文献調査主体の簡易なものであった。このような状況で行われた本事例の環境影響評価の現況把握調査は、既存文献のみで概要を示す程度であった。ひいご谷湿地は当時の既存文献に示されていなかったため、環境影響評価ではひいご池湿原についての検討はまったく行われなかった（岡山県及び総社市インタビュー結果による）。その結果、環境影響評価報告書に対する、岡山県知事から中国地方建設局長への回答は、「御照会の件については、大要において支障ありません。なお、事業実施に当たって、特に慎重な配慮を要する事項については、必要に応じ適切な処置を講じられたい。」というものであった（道建第164号、昭和60年11月5日）。

その後、1993年の塔坂トンネルの建設に先立ちひいご谷の樹木伐採が日本道路公団によって始められると（建設省の道路事業の工事は日本道路公団に委託して実施される）、総社市内の道路建設予定地にサギソウやモウセンゴケなどの湿原特有の植物が生育する湿原が存在することが判明し、地元の自然保護団体、「高梁川流域の水と緑を守る会」（会長：重井博）から日本道路公団広島建設局岡山工事事務所宛に、表3-3-1

に示す要望書が提出された。同会が、要望した時には、既に多くのハンノキ林は伐採されていた状態であった（波田，1997）。

表 3-3-1 環境 NGO からの湿地保全要望書（その 1）

中国横断自動車工事にかかわる総社市ひいご池湿原の保全について（お願い）

総社市福井「ひいご池」上流の湿原は岡山県南部においては、例のない広がり（約 2.5ha）をもつ湿原で、レッドデータブックで絶滅危惧種に指定されているサギソウをはじめ、トキソウ、カキランなど 30 種を超える多様な湿性植物と数少ないムカシヤンマ・サラサヤンマなどトンボ類の多産地でもあります。このかけがえのない湿原の自然環境を持続的に保全するために、次の点を要望いたします。

1. 予定ルートを西南方へ約 30m 以上移動してください。
2. 道路基盤の盛土方式は長スパンの橋梁に変更してください。

効率および資金面での制約があることは承知していますが、近代的理念に基づく技術革新によって、従来の「基準絶対」からの思い切った方向転換を図られるよう、格段のご協力を期待いたします。

出典：中国横断自動車工事にかかわる総社市ひいご池湿原の保全について（お願い）（1993）

日本道路公団はこの要望に対し、1993 年 9 月から 10 月にかけて現地調査を行なった。その後、同年 11 月に、関係者及び学識経験者による検討委員会「中国横断自動車道総社地区自然環境対策検討委員会」を公団に設置し、湿原の現状調査や成因解析を行い、ルートは変更しない前提で（日本道路公団資料，1997）保全対策の検討を行った。

1994 年 1 月 21 日に公団から、同会に要望書に対する回答を提出した。その内容は次のようなものであった。

表 3-3-2 道路公団からの回答書（その 1）

- ①ルートの移動は用地買収が完了している前後区間への影響が大きいためできない
- ②橋梁への変更は路面高の変更となり、①と同じくできない
- ③湿性植物については代替池（道路建設に伴う沈殿池）の縮小により新たな生育場所を確保し移植する

出典：日本道路公団資料（1994）

このような公団からの回答に対し、1994年2月2日に同会は次のような再要望書を提出し、再度、ひいご池湿原の保全に向けた検討を行なうよう要望した。

表 3-3-3 環境 NGO からの湿地保全要望書（その 2）

- | |
|--|
| ①移植による湿性植物の保全は不可能であり、移植計画を中止すること |
| ②ひいご新池（ため池）をそのまま残して橋梁で通過させ、代替池計画は中止すること |
| ③トンネル間隔を狭め（メガネトンネルとし）、次期施行ルートを南西へ 10m 以上移動すること |

出典：日本道路公団資料（1994）

この再要望書に対し、道路公団は 1994 年 3 月 24 日に表 3-3-4 のような回答書を同会に提出した。しかし、結果的には、同会の主張を支持する市議会議員や学識経験者の働きもあり、公団に設置された検討委員会によって 1993 年度から 1996 年度の 4 年間、保全対策が検討された結果、日本では先進的な事例となる、後述するような消失する湿地の移設を含む代償ミティゲーションが実施された。その間の調査フローは図 3-3-1 に示すとおりである。

以上のように、本事例は、米国や香港の事例でみてきたような環境影響評価に位置付けられた代償ミティゲーションの事例とは異なり、環境影響評価とはまったく関係がないところで実現した代償ミティゲーションの事例である。

表 3-3-4 道路公団からの回答書（その 2）

中国横断自動車道工事に関わる「ひいご池湿原の保全」について（回答）

平成 6 年 2 月 2 日付けの貴会からの要望について検討いたしました結果、横断道路事業の進捗状況、地元の関係者との協議結果、建設技術の問題点、県民の皆様をはじめとする横断道路の早期完成の要望などの状況をふまえ次の通り回答いたします。

1. 北側側道部にあるサギソウなどの危急種を含む湿性草地の植生群は、側道の廃止と道路構造の変更により、植生群にかからないよう道路幅を南側に約 10m 縮小し、現状保存いたします。

なお、将来工事予定の北側トンネルを南側に寄せることは、今期工事する南側トンネルが開通した後の工事となり、トンネル掘削中、開通しているトンネルに変状態等の影響の恐れがあり、技術的に困難なため、当初計画どおりといたします。

2. ひいご新池の代替池については、平成 2 年 12 月 17 日の第 1 回設計協議以来、地元の関係者や関係行政機関と協議に協議を重ねた結果であります。地元の関係者の協力も得て、代替池の計画の変更と道路構造の変更により代替地に自生している湿性草地の植生群を現状保全いたします。さらに周辺整備により新たに湿原を創出し、道路事業地内の湿性亜高木林の林床にある保護に値する植物についてはできるだけ移植保護いたします。

なお、ひいご新池上を橋梁にすれば、堤防道路上空間が約 1.5m となり、用水池の土砂上げ等の維持管理に支障となります。また、橋梁に変更することは、中国横断自動車道路の建設費や工事工程に大きく影響を及ぼす事になります。このためひいご新池は盛り土構造といたします。

以上により湿原植生の現場での保護・保全の目的は達成できると考えておりますが、今後、貴会の要望の主旨を踏まえて湿性植物の保護・保全について、工事中も含め、関係行政機関の協力をいただき、又、学識経験者や専門家の指導のもとに対策を講じていく所存でございます。

今後とも当公団の横断道路事業にご理解頂きご協力くださいますようお願いいたします。

出典：日本道路公団資料（1994）

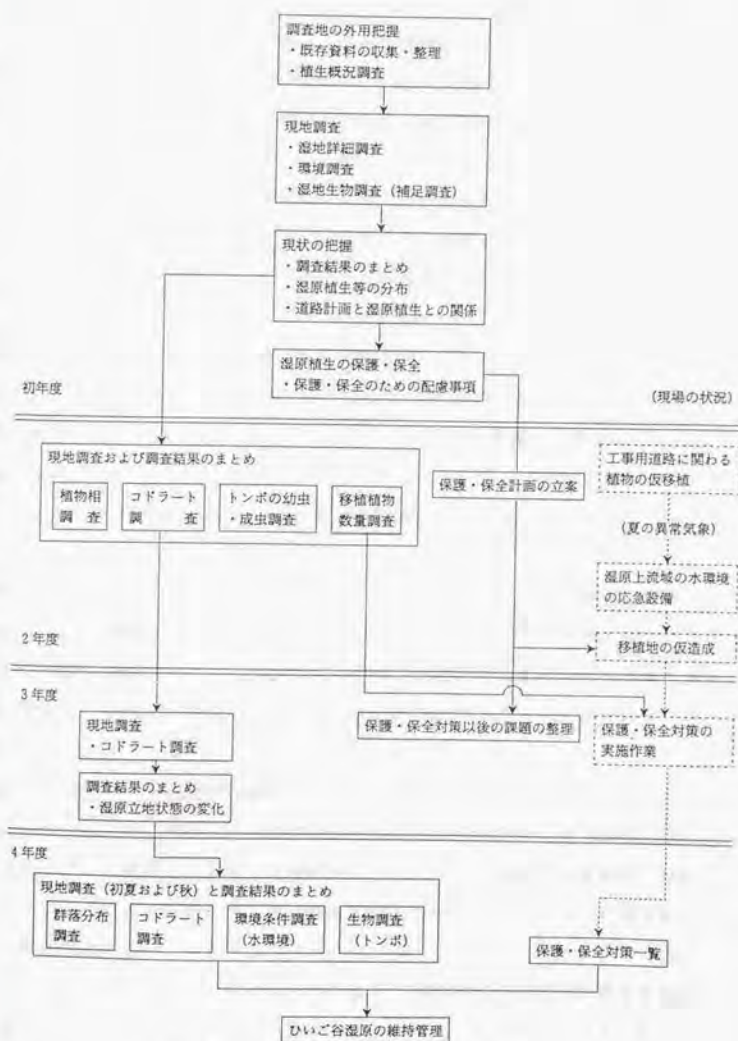


図 3-3-1 ひいご谷湿原調査フロー

出典：亀山章（1997）

3) 明らかにされた生態系への影響とそれに対する代償ミティゲーションの条件

図 3-3-2 に計画道路の平面図を示す。この図で北西から東にはほぼ計画道路にと重なっている谷戸の部分がひいご谷湿原である。湿原は長さ約 200m、幅約 10m で細長く帯状に分布していた。当初の道路計画では、良好な湿原植生の約 3 分の 1 が、やや沼沢性の低い植生のほとんど全部がそれぞれ道路、側道、新設ため池などの道路建設により消失することになっていた（波田，1997）。

前述の調査の結果、ひいご谷湿原にはサギソウ、トキソウ、カキラン、モウセンゴケ、ホザキノミミカキグサなどのラン科植物を含む湿原特有の草本相の生育が判明した。そのうちサギソウはレッドデータブック掲載種の絶滅危急種であり、特に保護を要する種である。

植生は、湿原植生、湿性低木林、湿性亜高木林に区分された。植生断面模式図を図 3-3-3 に示した。湿性植生は、イトイヌノハナヒゲカキラン群落、ハリコウガイゼキショウマシカタイ群落、サワヒヨドリヒメシロネ群落の三群落に区分された。前述の草本相はこれら 3 つの群落に出現しており、これらの群落が主要な保全対象となると考えられた（亀山，1998）。これらの建設前の植物群落面積は表 3-3-7 に示した。

湿原はひいご谷上に積もる堆積土砂の上に成立しており、土砂は現在も上流部から流入している。湿原は、上流（西）からの流れと北からのわずかな流入水である表流水と、上流からの伏流水によって成立している。これらの、水供給は不安定であり、湿原の保全のためには、湿原への水の安定供給が必要であることがわかった（亀山，1998）。

検討委員会では、現況調査の結果を踏まえ、岡山県での湿原造成などの先行事例の知見を参考にしつつ、表 3-3-5 に示す 6 つの保全対策を提言した（波田，1997）。

これによると、提案されたすべての項目が生態系の面的な保全に直接的に関係しており、このような面的消失に対する対策がなかったわが国の従来からの環境影響評価書の「環境保全対策」と比較すると先進的な内容となっている。しかし、これまでみてきたような米国及び香港の事例と比較すると、本事例は、事業者による自主的な環境配慮であることから法的な履行義務がなく、事業による生態系に対する影響とその影響に対するミティゲーションはどちらも環境影響評価制度を通しては公表されていない。

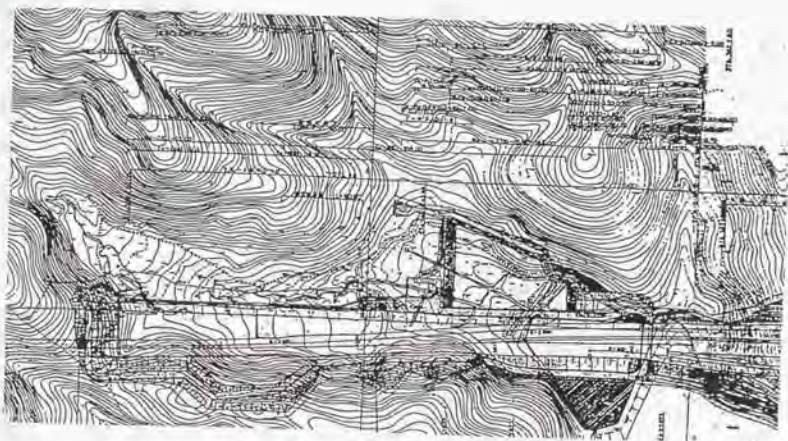


図 3-3-2 計画道路の平面図

出典：日本道路公団資料（1997）



図 3-3-3 ひいご谷湿原の植生断面模式図

出典：亀山（1998）

表 3-3-5 ひいご谷湿原保全対策の提言

番号	内容
1	本線北東側の側道を廃止し、のり面構造を擁壁に変更して、湿原の改変面積を可能な限り減らすこと。
2	公団取得用地外の湿原も今回の保全対策の対象とし、一体のものとして保全すること。
3	湿原の下部を浸食しつつある谷を埋め戻し、再び浸食が発生しないよう、何らかの対策を行うこと。
4	湿原の下流側の地形を変え、湿原を造成し、消失する湿原植物を移植すること。
5	湿原面積は新設の貯水池によってかなりの面積を占めるが、位置、構造を検討し、湿原への影響をできるだけ押さえること。
6	湿原下部にはトンボなどの生育が可能な浅い沼沢地を造成すること。

出典：波田（1997）

4) 代償ミティゲーション事業の内容と結果

検討委員会による提言に対し、事業者は表 3-3-6 に示すような保全対策を行った。

湿原が発見された 1993 年度は、湿原の植生と成立要因について現況調査し、保全の基本方針を立案した。1994 年度（2 年目）は、引き続き湿原の現状を調査し、具体的な保全対策を立案した。また、工事に伴い植物の仮移植などを行った。1995 年度（3 年目）は、道路工事の進捗にあわせて、湿性植物のモニタリングをしながら、水源確保、地形造成などの保全対策の工事が進められた。また、サギソウなど貴重植物の移植工事を完了した。1996 年度（4 年目）は、保全対策工事が完了し、トンボ類の生息調査を実施した。1997 年度（5 年目）以降は、維持管理の段階となり、巡回点検と定期観察としてモニタリング調査を行っている（亀山、1998）。これらの保全対策費用総額は 2 億円である（日本道路公団資料、1997）。

この代償ミティゲーションは、計画道路敷地にあった湿性低木林及び湿性亜高木林を、計画道路の北側で新設の代替ため池と呼ばれる貯水池の西側に接した場所に、湿原植生として移設したものと捉えることができる。図 3-3-4 に湿原移設のおおよその概要を示した。この隣接する湿地復元用地（3,461 m²）の買収は岡山県及び日本道路公団と協力して総社市により行なわれた。その結果、湿地移設工事以降の管理は総社市が公園として管理している。

また、表 3-3-7 に、道路建設も代償ミティゲーションも行われなかった 1993 年夏

以前の湿原面積と、道路建設を行いつつ代償ミティゲーション（移植工事）を行った後の翌1994年の湿原面積を示した。これによると、工事前に489㎡だったのが、工事後には2,244㎡となっており、約4.6倍に拡大したことになる。これには、①道路建設によってその周辺の貴重な生態系も併せて保存する、②湿性低木林や湿性亜高木林は湿原植生としてアウト・オブ・カインド（out-of-kind、異種間）の交換を行う、③新たに造成した湿地植栽部の植生がその手本となる湿原植生にまで回復すること、という3つの事実が前提となっている。

1994年に実施されたトンボ類の調査の結果を表3-3-8に示す。これによると、キイトトンボ、ショウジョウトンボ、ハラビロトンボ、コシアキトンボなど4科14種のトンボ類の生息が確認された。特に、貴重種であるハッチョウトンボが確認されたのは、湿原の面積が拡大したことによって、生息環境が多様化したことによるものである。移植された貴重種のサギソウは、移植の2年後で花を咲かせた（亀山、1998）。湿原植生はほぼ良好な状態となっており、植生の移植地においても部分的には移植したことすら認識できない状態にまで回復している（波田、1997）。

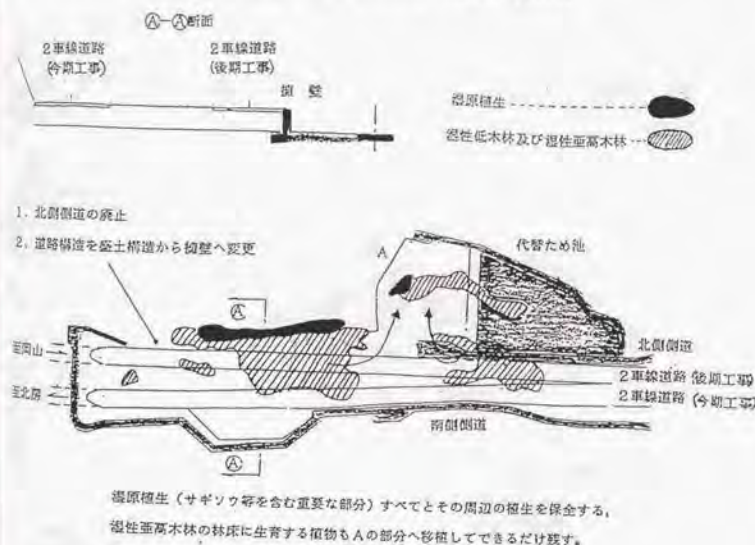


図3-3-4 移設された湿原

出典：日本道路公団資料（1997）

表 3-3-6 ひいご谷湿原保全のために実際に取られた対策の内容

番号	種類	内容
1	湿原地形の造成	湿原で浸食され乾燥化が進んでいる場所を埋め戻した。森林伐採後の土地を仮移植場所として確保した。この結果、湿潤面積が大幅に増加した。
2	仮移植	道路本体工事および湿原地形の造成工事地域に生育していた湿原植物は徹底的に採取し保全した。
3	周辺低木林の伐採	乾燥化する部分ではイヌツゲやハンノキが進入しており森林化が進むが、これらの木本の景観的価値の低いものは伐採し、搬出した。
4	湿性植生の移植	上流部（北東）から実施し、上流部に中心的な植生であるイヌノハナヒゲ類の優占群落を、下流部にはノハナショウブなどを植え、貧栄養→中栄養の順とした。
5	水量の管理	谷戸の谷頭部に井戸を掘削し、これからの自然流下によって導水を行ったが、井戸水量自体が安定しないため、トンネル内の湧水を導入する水路を造った。湿原内には排水枟を設けた。
6	土砂流入防止	降雨時の土砂流入防止のための蛇籠と沈砂池を上流部に設置した。沈砂池擁壁は玉石積みとし、多様な生物のハビタットとなるよう配慮した。
7	維持管理	工事後の 1998 年には、管理マニュアルとチェックシートとともに地元の総社市公園課に管理が移管され、自然を楽しむ公園として整備されつつある。

出典：波田（1997）、亀山（1998）及び岡山県へのインタビュー結果から作成

表 3-3-8 ひいご谷湿原の施工 2 年後のトンボ類

項目	目	科	種
名称	トンボ目	イトトンボ科	キイトトンボ
			アジイトトンボ
			アオモンイトトンボ
		アオイトトンボ科	アオイトトンボ
		ヤンマ科	ギンヤンマ
		トンボ科	ショウジョウトンボ
			ハラビロトンボ
			ハッチョウトンボ
			シオカラトンボ
			オオシオカラトンボ
コシアキトンボ			
マユタテアカネ			
アキアカネ			
ヒメアカネ			
合計	1 目	4 科	14 種

出典：出典：亀山（1998）

表 3-3-7 開発前と開発後の湿原面積の変化

群落 タイプ	凡例	群落名	開発前	開発後	変化量
湿性 植生	0	イトイヌノハナノヒゲ-カキラン	19	0	-19
	1	ハリコウガイゼキショウ-マシカクイ群落 典型群	43	162	119
	2	ハリコウガイゼキショウ-マシカクイ群落 サギソウ-ホザキミミカキグサ群	51	162	111
	3	ハリコウガイゼキショウ-マシカクイ群落 カモノハシ群	16	156	140
	4	サワヒヨドリ-ヒメシロネ群落	360	907	547
	9	湿地植物植栽	0	857	857
	湿性植生の小計		489	2244	約 4.6 倍の拡大
湿性 低木林	5	イヌツゲ-ダシバ群落 典型群	232	165	-67
	6	イヌツゲ-ダシバ群落 ウメモドキ群	327	214	-113
	湿性低木林の小計		559	379	約 0.7 倍の縮小
湿性至 高木林	7	ハンノキ優占群落 サワヒヨドリ群	5707	502	-5205
	8	ハンノキ優占群落 ヒサカキ (ハンノキ植栽含む)	155	560	405
	湿性至高木林の小計		1862	1062	約 0.6 倍の縮小
その他	10	周辺樹林	-	579	579
	11	裸地部	-	339	339
	-	水域 (植生なし)	-	424	424
合計			6910	5027	-1883

出典：亀山(1998)から作成

以上、本事例は環境影響評価と直接、関係せずに実現した代償ミティゲーションの成功事例である。日本においては、従来の環境影響評価制度において代償ミティゲーションが明確に位置付けられていなかったことから、個々の開発事業においてウェットランドの復元等の代償ミティゲーションは行なわれてこなかった。そのため、日本において行なわれてきた代償ミティゲーション的活動（即ち、これまで失われてきた生態系を復元したり創造する活動）は個々の開発事業とは直接的に結びついたものは少ない。本事例は環境影響評価とは関係がないものの中国自動車道路建設という個別の開発事業に直結しており、前述したような従来の日本の状況下においては特異な事例といえることができる。しかし、1993年の環境基本法制定以降、開発事業に環境配慮を事前に統合していくことはむしろ事業所管官庁においてその必要性が認められ（建設省環境政策大綱、1994）、近年、その在り方が模索されていることから、環境影響評価法の施行に伴い、本事例のような各開発事業における実質的な代償ミティゲーションは増加していくものと予想される。

本事例において、事業者に対して義務付けられていない代償ミティゲーションが計画され、実現した要因としては、次の3点が挙げられよう。

まず、地元で盛んに活動している環境NGOによって、当該地域の自然環境の現況が、ある程度把握されていたこと。これは、生態系保全に対する地元の市民意識が高いともいえよう。そのことによって、このような湿原が開発される際に、その貴重性が比較的速やかに共通の認識として認められることになり、それが保全活動へとつながっていった。2点目は、湿原の保全の必要性が開発側、保全側（NGO、市民）の両者の共通の認識となった後に、どのようにして道路建設という開発行為と湿原保全という保全行為のバランスをとるか、換言すれば、どのようにして開発行為に環境保全を統合できるか、という課題に対して、具体的な行動を提言できるだけの科学的知見が地元へ集積されていた、という点である。これは、地元の湿原を専門に研究し、その保全に尽力している科学者が地元でいたことによって可能になったのである。基本的に生態系は地域固有のものであり、地域の地道な知見の集積なしでは生態系保全の具体的な方策を提案することは不可能である。3点目は、このような具体的な活動に対して、国（建設省、道路公団）、県（岡山県）、市（総社市）、市民・NGO、学界（大学）が協力して当たったことである。このことは、実質的な保全行為の実現における、異なる主体（stakeholders）間の協議の重要性を示している。

2. 日本におけるウェットランド代償ミティゲーションの背景と特色

以上、日本におけるウェットランド代償ミティゲーション事業の事例を分析したが、前述したように、このような事業は、米国や香港と同様、日本においても増加しつつあるが、これまでのところ、それらの行為は米国や香港の事例とは異なり、環境影響評価制度に位置付けられた代償ミティゲーションとして実施されているわけではない。そこで、日本におけるウェットランド保全に関わる代償ミティゲーション的な活動をタイプごとに分類し、その性格を明らかにするとともに、その特色を抽出した。

1) 日本におけるミティゲーション概念の変遷

日本において、「ミティゲーション」の用語が学術論文に始めた現れたのは1989年の海岸工学関係(長尾, 1989)が最初である(但し、当時はミチゲーションと呼ばれていた)。この後引き続き、海岸工学関係者によりミティゲーションに関する論文が発表された。このような環境で議論されてきた日本の「ミティゲーション」は人工藻場造成や人工海浜造成などの海岸工学的な技術の意味で使われることが現在でも多い。

1993年頃に相次いで、米国の大規模な代償ミティゲーション事業が紹介されると、米国のNEPA等の環境影響評価に位置付けられたミティゲーション方策の「回避、最小化、代償」のうち、生態系復元・創造という大規模な具体的な行動を伴う「代償」ミティゲーションの部分だけが注目されるようになり、日本においてこのような代償行為が珍しかったこともあり、「ミティゲーション」という語は「生態系の復元・創造」の意味で使われるようになった。この頃、中央省庁は盛んにミティゲーションの研究を行なった(環境庁, 1994; 通産省工業技術院, 1994; 国土庁, 1995)が、これらの報告書においても、ミティゲーションの概念は日本に導入された当時の概念を引きずっており、沿岸域における生態系の創造・復元の意味として捉えられている。

本研究で見えてきたように、ミティゲーションとはもともと環境影響評価制度に位置付けられた、環境影響という「問題」に対する「解決」方策のことである。しかし、日本においては、現在でもなお、米国の環境影響評価制度とミティゲーション制度を別個のものとして紹介しているものが多い(水環境創造研究会編, 1997)。これは、閣議決定要綱に代表される日本の環境影響評価制度においては、NEPAにおけるミティゲーション規定のように明確な理念が示されず、実際の環境影響評価においても実質的

なミティゲーションがあまり期待できなかったという背景が強く影響しているものと思われる。

ミティゲーションを沿岸域の生態系復元・創造という視点からではなく、環境影響評価制度との関係において論じられ始めたのは1993年頃からで(田中, 1993), その後、日本の環境影響評価制度の準備調査のために米国を含めた各国の環境影響評価制度について様々な調査が行なわれ、その中においてようやくミティゲーションと環境アセスメントとの関係が紹介され始めた。

環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けが日本において公式に認められたのは、1997年6月に成立した環境影響評価法及びその施行令においてである。しかし、日本において、一般的に「ミティゲーション」といえば、依然として(沿岸部における)生態系復元・創造を示していることが多いのが実情である。そのため、同法及びその関係文書においても、スクリーニングやスコーピングといった環境影響評価専門用語が導入され使われているのに対し、ミティゲーションについては「環境保全措置」という用語に置き換えて使われており、「回避」、「低減」、「代償」という具体的なミティゲーション方策も示されるなど、従来の「環境保全対策」からは格段に前進しているものの依然としてミティゲーションの理念が十分に明確にされているわけではない。

このように「ミティゲーション」という用語が日本に紹介されてから、既に10年が経っているが、未だにその明確な定義については確立しているとはいえない状態である。今後、代償ミティゲーションを含んだミティゲーションの理念の整理、具体的な方策の規定に関しては、1999年6月からの環境影響評価法の施行と共に整備されていくことが期待される。

2) 日本における生態的ミティゲーションの分類

以上のような日本におけるミティゲーション概念の変遷を踏まえて、現在までの日本における代償ミティゲーションの類型化を試みた。表3-3-9にその結果を示す。次に、特徴ある事例についてその実態を分析し、その概要を示した。括弧内は表3-3-9における類型を示す。

ア. 東京都野鳥公園建設(Ⅰ. 公園事業型)

東京都は、海岸がかつて自然と人々の共生の場であったが、高度成長以降の埋立や工場立地により都民と海との接点を失ったことの反省から、自然を保全し、都民が自然とふれあえるための海上公園構想を策定した（1970年）。これを受けて海上公園の一環として、大井第7埠頭に24haのバードサンクチュアリを含む公園が建設された（1979年開園）。これまでに184種の野鳥が確認され、東京湾では貴重な野生生物の生息域となっている。サンクチュアリ造成の計画、施行、管理のすべてにおいて当初から日本野鳥の会などの専門家の参加があった。野鳥のサンクチュアリをテーマとし、人が観察する場所と人が立ち入れない場所を明確に区分した、「人が入れない公園」の先駆けとなったものである。

この公園事業型（あるいはサンクチュアリ型）は、特定の開発事業に対するミティゲーションではなく、過去の累積的な開発に対する代償ミティゲーションという考え方が可能である。このような累積的、広域的な視点は、戦略的環境アセスメントにおける代償ミティゲーションにおいて非常に有効な考え方となる一方、代償する対象の特定がないために、成功基準あるいは達成基準の設定があやふやになるという問題が残る。また、もし、累積的な開発に対する代償ミティゲーションと位置付けると、公園事業だけで累積的な生態系の消失をすべてカバーすることは不可能である。このような場合、米国のミティゲーションバンク（第4章第2節参照）の考え方を応用し、公園事業として生態系を復元・創造し、そのクレジットの売却分もさらなる生態系復元・創造の費用に当てるような仕組みが考えられる。

イ. 広島港五日市地区干潟造成（III. 開発事業付随型）

広島市の広島港では154haの海面埋立が行われた。これにより鳥獣保護区であった河口干潟が消失し、事業主の広島県は、その代償として同程度の25haの人工干潟を造成した（1987～1990年）。

本事例は、日本においては最大規模で、1994年の運輸省による環境配慮型港湾の「エコポート」構想の先駆けとなるものである。

本事例は、日本最初の代償ミティゲーション事例として紹介されてきたが、環境影響評価において、「回避」や「最小化」の検討が行なわれ、公表され、それらの実施によっても更に残る環境影響に施されるものが「代償ミティゲーション」であるという見地に立てば、本事例は代償ミティゲーションとはいえない。

本事例の生態系創造の評価は、成功しつつあるものと失敗であったとするものと二分している。また、埋立てられた干潟は市民が自由に貝拾いなどを楽しんだ干潟であったが、新たに造成された人工干潟は立入禁止となっており、生態系以外の問題で、市民のレクリエーションや景観にも影響がある。鳥類の飛来数はカモメやカラスの影響によって増加し、種数は減少している。

代償ミティゲーションにおいては、成功の基準を明確にすることが必要であるが、そのためには、代償ミティゲーション自体の目標を明確に定性的かつ定量的に設定し、関係者との協議のうえで合意形成する必要がある。しかし、本事例を含め、日本におけるこれまでの代償ミティゲーションは基本的には事業者の自主的な配慮で行われているため、このような目標及び成功基準の設定は行われていないのが現状である。

本事例では、面積の減少、消失に対して、1対1の代償を根拠としているが、欧米ではその生態系の重要性や性質によって最低でも1対2～3の代償を義務づけている。それは、もともと存在した生態系とこれから創る生態系には時間な差もあるからで、実質的に地域の生態系の質・量が低下しない工夫が必要である。そのためには、後述するような「HEP」のような生態系の価値を定量的に評価する手法の導入が不可欠である。

ウ。中国横断自動車道建設ひいご谷湿原移設（III. 開発事業配慮型）

本事例については、既に詳細を述べたとおりである。

中国横断自動車道の岡山県総社市周辺の工事時、地域の市民団体の指摘によってサギソウなどの貴重な湿性植物が生育する湿地、「ひいご谷湿原」（1ha程度）にルートがかかることが判明し、市民団体はルート変更を含む保全対策を事業者である日本道路公団に要望した（1993年）。日本道路公団は、ルート変更を行わない前提で、専門家による委員会を組織し、湿地の保全方法を検討した。その結果、直接的にルートにかかり消失する湿原部分についてはルートの周辺に移転し、全体として元の湿原の規模を維持する計画が立てられ、実行された。

本事例は、小規模ながら、具体的な道路建設という開発行為により消失する生態系を代償する目的で生態系を造成するもので、環境影響評価制度とは直接関係しないが、市民、NGO、地元大学などの異なる主体間の協議により形成されたものであり、その意味では、日本のこれまでの事例の中で最も米国等の代償ミティゲーションに近いケー

スであるといえる。

建設省は、1994年に環境政策大綱を策定し、その中で（代償）ミティゲーションを推奨している。本事例は、その延長線上にある環境配慮型道路の「エコロード」の普及を牽引する成功例である。

エ. 清水市興津川の保全に関する条例（III. 開発事業付随型）

清水市の「興津川の保全に関する条例」（1993年施行）は、清水市北部の山林地域を流れる興津川の水資源保護を目的として、同川流域において10ha以上の森林伐採を伴う開発事業に対して、伐採する森林面積以上の森林を確保することを義務づけている。この背景には、乱立するゴルフ場の規制、清水市の水源である興津川の水資源確保がある。

本事例は、個別の開発事業に対する代償ミティゲーションの行為ではなく、流域（watershed）における開発規制の条件としての代償ミティゲーションを規定した代償ミティゲーションの制度である。日本における最初の代償ミティゲーション制度であろう。

本事例は、同一流域の中に限るオフサイト・ミティゲーション（off-site mitigation）であり、生態系の基本単位である流域の広がりをも明確にしているところは注目すべきことである。一方、消失する森林と確保する森林の種類については規定がないため、質的な基準を追加することが望まれる。また、10ha未満の森林伐採も累積的には大きな環境破壊となるため、最終的に流域としてどれぐらいの広さのどのような質の森林を保存しておくのかという環境的視点に立った土地利用計画との連携が必要となつてこよう。

生態系のわかりやすい単位は流域である。一つの流域には様々な主体による様々な開発が起こる。代償ミティゲーションを考える時に重要なのは、影響を与える開発行為の主体、ミティゲーション行為の主体、開発により影響を受ける環境、ミティゲーションの対象となる環境の関係である。日本のように限られた国土における開発では、一つ一つの開発におけるミティゲーションをバラバラに行なうよりもまとめて確保した方が望ましいことはいうまでもない。それは、制度的な理由からだけではなく、生態学的にも同じことがいえる。このような考え方は「第4章 総合考察と代償ミティゲーションの展望 第2節 代償ミティゲーションを支える新しい試み」において、

「ミティゲーション・バンキング制度」として論じている。このように異なる主体による環境影響をまとめて対処するためには、流域のような空間的広がりを持つ地域に基づく自治行政を進める必要がある。言い換えれば、開発部局は開発、環境部局は環境といういわゆる縦割り行政ではなく、当該の地域を基準に考えて、当該市民、当該市、当該県が協力して当たることが可能な行政システムが必要である。

以上、日本の生態系保全を対象とした代償ミティゲーションについて分析を行ったが、共通していえることは、環境影響評価制度とは切り離されたところで行われているために、いつ誰がどこで何をどのように、代償するのか？という代償ミティゲーションのスタート地点の目標あるいは条件が明確にされていないことである。したがって、生態系復元・創造という代償ミティゲーション行為の結果に対する評価基準あるいは審査基準についても明確にされてはいない。このように、代償するターゲットが明確にされない代償ミティゲーションは、その行為自体を評価する手段がないわけで、本来的には「代償」ミティゲーションとは呼べないものであると考える。

この問題については、1999年に施行される環境影響評価法において初めて、「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーションの概念が明らかにされたため、同法施行以降は、改善されていくものと思われる。そのためには、同法の代償ミティゲーションに関する詳細なガイドライン及び技術的マニュアルを整備することが不可欠である。

環境影響評価法は国の大規模事業だけを対象としているため、それ以外の中小の規模の国の事業、自治体の事業、民間事業については、自治体の環境影響評価条例において、明確な代償ミティゲーション規定を行うことが必要であろう。

表 3-3-9 日本における生態的ミティゲーションの分類

	I. 公園事業型	II. 環境改修事業型	III. 開発事業付随型	IV. 市民運動型
概要	公園事業などにおいて、野生生物のサンクチュアリ創出を含むもの。	従来型河川改修に対する近自然型河川整備など、もともと河川や湖沼などの自然を対象とする事業の生態系への配慮が通化したもの。	IやIIと異なり、事業そのものが生態的ミティゲーションとなることはなく、開発事業に付随した環境配慮という形をとる。	I~IIIのような公共事業としてではなく、自然保護運動などの市民運動の延長として市民・NGOが行なうもの。
背景	都市域における一方的な自然の減少を反映して、公園機能に「自然」を求める市民のニーズが高まった結果、公園事業において自然復元や自然創出を行なわれるようになってきた。	従来型の河川改修事業は、経済的理由から河川の自然を損なってきたが、近年の自然との共生の必要性の再認識によって近自然型工法が普及し、河川本来の生態的機能を復元する試みが広まっている。	持続可能な開発を実現するために、従来型の開発において環境配慮（ミティゲーション）を統合させることが求められており、ミティゲーションを含め環境アセスメント制度が見直されつつある。	トラスト運動がナショナルトラストからグラントワークへと展開しつつあるように、土地所有の形態にかかわらず、パートナーシップによる自然復元・管理が広まりつつある。
特色	公共事業であるため、サンクチュアリ創出が決定されれば、大面積で永続的な生態域確保が可能となる。	生態系の連続した水系の自然性を復元することは、生態系全体の自然復元を加速させる原動力となる。	他のタイプと異なり、ミティゲーションの対象である環境影響の特定が容易である。	結果すれば大きな力となる。また、公共事業と協同することによって、官民両者の利益が増幅する。
課題	本来、人間が利用する空間であるため、生態系の自然性をどこまで実現できるかが課題である。 ミティゲーションの対象である環境影響が特定されないため、成功基準設定が困難。	コンクリートによる河川改修や砂防ダムによる従来型工法と近自然型工法の調整、ならびに、その土地固有の多様な河川環境に見合った多様な近自然型工法の確立が課題である。 ミティゲーションの対象である環境影響が特定されないため、成功基準設定が困難。	従来からある個別事業に対する事業アセスメントだけではなく、累積的な影響に対処できる計画アセスメントの推進を含めて、アセスメント制度においてミティゲーションを位置づけることが課題である。	基本的には、遊休地（休耕地、調整池、河川敷、校庭等）などの未利用地利用であり、持続性は保証されないことが多い。公共事業とのパートナーシップが課題である。 ミティゲーションの対象である環境影響が特定されないため、成功基準設定が困難。
事例	・東京港野鳥公園（大井第7埠頭）建設。（東京都、1977）	・多くの近自然型河川改修事業	・日光宇都宮道路建設にてモリアオガエルの生息地を移設。（日本道路公団、1981） ・広島港五日市地区干潟造成。（広島県、1987） ・中国横断自動車道建設ひご谷湿原移設。（日本道路公団、1994） ・関西国際空港建設にて羅刹瀬川岸により灌漑造成。（愛知県、1995） ・第二東名自動車道建設にて湿地を含む野生生物生息地をIC内に創出。（日本道路公団、計画中） ・清水市興津川の保全に関する条例（清水市、1993）	・多くのいわゆるバイオ再生活動

注：(1) 内は（事業者、施工開始年）を示す。1998年12月現在、工事完了の事業を対象とした。

第4章 総合考察と代償ミティゲーションの展望

以上、第2章では環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けについて、第3章では実際のウェットランド代償ミティゲーションについて、それぞれ米国、香港および日本についてその実態を明らかにした。

そこで本章では、第2章および第3章のまとめとして、生態系保全手法としての代償ミティゲーションの可能性に着目しつつ環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けおよびウェットランド代償ミティゲーション事例についての各国の比較分析をそれぞれ行い、これらの国際比較分析を通して冒頭の「第1章第1節 研究の背景と目的」で示した代償ミティゲーションに対する3つの疑問点、①「環境破壊型開発の形成を誘引しないか?」、②「用地確保が困難で、非現実的ではないか?」、③「自然生態系の人為的な復元・創造は可能か?」について検証を行なった。

次に、これらの疑問点に対する将来的な解決策のヒントとなる可能性が大きいと考えられる、「ミティゲーション・バンキング制度」および「生態系評価手法、HEP」という代償ミティゲーションを支える米国の新しい試みについてその内容を分析し、その実態を明らかにした。

最後に、以上の結果を踏まえて、生態系保全における代償ミティゲーションの今後の可能性と課題について考察した。

第1節 環境影響評価制度および代償ミティゲーションの位置付けに関する国際比較

ここでは、第2章および第3章のまとめとして、各国環境影響評価制度における代償ミティゲーションを含むミティゲーションの位置付けを整理し、次に、ウェットランド代償ミティゲーションについての国際比較分析を行い、最後に、これらの国際比較分析をとらえて代償ミティゲーションに対する3つの疑問点について検証した。

1. 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けに関する国際比較

米国、香港および日本の環境影響評価制度のミティゲーションの位置付けについて国際比較をした結果を表4-1-1に示した。

表 4-1-1 米国、英国、香港および日本の環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付けに関する国際比較

	アメリカ	香港	日本
環境影響評価制度の特徴	<ul style="list-style-type: none"> 1969年に制定された連邦国家環境政策法(NEPA)は世界初の環境影響評価制度で、これ以降の世界各国の環境影響評価制度に大きな影響を与えてきた。 公衆の関心だけでなく、西部開拓以来の自然破壊の反省が根拠にあり、生態系保全にも重点が置かれている。 いわゆる戦略的環境アセスメントと事業アセスメントの両方を対象としているため、ゼロオプブションを含む代替案や回避ミティゲーションが検討される。 環境影響の質及び量的把握を義務付けている。 事業そのものの評価するのではなく、意思決定手続きに対する環境配慮と情報公開を義務付けている。 	<ul style="list-style-type: none"> 1997年に環境影響評価条例が制定され同年施行された。 それまでは1980年代から行政指導により行われていた。 香港の環境影響評価制度は、1997年にイギリス統治地から中国に返還されたが、欧米先進国の影響(特に、生態系ミティゲーション)についてはアメリカの影響を大きく受けている。 1997年条例以前に、香港は既に戦略的環境アセスメントを行政指導として実施しており、1997年条例では戦略的環境アセスメント及び事業アセスメントの両方を対象としている。 工業開発よりも、住宅地開発等の面開発が多いため、生態系保全に重点が置かれている。 生態系への影響の質及び量的把握を義務付けている。 	<ul style="list-style-type: none"> 1997年に環境影響評価法が制定され、1999年に施行される。 それまでは1984年環境決定委員の行政指導によって行われてきた。 日本の環境影響評価法は、NEPAの影響を受けているが、高度成長期の激甚な公害対策として独自の発展を遂げてきた。 1984年制度も1997年法も事業アセスメントを対象とされているため、基本的には事業全体の回避という検討は含まれない。 生態系への配慮に比べ、公害対策に重点が置かれている。 生態系については定性的把握が中心である。 事業そのものの環境影響を環境基準に照らし合わせる「評価」に重点が置かれている。
環境影響評価制度におけるミティゲーション規定	<ul style="list-style-type: none"> 場所・方法の代替案により回避できる影響と回避できない影響の把握が規定されている。 回避できない影響については、最小化を検討し、最小ミティゲーション計画の優先順位が規定されている。 環境に影響があるが許容される場合には、事業計画だけでなく、ミティゲーションやモニタリング計画まで生態系監督官の承認を得る必要がある。 生態系ミティゲーションに関する非常に詳細なガイドラインが整備・公開されているが、量的的には、手続きとして規定されている生態系監督官のワークスバックスの判断をクリヤする必要がある。 他の個別法によるミティゲーションの措置と環境影響評価手続きとして統一している。 	<ul style="list-style-type: none"> フロラ、ファウナ、ハビタットの量的損失の状況の記載が規定されている。 アメリカと同様の回避-最小化-代償というミティゲーション計画の優先順位が規定されている。 生態系に影響があると予想される場合には、特に「生態系アセスメント」が追加的に義務付けられ、その中で回避できない影響に対する実質的なミティゲーション計画及びモニタリング計画を提示することが規定されており、ミティゲーション、モニタリングで、生態系監督官の承認が必要となっている。 生態系アセスメント及びミティゲーションに関するガイドラインが整備・公開されている。 手続きよりも生態系保全のための具体的な行動を規定している。 	<ul style="list-style-type: none"> ミティゲーション計画の判断視点は、環境基準達成度であつたため、定量的な環境基準のない生態系については、量的評価がされてこなかった。 1984年制度では、開発による生態系の面的損失という環境影響に対するミティゲーションはまったく義務付けられていなかった。 1997年法において回避-最小化というミティゲーションの種類と優先順位が定められ、また同法1998年施行規則において「必要に応じて補なわれる環境の復原について代償を含めて検討すること」とミティゲーションの内容がある程度明確化になってきた。 環境評価が関与するものは環境影響評価書作成までのことと、それ以降のミティゲーション、モニタリングについては事業所管官庁に任されている。
代償ミティゲーション規定	<ul style="list-style-type: none"> 代償ミティゲーションについての、きわめて詳細なガイドラインが整備・公開されている。 オンラインがオフサイトよりも、インランドがアウトオブカインドよりもそれぞれ優先されることが規定されている。 代償ミティゲーション事業後のモニタリング及び審査に関するガイドラインが規定されている。 	<ul style="list-style-type: none"> 生態系アセスメントガイドラインに代償ミティゲーションについての規定がある他、オフサイト代償ミティゲーションのガイドラインがある。 代償ミティゲーション事業のフォローアップについて、特に規定されていないが、特に貴重種や生息地の消失に対しては、開発事業以前に代償ミティゲーションが完了する必要性を示している。 	<ul style="list-style-type: none"> 1984年制度では、代償ミティゲーションの概念が位置付けられていなかった。 1997年法の施行規則(1998)では、代償ミティゲーションの概念が初めて示されたが、まだ、そのガイドラインは整備されていない。

2. ウェットランド代償ミティゲーションの国際比較

米国、香港および日本のウェットランド代償ミティゲーションの位置付けについて国際比較をした結果を表 4-1-2 に示した。

表 4-1-2 米国、香港および日本のウェットランド代償ミティゲーションの国際比較

名称 【場所】 期間 調査事業者	アメリカ	香港	日本
環境影響評価法 （調査を含む） 民間事業者	Kashituli Oxbow Restoration Project 1988年～現在（カリフォルニア州、ヨロロー郡） 民間事業者 サラムメント川におけるウォーターフロント・リゾート開発によって消失した影響を受ける河川生態系を回復する事業。民間企業が行なう河川生態系系タイガーシオンでは至大規模な復元。	Shenzhen River Regulation Mitigation Project 1995年～現在（深圳市（中国）の境界） 香港政府及び深圳市政府 深圳川の航行により起こる洪水防止のために河川を直線化することによって消失などの影響を受けるマングロープ林とダイウミを代償する事業。	ひいご谷源林投・保存事業 （岡山県総社市） 1993年～1996年 日本道路公団 中国鉄道自動車道岡山・米子線が、岡山県総社市付近の山間地を通過することによって消失などの影響を受けるひいご谷源を代償する事業。
環境影響評価法 （調査を含む） 民間事業者	Kashituli Oxbow Restoration Project 1988年～現在（カリフォルニア州、ヨロロー郡） 民間事業者 サラムメント川におけるウォーターフロント・リゾート開発によって消失した影響を受ける河川生態系を回復する事業。民間企業が行なう河川生態系系タイガーシオンでは至大規模な復元。	Shenzhen River Regulation Mitigation Project 1995年～現在（深圳市（中国）の境界） 香港政府及び深圳市政府 深圳川の航行により起こる洪水防止のために河川を直線化することによって消失などの影響を受けるマングロープ林とダイウミを代償する事業。	ひいご谷源林投・保存事業 （岡山県総社市） 1993年～1996年 日本道路公団 中国鉄道自動車道岡山・米子線が、岡山県総社市付近の山間地を通過することによって消失などの影響を受けるひいご谷源を代償する事業。
環境影響評価法 （調査を含む） 民間事業者	Kashituli Oxbow Restoration Project 1988年～現在（カリフォルニア州、ヨロロー郡） 民間事業者 サラムメント川におけるウォーターフロント・リゾート開発によって消失した影響を受ける河川生態系を回復する事業。民間企業が行なう河川生態系系タイガーシオンでは至大規模な復元。	Shenzhen River Regulation Mitigation Project 1995年～現在（深圳市（中国）の境界） 香港政府及び深圳市政府 深圳川の航行により起こる洪水防止のために河川を直線化することによって消失などの影響を受けるマングロープ林とダイウミを代償する事業。	ひいご谷源林投・保存事業 （岡山県総社市） 1993年～1996年 日本道路公団 中国鉄道自動車道岡山・米子線が、岡山県総社市付近の山間地を通過することによって消失などの影響を受けるひいご谷源を代償する事業。
環境影響評価法 （調査を含む） 民間事業者	Kashituli Oxbow Restoration Project 1988年～現在（カリフォルニア州、ヨロロー郡） 民間事業者 サラムメント川におけるウォーターフロント・リゾート開発によって消失した影響を受ける河川生態系を回復する事業。民間企業が行なう河川生態系系タイガーシオンでは至大規模な復元。	Shenzhen River Regulation Mitigation Project 1995年～現在（深圳市（中国）の境界） 香港政府及び深圳市政府 深圳川の航行により起こる洪水防止のために河川を直線化することによって消失などの影響を受けるマングロープ林とダイウミを代償する事業。	ひいご谷源林投・保存事業 （岡山県総社市） 1993年～1996年 日本道路公団 中国鉄道自動車道岡山・米子線が、岡山県総社市付近の山間地を通過することによって消失などの影響を受けるひいご谷源を代償する事業。

3. 代償ミティゲーションに対する疑問の検証

以上、環境影響評価制度および代償ミティゲーションについて、米国、香港および日本の状況を比較分析した。次に、代償ミティゲーションに対する3つの疑問点、①「環境破壊型開発の形成を誘引しないか?」、②「用地確保が困難で、非現実的ではないか?」、③「自然生態系の人為的な復元・創造は可能か?」について、これらの国際比較分析をととして検証した。

1) 環境破壊型開発の形成を誘引しないか?

この疑問は米国では聞かれない。何故ならば、米国事例でみてきたように、米国の環境影響評価におけるミティゲーション方策の検討においては、まず、事業の中止という代替案（ゼロオプション）の検討から始めなければならない。実際には事業全体の回避は希であるが、ゼロオプションの代替案の検討結果を環境影響評価に示すことが義務付けられている。次に、事業の全体ではなく部分的な「回避」ミティゲーション（例：開発立地の変更、エネルギーの変更など）の検討結果、その次に回避できない影響に対して「最少化」ミティゲーション（例：規模の縮小、頻度の最小化など）を示すことが義務付けられているのである。これらはすべて「代償」ミティゲーションに先立って検討することが事業者には義務づけられている（sequencing requirement）であり、最終的にどうしても残る影響に対してのみ「代償」ミティゲーションが認められているのである。

このような「回避→最小化→代償」というミティゲーション方策の検討は、すべて環境影響評価制度における「協議手続き」（例：環境監督官庁対事業者、事業所管官庁対事業者、環境監督官庁対事業所管官庁、事業者対市民など）によって行なわれている。一つ一つの環境影響が予想される人間行為に対して、「情報公開」を前提とした「協議手続き」とをとおして、ケースバイケースでその時点での最高の開発と環境保全の在り方を模索していくのである。

このような米国の環境影響評価およびミティゲーションのあり方においては、代償ミティゲーションが環境破壊型開発の形成を誘導するという「免罪符」にはなり得ないのである。換言すれば、徹底した情報公開と協議手続きを含む環境影響評価制度に明確に位置付けられ、検討され、形成されたものでなければ「代償ミティゲーション」

とはそもそも認められないのである。従って、米国以外の国においても、同様な手続きを経て代償ミティゲーションの形成を図れば、「免罪符」となることを防止できると考えられる。

日本において、このような疑問が出る背景には、従来の日本の環境影響評価制度そのものが環境破壊型開発の免罪符になっていると指摘されてきた経緯があり、また、環境影響評価制度においては代償ミティゲーションを含むミティゲーションが明確に位置付けられてこなかったことにより、生態系保全に対する環境影響評価制度の有効性が公害防止に較べて低かったことに由来していると考えられる。

いずれにしても、冒頭で述べたように、これまでの日本においては環境影響評価制度を含めて、生態系の面的な消失に対する補償という施策はほとんどなく、開発があればあるだけ生態系はその面積分は何も検討されずに消失いくだけの状態であったことを再認識すると、「免罪符」になることを恐れることよりも、まず、消失していくことが避けられない生態系に対する配慮を環境影響評価制度において代償ミティゲーションとして位置付けることが先決であろう。

もちろん、代償ミティゲーションを実現させた後には、環境破壊型開発事業を誘導してしまうような新たな問題も出てくるであろう。例えば、もし、代償ミティゲーションとしての生態系復元事業の成功基準を、事業者が一方的に設定することが可能であれば問題である。しかし、米国の事例のように、EIR、代償ミティゲーション計画およびそのモニタリング・審査計画の内容決定が、事業所管官庁および環境監督官庁との「協議手続き」による合意形成が義務付けられていれば、代償ミティゲーションが環境破壊型開発の形成を誘導することはあり得ない。米国事例では、このような協議手続きにおいては、HEPのような生態系の価値の変化を空間的、時間的に把握できる手法が用いられることによって、生態系保全というわかりにくい目標がより具体的で客観的な目標にブレイクダウンされるのである。したがって、代償ミティゲーション計画策定、モニタリング・審査計画策定、ミティゲーション実施、モニタリング・審査実施において、事業者の主観的な判断による行動は許されないことになり、結果として、環境破壊型の開発事業を誘導することは防止できることが示唆された。

このような状況の米国においては、むしろ、代償ミティゲーションは開発事業者にとって不当に重い経済的負担になっていることが問題視されてきたほどである。本事例にみるように、開発事業本体の経営が悪化し、仮に開発事業を中止したとしても、

許認可条件として義務づけられた代償ミティゲーションは成功するまでは中止することが許されないのである。また、もともと生態学の専門家ではない開発事業者が行う代償ミティゲーションは失敗しやすい。米国では、このような事業者の無駄な出費を軽減することが大きな課題となっており、これが、後述するような「ミティゲーション・バンキング制度 (Mitigation Banking System)」が誕生した主な理由の一つとなっている (U.S. Fish and Wildlife Service, 1983)。

2) 用地確保が困難で、非現実的ではないか？

日本のような国土が狭隘な国では、きわめて高い地価が環境保全施策などの障害となっていることがしばしば指摘される。表 4-1-3 に示したように、日本の人口密度は 334 人/㎢であるが香港は 6,617 人/㎢と日本の約 20 倍である。このような狭隘な香港で環境影響評価制度に代償ミティゲーションを明確に位置付けて、すべての大規模事業で代償ミティゲーションを実施しているのは、同じように国土の狭隘な日本の代償ミティゲーションの在り方を考える上で、きわめて示唆に富むものである。

香港の事例では、「ゲイワイ (Gei Wai)」と呼ばれるエビ獲り池の消失に対しても代償ミティゲーションとしての生態系復元・創造の対象としていた。ゲイワイは、日本の谷津田、里山の二次林、ススキ草原のような二次草原と同じように、人間が自然生態系の機能を完全に損なうことなく、自然の機能のある部分を長い年月の間、利用できるように、自然を改変してきたもので、自然生態系ではない二次的生態系的一种である。ゲイワイは、人間にとってはエビ獲りという機能を提供している一方、魚類にとっては産卵場所や稚魚の成長の場所となり、鳥類にとっては餌場や休息場というように野生生物にとっても必要な機能を提供しているのである。香港の事例で参考にすべき点は、ゲイワイのような二次的な生態系の機能と価値について、たとえそれが直接的に人間のためになるものではなく、野生生物に対するものであっても、公平に評価し、その消失に対して代償ミティゲーションによって補償している点である。

ひるがえって、依然として都市のスプロールが続く日本においては、原生自然などの純粋な自然生態系よりも、むしろ都市近郊の谷津田や里山のような二次的生態系の減少とそれに伴う野生生物の消失の速度の方が早いと思われる。環境基本法で指摘されているように、都市及び都市近郊の身近な生態系の保全は急務である。都市及び都市近郊には、放棄畑、放棄水田、放棄林、宅地開発などで造成された後の放棄地、河

川敷など国や自治体の管理地など、二次的な生態系を復元・創造するための代償ミティゲーション用地が散在している。純粋な自然生態系を復元するとすればそれなりの用地を選ぶが、二次的な生態系であればむしろ一定の人為的な影響を必要とし、これらの放棄された都市および都市近郊の土地も代償ミティゲーション用地の候補となる。また、開発予定地などでも、期間限定のハビタットとして野生生物に開放することは可能であろう。後述する HEP のような時系列の定量的評価を可能にする生態系評価手法を用いることにより、期間限定のハビタットの価値も客観的に評価することが可能になり、その結果、代償ミティゲーション用地の候補となり得るのである。

表 4-1-3 米国、香港および日本の人口密度

国名など	人口 (千人)	面積 (km ²)	人口密度 (人/km ²)	備考 (GNP)
米国	268,921	9,363,520	29	75,670 億米ドル
香港	6,617	1,075	6,155	10,920 億香港ドル
日本	126,166	377,829	334	5,058,130 億円

出典: Hong Kong Government (1995), US Census Bureau (1997), 総務庁統計局 (1998) より作成

米国や香港の環境影響評価制度は、日本のように個別の開発事業を対象とした、いわゆる「事業アセスメント」ではなく、広域的な開発計画や累積的な開発計画から政策やプログラム（施策の集合）までに至る範囲を対象とする「戦略的環境アセスメント (Strategic Environmental Assessment, SEA)」の規定を含んでいることが特徴の一つである。戦略的環境アセスメントは、広域的な土地利用計画あるいは広域的な環境保全計画との連携を促進させる（原科, 1997）。米国では、脆弱な自然生態系などの保存すべき生態系は広域的土地利用計画において保存地域として地域指定されており、そのような立地における開発は最初から「回避」されていることが示唆された。もちろん、そのためには保存 (preservation) すべき地域、保全 (conservation) すべき地域、開発 (development) する地域などが広域的土地利用の観点からゾーニングされている必要がある。広域的土地利用計画があつてはじめて戦略的環境アセスメントにおいても広域的土地利用の視点に配慮することが可能になるのである。

米国の事例をみると、脆弱な生態系など開発すべきではない土地があらかじめ回避できることの他に、環境影響評価と広域的土地利用計画との連携の効用は、適切な代償ミティゲーション用地を迅速に選定することにもつながることが示唆された。自然

生態系の機能を復元すべき土地、即ち、広域的土地利用計画において将来的には自然を復元したいと考えられている土地を、優先的に代償ミティゲーション用地にすることが可能である。この考え方は、後述するミティゲーション・バンキングにおいてはさらに重要なものとなっている。近年では、流域計画（watershed planning）とミティゲーション・バンキングの用地選定の連携が米国における代償ミティゲーションの新たな課題として指摘され、いくつかの事例も出てきている（Rogers, 1996）。

3) 自然生態系の人為的な復元・創造は可能か？

これまで見てきたように、広域的土地利用計画と連携した適性な環境影響評価制度によって、もともと開発すべきではない（保存すべき）土地における開発は回避される。そのような土地の生態系は、当然、人為的に復元・創造することは難しい。しかし、「回避→最小化」という順序の検討を経てきた開発用地は、基本的には、上記のような土地に較べれば生態系復元・創造は容易であるはずである。つまり、この疑問についても、「回避→最小化→代償」というミティゲーションの基本的な優先順位が重要であることを再認識する必要がある。

香港事例のゲイワイのような二次的生態系を復元・創造することは、純粋な自然生態系に較べ容易であることはいうまでもない。しかし、二次的生態系の維持は、恒常的な人間の一定の影響（草取り、伐採、火入れ等）を必要としており、管理をしなければ荒れていき、野生生物のハビタットとしても適さないものになってしまう。したがって、二次的生態系といえどもそれ相応の技術が必要となる。香港のゲイワイも日本の谷津田や二次林やススキ草原なども、その維持には長年の人々と自然の共存の工夫がある。香港で復元されたゲイワイでは定期的にマングローブ等の樹木を取り除く作業を行ない、池が樹林となり陸地化していくのを人工的に防いでいる。

米国における代償ミティゲーションに関する問題点を分析すると、「自然生態系の人為的な復元・創造は可能か？」という日本の疑問点は、米国で従来より指摘されている以下の④⑤⑥⑦の4つの問題と非常に関連が深いことがわかる。それは、④一つの開発においてそれぞれの代償ミティゲーションが実施されることによって、もともととまって存在していた自然が分断されるため、地域の自然の質は減少する、⑤開発によって自然が消失する時点とその代償ミティゲーションによる自然復元・創造によって新たな生態系が出現する時点との間にかなりの時間差が生じるため、野生

生物に対するハビタット補償という観点からは問題がある、㉔開発事業者は開発のプロであっても生態系復元・創造のプロではないため、開発事業者に課される生態系復元・創造は失敗しやすい、㉕何をもって成功したといえるのか、成功基準の設定が難しい、という4点である。表4-1-4に、これらの問題に対して、カリフォルニアの事例を中心に米国ではどのような方策がとられてきたのかについて検証した結果をまとめた。

㉔の問題点については次のとおりである。開発サイトに残っていた生態系は貴重性は高かったものの、サクラメント側を挟んで対岸はカリフォルニア州都のサクラメントのオフィス街の中心であり、反対側の後背地は低所得者用住宅の密集地であり、開発サイトには既にゴルフコースやレストラン等が営業していた。したがって、開発により消失する生態系は、サクラメント河に面していることを除けば既に分断孤立しており相当のプレッシャーを周囲からうけていたといえる。一方、代償ミティゲーション・サイトは3つの広域土地利用計画によって自然を復元すべき土地とされていた。一つは米国およびカナダの国際共同計画で、北米を渡る水鳥のハビタット確保のために今後、農地などを湿地などに復元するというもので、セントラルバレーが対象の一つとなっている (U.S. Fish and Wildlife Service & Environment Canada, 1990)。2つ目は、サクラメント河のサクラメントより上流部の失われた河川生態系を野生生物保護の目的のために復元すると共に、同河のサクラメント市街地への洪水を防ぐために、同河の両岸を買収し、自由に蛇行できる土地を確保するという州および連邦政府の計画である (Nielsen, 1989)。3つ目は、サクラメント河の洪水からサクラメント市街を守るために、サクラメント河に並行して作られたヨーローバイパスという巨大な水路 (平常時は農地として使用されている) と同バイパスとサクラメント本川との間の農地を野生生物のハビタットに戻すという州および自治体の計画である (Yolo Basin Working Group, 1990)。

このように、本代償ミティゲーション・サイトは3つの広域的土地利用計画によって、現在の農地を将来的には野生生物のハビタットとして復元することが最初から望ましい土地であるとされていたのである。従って、この土地には本代償ミティゲーション事業だけでなく、本サイトに隣接した土地では陸軍工兵隊による三日月湖の復元事業が1991年より始まり、結果としてサクラメント河と本サイトの間の土地に100ha以上の河辺生態系が復元された。結局、この2つの代償ミティゲーションによ

って、サクラメント河本川とそのバイパスの間の農地が河辺生態系として復元され、本川とバイパスが復元された生態系のコリドーで連結され、結果的に大規模な生態系が出現した。これらのことから、開発により短期的には自然の消失および分断化が起きるが、長期的、広域的な環境保全の視点からの土地利用計画と整合させることによって、新たな自然の塊ができる可能性はあることがわかる。

⑧については、本事例では、開発許可が1987年に出ており、代償ミティゲーションが一応完了したのが1997年である。この間、10年間は開発が先行しており、この間の自然は減少していることになり問題である。これに対しては、前出のHEPという生態系評価手法を用いることによって、空間的かつ時間的な生態系の価値（損失と収入）が数量化できるため、米国ではHEPによる代償ミティゲーション計画策定が義務づけられることが多くなってきた。しかし、HEPを用いても、ハビタットの時間的ロスを空間的ゲインで代償する場合には、実際には時間的ロスは避けられない。

⑨については、本事例では、開発事業者が、経験の少ない環境コンサルタントや土木事業者を雇ったことから多くの植栽植物を枯死させるという問題が実際に起こった。経験不足の生態系復元業者に任せ植栽木の過半数を枯死させた。事業者自身が生態学の専門家ではない以上、この問題は起こりうる。代償ミティゲーションが盛んなカリフォルニアにおいては、潜在自然植生の種苗を専門に扱う造園業者、生態系復元計画の専門コンサルタント、生態系復元工事の専門土木業者、ミティゲーションを専門に実施するNGOなど、代償ミティゲーションに関わる産業は極めて多様に分化しており数も多いが、反面、こうした傾向に便乗しただけの業者がいることも事実である。環境保全をコストと考えるデベロッパーにとって、これらの業者をうまく選択し、利用することは容易ではない。

米国の代償ミティゲーションの成功率は一般的に極めて低いといわれている。表3-1-7では事業評価および生態系評価ともに、今回の事例（事業評価：10、生態系評価：8）以上の評価を受けた代償ミティゲーション事例はない可能性が高いことを示している。カリフォルニアにて、本研究事例以外にも10箇所程度、現地視察を行なったが、その時の印象では、まず、ほとんどの代償ミティゲーション・サイトで環境影響評価におけるミティゲーション計画の通りのことを実施していない可能性が高いことが観察された。生態系復元を成功させるためには、植栽樹木について、水やり、雑草取り、食害防止の3つについて最初の数年は毎日の管理が必要である。しかし、現地

視察したところでは、これらの管理がほとんどされておらず植栽後は放置されたままになっていた。また、樹木の植栽およびその後の管理については、日本の伝統的な植栽技術に比較するとほとんど粗放な技術も何もないような方法で行なわれている。本研究事例は成功した希少なケースではあるが、植栽およびその後の管理について、日本であれば当然あるいは当然以下のことをしているに過ぎなかったことから類推すると、米国での代償ミティゲーションの成功率の低さを単純に日本における代償ミティゲーションの成功率の類推根拠とすることは危険である。逆に、日本における一般的な植栽作業程度の管理を米国で行なうならば米国の代償ミティゲーションの成功率はきわめて高いものとなることも予想される。

⑩は、本事例でみたように、環境影響評価の協議手続きやガイドラインおよびマニュアルを通して「河辺生態系を保全する」という漠然とした目標が、最終的には「代償サイトのコottonウッド林の樹冠密度が25%以上であること」という具体的な成功基準にブレイクダウンされている。前述したように本事例の評価は高かったが開発許可に付加される諸条件を実行していけばとくに難しいものとは考えられない。筆者が見てきた失敗事例の原因は植栽工事およびメンテナンスのずさんさにあると思われる。

原生自然の完全な復原・創造がほとんど不可能なことは議論の余地はない。しかし、これまで見てきたように目標をブレイクダウンして保全すべき対象を絞る一方、面的保全は確立し、二次的な自然生態系の復原・創造を行なえば、これまで一方的に減るだけの自然生態系に対して代償ミティゲーションは有効な解決策となり得ると考えられる。

米国においては、これら④⑥⑧⑩という問題に対する解決策として、後述するミティゲーション・バンキング制度(田中, 1998b)が生み出された。ミティゲーション・バンキングとは、将来のウェットランド(Wetlands)の開発許可を受けるために、他の場所でウェットランドの創造、復元、保存などを行うことによってクレジットを生産すること(ELI, 1993)で、代償ミティゲーションの義務をこのクレジットの購入で代替するという仕組みである。④および⑥については、まとまった広い土地を予め確保しておくことで、⑧については、復元生態学や造園学の専門家によって管理されることで解消できる。⑩については、少なくとも事業者にとっては代償ミティゲーションに見合うクレジットを購入した時点で代償ミティゲーションは成功していると考え

られる。ミティゲーション・バンキングはクリントン政権による支援もあり、市場経済的手法として今後、さらに発展していくと考えられる。

以上、3つの代償ミティゲーションに対する疑問について、米国、香港および日本の比較検討をとおして検証した結果、それぞれ課題を残しつつも解決の可能性があり、代償ミティゲーションの可能性が高いことが示唆された。

表 A-1-4 米国におけるウェットランド代償ミティゲーションの問題とその解決策

番号	代償ミティゲーションの問題	問題に対する解決策
A	個別の開発によるウェットランドの消失に伴い、個別の代償ミティゲーションが実施される。もともと存在していたウェットランドが分断されるため、地域全体のウェットランドの量は同じでも、分断化により質は明らかに低下する。	個別の開発によるウェットランドの消失に対して、予めまとまった面積のウェットランド及びウェットランド用途を確保しているミティゲーションバンクでは、ウェットランドの分断化という問題は生じない。 アメリカでは、消失するウェットランドの価値を定性的かつ定量的に評価する様々な手法が開発されている。中でも HEP (Habitat Evaluation Procedure) は、分断されるウェットランドの価値を定量化することが可能なもので、HEP による評価を実施することによって、分断化による質の低下が是正されるような代償ミティゲーションは提案できないことになる。ミティゲーション・バンクでは HEP のような定量的評価手法が用いられている。
B	開発によるウェットランドの消失と、代償ミティゲーションによる復元・創造事業が終了し調査に合格するまでには時間差が生じるため、その間のハビタットとしてのウェットランドの量は減少する。	ミティゲーション・バンクでは、将来の不特定多数の個別の開発によるウェットランドの復元・創造の業務を肩代わりすることに勝て、予め、ウェットランドの復元・創造活動を行なうため、時間差は生じない。 また、HEP は、生態系の時系列の価値の変化も考慮することが可能であるため、HEP による評価を実施することによって、時間差による質の低下が是正されるような代償ミティゲーションは提案できないことになる。
C	開発事業者は開発のフロアであってもウェットランド復元・創造のフロアではないため、開発事業者が行なう代償ミティゲーションとしての復元・創造は失敗しやすい。	ミティゲーション・バンクでウェットランド復元・創造に提案するのは、restoration ecologist や mitigation planner と呼ばれるウェットランド復元の専門家であり、開発事業者の復元・創造事業に比べればその成功率は高い。現実に、The Nature Conservancy や Audubon Society のような、多くの専門の生態学者を抱えている自然保護 NGO がミティゲーション・バンクを設立することも多い。
D	何を根拠に、ウェットランドの復元・創造は成功したといえるのか、即ち、消失するウェットランドを代償したといえるのか、成功基準の設定が難しい。	ミティゲーション・バンクでは、事業者は、ウェットランドの復元・創造の成功の如何にかかわらず、所定の金額を払い込むことで代償ミティゲーションが成功したと認められる。 このような問題の解決は、人の価値観によって異なるものである。HEP を用いることにより、対象や目的をブレックダウンしていくことで、代償ミティゲーションの具体的な目標について合意形成することが可能になる。HEP によって原則としていた成功基準を明確化することが可能になる。
E	代償ミティゲーションの計画、ウェットランドの復元・創造事業の形態、モニタリングなどは、専門家の開発事業者では失敗することもあり、過度な経済的負担になっている。	ミティゲーション・バンクでは、予め所管官庁及び連邦野生生物局などに認められた生態系復元・創造を金銭取引しており、開発事業者は所定の金額をバンクに支払うだけで代償ミティゲーション義務を果たしたと認められる。従って、失敗者による出費はなくなり、結果として経済的負担は軽減される。

第2節 代償ミティゲーションを支える新しい試み

以上の検証の結果、代償ミティゲーションの疑問に対する将来的な解決策となる可能性が大きいと考えられるミティゲーション・バンキング制度および生態系評価手法、HEPについてそれぞれの内容を明らかにした。

1. ミティゲーション・バンキング制度

1) 湿地消失に対する代償ミティゲーション

ミティゲーションとは、開発事業が環境に与える負の影響を回避、最小化、代償する行為を指す用語で、環境アセスメント制度に位置づけられたものである。これには、回避→最小化→代償という優先順位 (sequencing requirement) がある。即ち、回避できる影響はまず回避し、回避できない場合にはしょうがないから最小化に勤め、回避も最小化もできない影響についてはしょうがないから代償するというものである。

通常の開発事業においては、どんなに環境配慮しても、その開発が、最終的にある一定の立地を必要とする以上は、その立地に対する直接的影響は避けられない。その立地が野生生物にとって良好なハビタットである場合には、その消失は避けられず、代償する必要がある (USFWS, 1981)。米国における「代償ミティゲーション」

(compensatory mitigation) は、このような背景で登場したものである。

特に、水鳥等の貴重なハビタットとしてその米国全土における面積の減少が問題視されていたウェットランド (WIR, 1992) の保全活動は、1975年の水質浄化法 404 条 (Clean Water Act § 404) 改正及び 1977 年のカーター大統領によるウェットランド保護政策 (Executive Order 11990) を契機として活発化した (Mitsch & Gosselink, 1986)。さらに、環境アセスメント制度を導入した国家環境政策法

(National Environmental Policy Act, NEPA)、河川港湾法 10 条 (Rivers and Harbors Act § 10)、絶滅の危機に瀕する野生生物保護法 (Endangered Species Act) 等の連邦法や多くの州法の運用により、ウェットランド・ミティゲーションが一般化した

(Dennison, 1997)。ウェットランド・ミティゲーションは、開発事業等により回避できないウェットランドの改変や消失という悪影響 (impacts) に対して、他の場所でウェットランドを復元、創造、保存するというオフサイトの代償ミティゲーションの

ことである。今日の米国では、単に「ミティゲーション」といえば、このウェットランド・ミティゲーションを指すほど盛んである。

2) 従来型の個別ミティゲーションの問題点

米国におけるウェットランド・ミティゲーションは盛んになる一方で、次のような問題が指摘されてきた。

- ア. 個別の開発事業に対する個別の代償ミティゲーションでは、もともと広い面積であった自然がバラバラに分断されてしまう。
- イ. ウェットランド・ミティゲーションには、生態学や造園学等の専門的で高度な知識が必要とされるが、このような分野のプロではない事業者の手で実施される代償ミティゲーションの成功の確率は低い。
- ウ. 仮に成功するとしても、代償としてのウェットランドが消失するウェットランドと同等のハビタットとしての機能を有するまでにはある程度の年月が必要である。このような開発によるウェットランドの消失と、ミティゲーションによるウェットランドの確保の時間差が問題である。
- エ. ウェットランド・ミティゲーションの成功基準が不明確であり、何をもって成功したといえるのかが問題である。
- オ. ウェットランド・ミティゲーションは、大規模な土工事、植栽工事、長期のメンテナンスを伴い、事業者に対する経済的負担が重すぎる。

ミティゲーション・バンキングの誕生は、従来型の代償ミティゲーションを簡略化するために、1970年代に考案された(Marsh, 1996)とする説と従来型の代償ミティゲーションの効果をさらに高めるとともに事業者に対する経済的負担を軽減することを目指して、1980年代初等に連邦野生生物局(U. S. Fish and Wildlife Service, FWS)によって開発された(FWS, 1983)とする説があるが、いずれにしても、従来型である個別事業ごとの代償ミティゲーションの問題点を解決しようということから生まれたものであるといえる。

3) ミティゲーション・バンキングの概念

ミティゲーション・バンキングとは、将来のウェットランドの開発許可を受けるために、他の場所でウェットランドの創造 (creation)、強化 (enhancement)、復元 (restoration)、保存 (preservation) を行なうことによってクレジット (credits) を生産することであり、許認可官庁に認められたものの総称である (ELI, 1993)。また、生産されたウェットランドの価値は、量的に評価され、他のウェットランドやハビタットの消失を代償するために売られるクレジットに換算される (Marsh, 1996)。

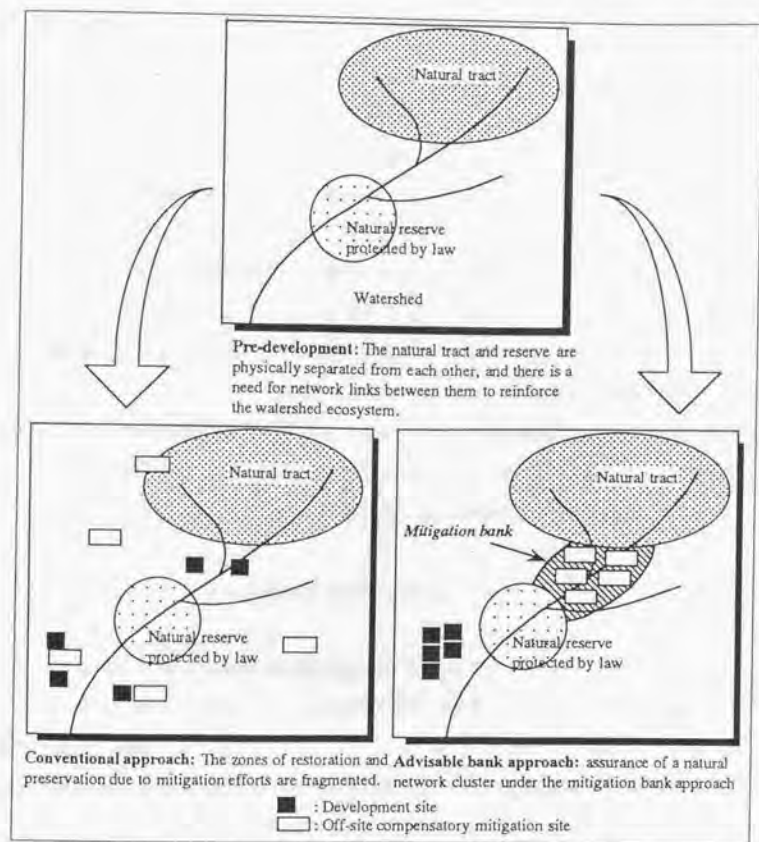


図 4-2-1 ミティゲーション・バンキングの概念

出典: Tanaka (1996)

ミティゲーション・バンキングの概念を、前述した従来型ミティゲーションの問題点に着目して、それぞれに対応した整理を行った結果は次のとおりである。

- ア、個別の開発事業による個別のウェットランド消失に対して、まとまった面積のウェットランド確保を行なうため、新たに確保された自然の分断はない。
- イ、ウェットランドの復元等を行なうのは開発事業者ではなく、restoration ecologist や mitigation planner と呼ばれる専門家となり、ミティゲーションの成功率は高くなる。
- ウ、ミティゲーション・バンクにおける復元等は、将来の不特定多数の開発に備えて行なうものであり、開発事業からみれば、ミティゲーション・バンクにおける生態系復元は、開発事業による生態系破壊に先立って実施され、完了している。そのため、時間差の問題は解消できる。
- エ、ミティゲーション・バンキングでは最終的には金銭により取り引きされるため、その根拠となる生態系評価の定量的手法（後述する HEP や WET 等）が開発されている。後述する HEP などでは、生態系復元の目標がブレイクダウンされ、最終的に客観的に定量化された成功基準を設置することが可能になる。
- オ、ミティゲーション・バンクで生産されるクレジットは、開発事業に先だって復元された生態系復元事業の評価から決められる。開発事業者は、クレジットに対して一定の金額をバンクに納めれば義務を果たしたと認められるので、復元事業等の失敗による出費はなくなり、結果として経済的負担は軽くなる。

4) ミティゲーション・バンキングのメカニズム

(1) ウェットランドの価値の定量的評価システム

ミティゲーション・バンキングの基本的メカニズムは、ウェットランドの保全（創造、強化、復元、保存）を行なうことで credits を売りたい者と、開発によりウェットランドに悪影響を与える (debits) ため開発許可条件としてウェットランドのオフサイト (off-site) の代償ミティゲーションを義務づけられている者との間で、クレジットを売買するものである。credits はバンクにおいて増加するウェットランドの価値、debits は開発サイトにおいて減少又は消失するウェットランドの価値である

(Dennison, 1997)。これを金銭で売買するためにはウェットランド価値の定性的かつ定量的な評価手法が必要となる。そのために、数百の評価手法が科学者によって開発されてきた (ELI, 1993)。(最も多く使われている「HEP」については、次の節で詳細を分析した。)

WET (Wetland Evaluation Technique) は、陸軍工兵隊 (US Army Corps of Engineers) と連邦高速道路局 (Federal Highway Administration) によって開発され、1983 年に最初のバージョン (WET1.0) が使用され、1987 年に改訂版 (WET2.0) が出された (Dennison, 1997)。

HEP が生態的なハビタット評価のみに重点をおいていたのに対し、WET はウェットランドの有する地下水涵養、洪水調節、食物連鎖、ハビタット、歴史・文化、レクリエーション等 11 の機能の評価するものである。HEP が高い専門性と複雑な計算を必要とするのに対し、WET は、80 項目もの設問に対し、高、中、低の 3 段階の評価で答えていくもので比較的容易に評価できる。

WET は HEP に比べて粗い評価を行なうため、ウェットランドの質的相違を把握したり、地域による差の把握には向いていない。

この他、Best Professional Judgement (BPJ) と呼ばれる、優れた経験者による主観的評価ももちろん使われている。

ミティゲーション・バンキングの評価手法として絶対的なものではなく、絶えず改善されている。実際の現場では、これらの手法やこれらの変形されたものが、単体あるいは組み合わせて使われており、ケースバイケースというのが現状である。

これらの評価手法の長所は数量化にあり、短所も数量化にある。これらの評価手法は完全無欠な科学的手法ではない。むしろ、環境アセスメント制度と同じく、コミュニケーションのためのシステムである。即ち、既存の知見を収集し、比較可能な客観的な形に整理し、公開するための「手続き (procedures)」を示したものである。重要なのは、この共通の手続きにより、開発サイド、保全サイド及びその他の異なる意見を持つ人々を同じテーブルにつけ、共通の言語、単位によってコミュニケーションすることが可能になることである。

(2) ミティゲーション・バンクの構造

米国のシンクタンクである ELI (Environmental Law Institute) は 46 の現存する
 ミティゲーション・バンクの分類を試みている。ミティゲーション・バンクは、表 4-2-1
 に示す 6 つの機能と表 4-2-2 に示す 2 つの主体の組み合わせにより、以下に示す、「シ
 ングル・クライアント型」、「土地管理官庁型」、「民間企業型」の 3 つの類型に分類さ
 れる。

表 4-2-1 ミティゲーション・バンクの 6 つの機能

機能の名称	機能の内容
1 クライアント (client)	自らの活動が湿地に影響を与え、代償ミティゲーションを義務づけられること。
2 許認可 (permitting)	湿地に影響を与える開発事業に対して許認可を与えること。 ここでいう許認可は範囲が広く、水質浄化法 404 条でいえば、陸軍工兵隊の有する開発許認可権そのものから、野生保護局のコメントする権利、環境保護庁の許認可を拒否する権利まで含まれる。
3 クレジット 生産 (credit production)	特定のサイトにおいて、復元、創造、強化、保存の手法で、クレジットを生産すること。 クレジット生産の主体は開発事業者でも許認可者でも NGO のような第三者でもありうる。
4 長期土地管理 (long-term property ownership)	ミティゲーション・サイトを、長期的に維持・管理していくこと。 バンクの土地と管理が、ネーチャーコンサーバンシーやオーデュボン・ソサエティー等の NGO や土地管理官庁に譲渡されることは珍しくない。
5 クレジット 評価 (credit evaluation)	生産されるクレジットと湿地への影響 (debit) とが均しいか否かを、HEP や WET といった手法で評価すること。 クレジット生産主体はミティゲーション・サイトの評価を高く見積もる傾向があり、クライアント主体は影響を少なく見積もる傾向があるため、クレジット評価の最終決定は許認可主体か第三者により行われる。
6 バンク管理 (bank management)	バンクをモニタリングすること。 カリフォルニア州におけるウェットランド・ミティゲーションの場合、最低 5 年間の復元サイトの管理と報告が事業者者に義務づけられる。

出典：ELI (1993)

表 4-2-2 ミティゲーション・バンキングの 2 つの主体

主体の名称	主体の内容	例
1 開発事業者	法律により保護されている wetlands に影響を与える行為の主体	民間企業、事業官庁
2 許認可者	wetlands の管轄 (Jurisdiction) を有する主体	行政官庁

出典：ELI (1993)

a. シングル・クライアント型 (図 4-2-2)

46 のバンクのうち 42 がこの型である。開発事業者が「クライアント」と「クレジット生産」の両機能を有し、許認可者が「クレジット評価」と「バンク管理」を行なう。連邦運輸省や港湾関係のバンクはすべてこの型である。

鉄道や道路等の延々と続く開発を行なう開発事業者が、自らのミティゲーションの必要に応じるため自らミティゲーション・バンクとなるものである。

この型は、先に述べた代償ミティゲーションの問題のうち、生息地分断についてはある程度まで解決できるが、それ以外の問題は依然として解決されないため、以下に示す第三者機関によるクレジット生産型バンクが増加すれば、自然消滅していくと考えられる。

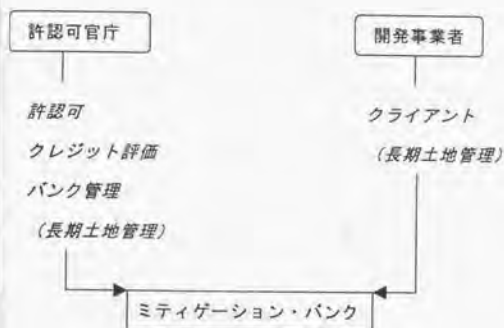


図 4-2-2 シングル・クライアント型バンク

b. 土地管理官庁型 (図 4-2-3)

公的な土地管理官庁がバンクの役目を果たす。クレジット生産が開発事業者から移行しているのと同時に、長期的な土地管理、バンク管理も土地管理官庁が行なう。さらに、クレジット評価も許認可官庁から土地管理官庁に移ることで、土地管理官庁が許認可官庁に代わってある程度の許認可権を有することになる。これにより地域の累積的な影響に対するミティゲーションが可能になる。

いくつかの州では、将来のミティゲーション事業費に充てる目的で、ミティゲーション料 (mitigation fee) を事業許認可時に事業者課している (Dennison, 1997)。

行政がバンクとなった場合の問題点としては、開発事業者から得たミティゲーション

ョン代行料金が本当にミティゲーションに使われるかという点と、生態系としてまとまりのある広い土地をミティゲーション用地として獲得するための資金確保ができるかという点が指摘されている (Dennison, 1997)。

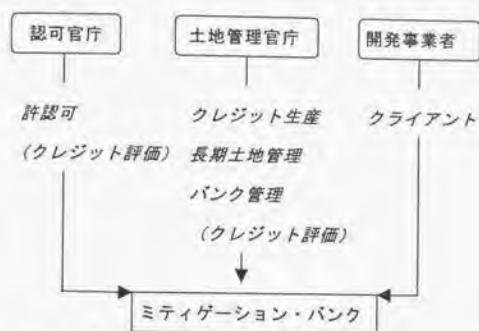


図 4-2-3 土地管理官庁型バンク

c. 民間企業型 (図 4-2-4)

開発事業者ではない民間企業がミティゲーションバンクを商売にするもので、1994年時点では3つのバンクの設立が陸軍工兵隊によって認められている

(Dennison, 1997)。バンクサイトの土地所有者は、バンカーである民間企業とは限らず、Florida Wetland bankのように市等の公共の土地を借りて行なうこともある

(Dennison, 1997)。クレジット評価は、公正を期すために許可官庁が行なう。実例としては、ヴァージニア州の Neabsco Wetland Bank 等がある。シカゴの Home Builders Association は、クレジット生産、長期的な土地管理、バンク管理を複数の小さなバンクによって経営する仕組みを提案している。

クリントン大統領は、「no overall net loss of nation's wetlands」の実現に向けてミティゲーション・バンキングの支援を表明している (White House Office, 1993) が、民間企業型バンクはその中心となるものと期待される。

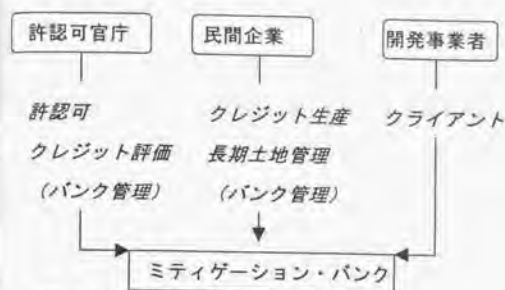


図 4-2-4 民間企業型バンク

3) ミティゲーション・バンキングの課題と展望

ミティゲーション・バンキングの抱える問題は、「生態的に望ましい自然よりも、復元しやすい自然を復元するという代償に走る傾向がある」というような代償ミティゲーションが抱える問題と本質的に同じである。しかし、ミティゲーション・バンクの場所選定 (siting) と地域計画との整合性は特に将来的なバンキングの成否に関わる重要な課題であると考えられる。

図 4-2-1 に示したように、ある地域を例にとると、現在は開発等によって自然が破壊されているが、生態系保全の観点からその場所を保全したいという地域計画がある時、ミティゲーション・バンクをその場所に設置することができれば理想的である。バンクの理想的な場所選定を可能にするためには、流域計画 (watershed management) や土地利用計画 (land use planning) と、バンキング・システムとの連携が不可欠である。言い換えれば、流域やコリドーといった生態系保全の観点から作り上げた地域計画や土地利用計画の存在が、理想的なバンク・サイト選定の前提条件となる。

ミティゲーション・バンクではなかったが、筆者が実際に参加したカリフォルニアの湿地代償ミティゲーションのサイト選定では、少なくとも2つの土地利用計画が絡んでいた。即ち、当該ミティゲーション・サイトは、サクラメントリバーの流域復元計画及び全米レベルの水鳥生息地復元計画によって自然復元すべき地域とされていたのである。また、そのような場所であったために、筆者の参加したミティゲーション・サイトに隣接させてもう一つのミティゲーションによる湿地の造成が行われた。

バンクの位置選定に関する規定は、現状では、開発サイトにできるだけ近いこと、

同じ流域であること等のみであり、地域計画とのリンクは具体的には規定されておらず、ケースバイケースで判断されているようである。ミティゲーション・バンクと地域計画とのリンクには、環境アセスメントと地域計画とのリンクが前提となるが、米国における環境アセスメントはいわゆる SEA (Strategic Environmental Assessment, 計画アセス) であり、地域環境保全の視点からの土地利用計画との整合性が図られている。

クリントン政権は、ミティゲーション・バンキングの骨格として多目的流域計画 (multiple-objective watershed planing) の支援を表明しており (Marsh, 1996)、広域的な土地利用計画および流域計画とミティゲーション・バンキングとの整合性に関する具体的なガイドラインができるのは時間の問題だと思われる。

代償ミティゲーションの発展型として米国に誕生したミティゲーション・バンキングは、従来の緑地保全政策にみられなかった市場の原理を基礎としており、開発と自然保全のバランスを経済的手法によって実現するという大胆な発想の産物である。

ミティゲーション・バンキングの分析を通して興味深い点は、国土あるいは地域の環境保全という共通のゴールのために、インパクトを与える主体とミティゲーションする主体という異なる2つの主体が市場 (マーケット) を通してその役割を交換することが可能になるという点である。今後の米国では、民間企業型バンクが中心に増え続けていくこと、ウェットランド以外の生態系を対象としたバンクの出現、地球温暖化温暖化防止対策の一環としてのカーボン・オフセット (Carbon Offset) のように越境的なメカニズムの登場が予想される。

2. 生態系評価手法, HEP

HEP とは, Habitat Evaluation Procedure (ハビタット評価の手続き) の略で, 米国で開発された生態系評価システムである。HEP には, 複雑な生態系の概念を, 野生生物のハビタット (Habitat, 生息地) という土地の広がりとは直結した (area-based) 概念に置き換え, その状態を定性的かつ定量的に評価する手法が用意されている。開発に伴う自然破壊に対する代償ミティゲーションのプランニングにおいては, 破壊される生態系と代償する生態系の比較評価を定性的かつ定量的に行なうこと, またその内容を客観的に示すことが不可欠となる。HEP はこのようなニーズに答えるものである。

米国においては 1958 年野生生物調整法の改正から野生生物に関しての環境アセスメントを規定しているが, 1969 年の国家環境政策法 (NEPA) によって, 環境の価値を定性的かつ定量的に把握する手法が求められるようになった。これを受けて数百以上の生態系評価手法が考案されたが, HEP はその中で最も技術的に優れており, 代償ミティゲーションにおける生態系評価でも最も多く使われているといわれている。HEP は, 1974 年に連邦生物保護局 (USFWS) によって原形が考案されてから幾度も改良され, 現在も改良が進められている。

1) HEP の全体フロー

HEP の全体フローを図 4-2-5 に示し, それぞれのプロセスについて整理した。

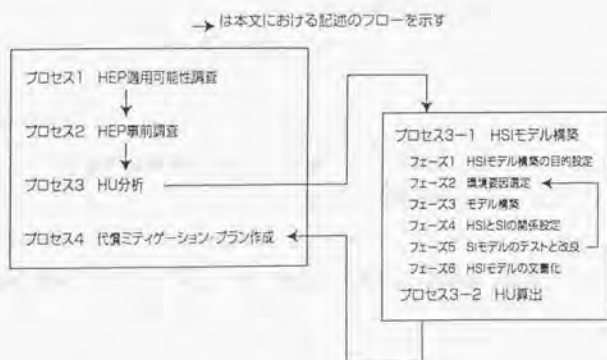


図 4-2-5 HEP の全体フロー

(1) HEP 適用可能性調査

代償ミティゲーション・プラン等作成に際し、HEPを使った場合のコストと時間を勘案することで、その実現可能性が判断される。HEPは最も優れた生態系評価方法とされている一方で、最も手間のかかる方法でもある。HEPを使用しない場合には、HEPほどコストと時間がかからない手法を用いることになる。

HEPの適用が決まると、HEP調査チームが編成される。通常2〜3名程度であるが、最低限、事業主体や事業の許認可官庁（Action Agency）の代表あるいは彼らが雇った専門コンサルタントと、連邦野生生物局（USFWS）あるいは州野生生物局等の野生生物保護管理者の代表が含まれていることが必要である。開発サイドと保全サイドの共同作業はHEPの特徴の一つである。

(2) HEP 事前調査

HEP事前調査とは「(3) HU分析」に必要な基礎データを準備する調査であり、以下に示したような項目と手順で実施される。既存データの収集・整理を最初に行い、必要に応じて現地調査を行う。

ア. 調査区域の確定

調査区域は、事業により影響を受ける区域と代償ミティゲーション・サイトの2カ所である。事業により影響を受ける区域の確定（delineation）は、直接的影響の及ぶ範囲だけではなく、間接的影響にも考慮し、野生生物の行動範囲（渡り、テリトリー）や流域（watershed）の広がり等に留意する。

イ. 既存情報収集

調査区域に関する既存情報を収集し、整理する。地形図、空中写真、野生生物関連データ、水文データ、レクリエーション・データ、歴史資源データ等を含む。

また、湿地目録（National Wetland Inventory, NWI）や鳥類営巣アトラス（Breeding Bird Atlas, BBA）等のインベントリーやGISを利用して情報収集を行う。

ウ. カバータイプ区分

調査区域を、植生、水系、地形等から総合的に判断し、均質なカバータイプごとに区分

する。スケールはケースバイケースである。

カバータイプ区分は、HEPの中心的概念であるHU及びHSI(後述)の算出の対象区域となる他に、「評価対象種」の選定、現地調査におけるサンプリング地点の選定の基礎資料となる。

エ. 目標の設定とブレイクダウン

まず大きな(本来的な)目標(goal)を設定し、これを実現するための複数の具体的な目的(objectives)を設定する。これらの目的を達成するために、さらにブレイクダウンした具体的な行動に結びつける。これらの体系は系統図のクラスターのように表現される。このようなステップダウン式のアプローチは、HEPのすべての過程や部分において、それぞれの位置づけを確認し、合理的な行動を常に選択ことを助長する。目標のブレイクダウンは、次項の「評価対象種の選定」の根拠となる。

オ. 評価対象種の選定

評価対象種(Evaluation Species)とは、HEPの指標である「HSI」や「HU」(後述)を算出する対象となる種やグループのことである。HEPの狭義の目的は評価対象種を保全するための解析であり、その意味で、評価対象種の選定は極めて重要なプロセスである。

保全評価対象は1種でも複数種でも良いが、トラウト類というように同じようなハビタットを必要とする属や科等の分類上のグループを評価対象とすることもできる。調査区域に生息している種を選定する場合には、調査区域内だけではなく、調査区域を含む広い範囲を利用している種も考慮する。

選定基準としては、人気種、狩猟対象種、毛皮獣、その地域に生息が限定する種、広いハビタットを必要とする種、食物連鎖の上位種、湿地等の特定のハビタットに特異な種、開発等の影響を受けやすい種、希少種等の考え方があり、これら単体あるいは組み合わせによるかはケースバイケースの判断による。いずれにしても、「目標のブレイクダウン」における目標や目的に沿った選定基準であることが重要である。

(3) HU 分析

HU分析は、調査区域全体を評価対象種のハビタットとして総合的に評価するフェー

ズである。HU とは Habitat Unit (ハビタット単位) の略であり、HEP の基本単位である。HU 分析は、「HSI モデル構築」と「HU 算出」の2つのプロセスから構成される。

HEP では、開発サイト及び代償ミティゲーション・サイトのそれぞれについてベースライン (Baseline, 事業がない場合) 及び事業実施時の合計4つの HU を求める。

ア. HSI モデル構築

HSI とは、Habitat Suitability Index (ハビタット適性指標) の略で、あるカバertypeについて、評価対象種のハビタットとしての適性を定性的かつ定量的に評価する値である。HSI の概念は式1で表現される。

HSI は0 (まったく不適) から1 (最適) の間の数値で表現され、キャリング・キャパシティー (Carrying Capacity, CC) と正の相関がある概念とされる (図4-2-6)。従って、HSI=0 の場合は CC=0 で評価対象種はまったく生息しないことを表わし、HSI=1 の場合は評価対象種のポピュレーションは最大となると考えられる。

HSI モデル構築は、図4-2-5に示すとおり、5つのフェーズから構成されている。以下に HSI モデル構築について順を追って説明する。

$$HSI = \frac{\text{調査区域のハビタットの状態}}{\text{理想的なハビタットの状態}} \quad \dots\dots\dots \text{式1}$$

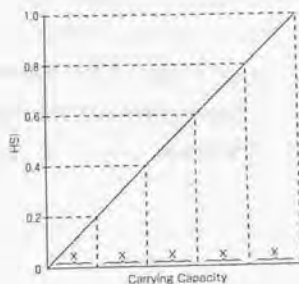


図4-2-6 HSI とキャリング・キャパシティーの関係

a. HSI モデル構築の目的設定

HSI モデル構築の第一歩は、HEP 全体のシステムにおける「目標の設定とブレークダウン」と同じく、「HSI モデル構築」の目的の明確化である。

HSI モデル構築に際し、完全無欠なモデル構築 (Ideal Goal) の追求はもちろん理想的ではあるがコストパフォーマンスの点から現実的ではない。ここでは代償ミティゲーション・プラン作成のために必要なモデルが構築できれば良いという合理的な判断 (Acceptance Goal) が重要になる。代償ミティゲーション・プラン作成のためには、数量化が可能で立地に即した (area-based) モデルであることが最低限の条件である。

b. 環境要因選定

環境要因とは、ある種にとってのハビタットの適否規定 (制限) するさまざまな要因のことである。一般的には、餌の状態、水の状態、営巣用地としての植生等のカバーの状態、繁殖用地としての適否等が環境要因として選定される。評価対象種によっては斜面の傾斜度数、水場からの距離等を環境要因として選定することもできる。また、両生類等のようにライフ・サイクルの中でハビタットが変化する種を選定するには、幼生期、成体期等のライフ・ステージごとに環境要因の選定が必要となる。必要とするハビタットが季節ごとに異なる場合には、季節変化にも配慮する。また、調査区域自体の状態にかかわらず、近くに道路や工場があると生息できなくなる種に対しては、道路や工場からの距離や騒音等も環境要因とすることができる。

環境要因の選定は一見、限りがないように思えるが、できるだけ限定することが基本である。例えば、あるリスのハビタットの条件として、「餌となるドングリが多いこと」と「カシの大木の被度が多いこと」があった場合、後者の状態は前者の状態を含むと考えられるため、環境要因としては後者を選定することが考えられる。(後述する SI の「限定要因法」参照。) 図 4-2-7 に、環境要因選定の事例を示す。

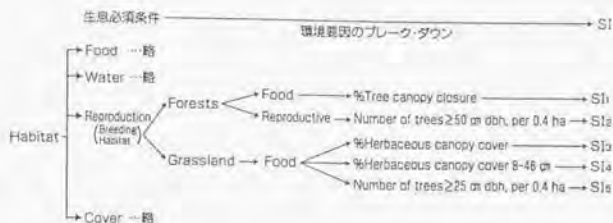


図 4-2-7 Red-tailed hawk (*Buteo jamaicensis*) (タカの種類) の環境要因選定

出典: U.S. Fish and Wildlife Service (1981): Standards for the Development of Habitat

Suitability Index Models (ESM 103)

c. SI モデル構築

SI とは、Suitable Index (適性指標) の略で、HSI 算出の材料となる値である。選定された環境要因は、カバータイプごとに、当該評価対象種のハビタットとしての適性を示す SI に換算される。この環境要因とハビタットの関係を表わすモデルを SI モデルという。SI の概念は式 2 で表現される。HSI と同じく、0 (まったく不適) から 1 (最適) の間の数値で表現される。

$$SI = \frac{\text{調査区域のハビタットを規定する環境要因の状態}}{\text{理想的なハビタットを規定する環境要因の状態}} \quad \dots\dots\dots \text{式 2}$$

例として、図 4-2-8 に Eastern Cottontail (*Sylvilagus floridanus*) (ウサギの 1 種) について、「林冠の被度」の SI モデルを示す。Y 軸が SI で、X 軸が林冠の被度 (%) である。これによると、林冠は 25% ぐらいまでは多ければ多いほど本種に適している一方で、50% を超えると少なければ少ない方が本種に適していることがわかる。

この SI モデルを用いるためには、調査区域のカバータイプの分布とそれぞれの林冠の被度のデータが必要となるが、これらのデータは現地調査によって測定する。もし、本 SI モデルが季節によって異なる場合には、季節ごとに現地調査が必要となる。

実際の HEP では、この事例のように既存の SI モデルがない場合の方が多い。その場合には、評価対象種とハビタットの関係についての個別の研究論文を利用して新規にモデルの構築を行う。この場合には評価対象種の専門家の参加が不可欠である。

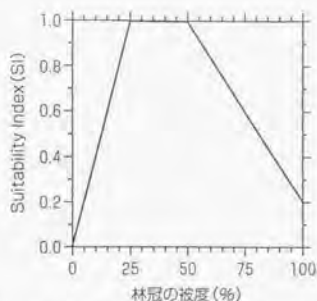


図 4-2-8 Eastern Cottontail の林冠の被度についての SI モデル事例

出展 : U. S. Fish and Wildlife Service (1984) : Habitat Suitability Index Models: Eastern Cottontail

d. HSI と SI の関係設定

HSI モデルとは、評価対象種に対する総合的なハビタットの評価指標である HSI と、ハビタットを構成する個々の環境要因についての評価指標である SI との関係を表現するものである。HSI は、個々の SI を「結合」させることによって算出されるが、その基本パターンは以下の 4 通りである。実際には、種とハビタットの間を考慮し、これら 4 つのパターンをケースバイケースで組み合わせている。

< 以下は SI を 3 つと仮定している。 >

①算術平均法 (Arithmetic mean)

すべての SI が必ずしも必要でなく、どれか一つでもあればそれなりにハビタットとして機能する場合に用いる方法である。HSI が 0 となるにはすべての SI が 0 となる必要がある。

$$HSI = \frac{SI_1 + SI_2 + SI_3}{3} \quad \dots\dots\dots \text{式 3}$$

②幾何平均法 (Geometric mean)

SI のいずれかが 0 であるとハビタットの価値が 0 となるような場合に用いる方法である。

$$HSI = (SI_1 \times SI_2 \times SI_3)^{\frac{1}{3}} \quad \dots\dots\dots \text{式 4}$$

③限定要因法 (Minimum function)

もつとも低いSIの値が、ハビタット全体の価値を限定するような場合に用いる方法である。植物の栄養素でもつとも欠乏しているものがその植物の成長を制限するという「リービッヒの最小律」と同様の概念である。

$$HSI = SI_1 \text{ or } SI_2 \text{ or } SI_3 \quad \dots\dots\dots \text{式 5}$$

④加算要因法 (Additive function)

個々のSIがお互いの不足を補う場合に用いる方法である。例えば、リスの餌として、ドングリヤクルミ等の異なった種類の餌の状態をSIとして設定した場合などが当てはまる。合計が1を超える場合には、最高値を1とした相対値に換算するS。

$$HSI = SI_1 + SI_2 + SI_3 \quad \dots\dots\dots \text{式 6}$$

実際のHSIの計算はパソコンの表計算ソフト上で行われることが多いが、連邦野生生物局はHSIモデル用表計算ソフトを開発し、公表している。これらは、ある種についてのSIモデルとHSIモデル、並びにそれらのデータが事前に組み込まれており、利用者がモデル構築を行わずにHSIを計算することができるようになっている。また、後述するように、多くの種についてのSIモデルとHSIモデルが政府機関や大学等から公表されているので、これらを元にモデル構築を行なうことができる。いずれにしても、HSIモデル構築においては、モデルの根拠等を後述するように公表を前提に記録しておくことが重要である。

e. モデルのテストと改良

構築されたHSIモデルで、サンプルデータを用いHSIの試算を行なう。サンプルデータは現実のものでも架空のものでも良い。算出されたHSIが、不正確、非合理的又は不完全でハビタットの状態をうまく表現しない場合には、HSIモデルの改良を行なう。改良には評価対象種の専門家によるレビューが必要である。改良には次のようなことが行われる。

- ・環境要因の追加、削除。

- ・ SI モデル（環境要因とハビタット適合性の関係）の改良。
- ・ HSI モデル（HSI と SI の関係）の改良。

f. HSI モデルの文書化

最終的にできあがった HSI モデルについては、以下の項目を含んだ文書化を行なう。

- ・ 評価対象種のハビタットの一般的な説明（分布等）
- ・ 評価対象種のハビタットの環境要因（餌、水、繁殖、営巣等）の説明
- ・ 参考とした HSI モデルのオリジナルとそこからの改良点
- ・ 使った基礎データの情報源情報（出典）とその妥当性
- ・ 本 HSI モデルの適用可能な範囲と限界

このような文書化は以下の点で重要である

- ・ モデル化の目的、生物学的な前提条件、モデル構造等を再確認する
- ・ 評価対象種とハビタットの間の理解を深める
- ・ 本モデルが他の HEP 調査に応用される場合に必要な情報を提供する

すべての HEP 調査で、調査の度に SI モデルや HSI モデルを構築しているわけではない。過去の HEP 調査のモデルは文書化され、蓄積され、利用されていく。1998 年 8 月現在で約 200 種の HSI モデルについてのレポートが連邦野生生物局 (USFWS) 等から出版されている。前掲の Eastern Cottontail の事例はこの中の一冊である。

ちなみに、Eastern Cottontail の HSI モデルのレポートは 31 頁からなり、分布状況、ハビタット（餌、水、カバ、繁殖等の環境要素に関する説明）、複数の SI モデル、使用した基礎データや他の SI モデルの文献一覧から構成されている。レポートを作成した個人名、実施機関名、スポンサー名、連絡方法も明記されている。最初のページはアンケート様式になっており、モデルに関する情報提供を呼びかけている。

連邦野生生物局以外にも、U.S. Geological Survey (USGS), Bureau of Land Management, U.S. Forest Service (USFS) 等の連邦政府機関、各州の Department of Fish and Game あるいは Department of Natural Resources 等の環境保全部局、Migratory Bird and Habitat Research Laboratory 等の研究機関、大学等からも HSI モデルやハビタットに関する情報を集積し、公表している。

イ. HU 算出

HSI は、それぞれのカバータイプごとに計算される。仮にカバータイプが 3 種類あり、それぞれの面積が、A, B, C (ha)、また、HSI が Ah, Bh, Ch である場合、この土地全体の総 HSI (Total HSI) は次の式で求められる。

$$Total\ HSI = \frac{A \times Ah + B \times Bh + C \times Ch}{A + B + C} \quad \dots\dots\dots \text{式 7}$$

HU とは、Habitat Unit (ハビタット単位) の略で、ある調査区域全体のハビタットに対して、総 HSI の持つ定性的な評価に、面的広がりをもった定量的な評価を加味した指標である。HU は、HEP の共通単位であり、HU によってインパクトとミティゲーションが比較される。

HU の概念は式 8 で表現される。

$$HU = Total\ HSI \times Total\ Area \quad \dots\dots\dots \text{式 8}$$

HU には空間要素は入っているが、時間要素は入っていない。HU は、いわば、ある時点のハビタットを切り取って評価したものである。現実の開発事業等においては、ハビタットは時間の経過とともに変化するため、時間要素を含めた累積的 HU (Cumulative HU) を計算する必要がある。

図 4-2-9 は、架空の開発を例にとって、ある野生生物の HU 及び累積的 HU の概念を説明したものである。Y 軸は HU を示し、X 軸は年を示す。まず、開発前は高木林が広がっているため、900HU という評価である。最初の 5 年間かけて工事のために樹木を伐採するため、ハビタット評価は 900HU から 400HU に落ちる。その後、15 年にわたり穴を掘りゴミを埋め続けるために、さらに 200HU まで下がる。その後、土で埋め立て自然復元を行ない、埋め立て後 60 年間は事業者が自然復元の管理を行なうため、ハビタットは 500HU まで徐々に回復するが、その後は放置されるために HU は増加しない。この図で、実線はその時点における HU を、斜線部は累積的 HU をそれぞれ示している。累積的 HU の概念は式 9 で表現される。

$$Cumulative\ HU = \sum_{i=1}^n (Hi \times Ai) \quad \dots\dots\dots \text{式 9}$$

但し、

i : 年

P : HEP 分析の期間 (通常, 60 年~100 年)

H_i : i 年目の Total HSI

A_i : i 年目の Total Area

実際に累積的 HU を求める場合には、ターゲット・イヤー (Target Year, TY) と呼ばれる HU 予測年を決め、それぞれの TY について HU を予測し、それらの累積 (積分) したものととして累積的 HU を求める。TY は事業によって異なるが、工事開始時点、供用開始時点、供用中、供用終了時点、事業終了時点等を設定する。HEP 分析の期間は、通常、60 年から 100 年程度であるが、事業期間がそれ以上になる場合には、当然、その期間を含む十分な長さとする。

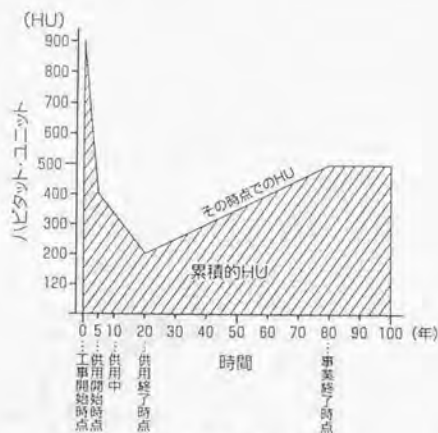


図 4-2-9 累積的 HU の概念

(4) 代償ミティゲーション・プラン作成

HEP 調査の最終目的は、代償ミティゲーション・プランの策定に必要な情報を提供することである。ミティゲーション・バンキングを除けば、通常、開発事業者は、自ら、用地を購入し、自然の復元 (restoration) あるいは創造 (creation) 事業を行う。

このような代償ミティゲーション事業は、フェンス等で囲み外部からの撓乱を防ぐような軽微なものから、土木工事、植栽工事、灌漑工事、各種メンテナンス等を伴う大規模なものまで様々であるが、これらの内容はすべて、代償ミティゲーション・プランに示される必要がある。

HEPでは、開発サイトのHU(=PA)と代償ミティゲーション・サイトのHU(=MP)を、以下のケースについて算出する。

- ・PA1:開発サイト(開発事業なし)
- ・PA2:開発サイト(開発事業あり)
- ・MP1:代償ミティゲーション・サイト(代償ミティゲーション事業なし)
- ・MP2:代償ミティゲーション・サイト(代償ミティゲーション事業あり)

図4-2-10は、PA1、PA2、MP1、MP2の各累積的HUを模式化したものである。この図で、PA2からPA1を差し引いた斜線部分は、開発により影響を受けるハビタットの累積的HU、即ち、ネット・ロス(Net Loss)であり、MP2からMP1を差し引いた斜線部分は、代償ミティゲーション・サイトの累積的HU、即ち、ネット・ゲイン(Net Gain)である。代償ミティゲーションは、ネット・ゲインがネット・ロスと比べて同等かそれ以上になるように計画される。

このように、開発事業あるいはミティゲーション事業が行なわれない場合のハビタットの変化をも含めて分析されるのは、HEPの特徴の一つである。

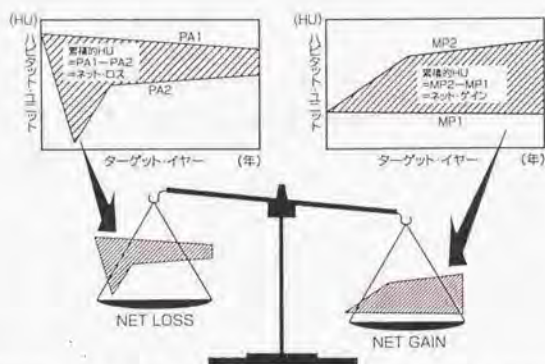


図4-2-10 開発サイトと代償ミティゲーション・サイトの累積的HU

表 4-2-3 に連邦野生生物局 (USFWS) が求めている、種の貴重性とミティゲーション・プランニングの関係を示した。

消失する HU (net gain) と取得する HU (net loss) との関係は、保全対象となる生物種の貴重性によって以下のようにケースバイケースで判断される。

連邦野生生物局の貴重生物リストで、貴重性が最も高いとされるカテゴリ 1 の種については「ノー・ロス (no loss)」といって、当該種とそのハビタットを完全に保存 (preservation) することが求められ、そのハビタットの開発は「回避」されなければならない。

カテゴリ 2 の種では、「ノー・ネット・ロス (no net loss)」とイン・カインド (in-kind) 代償ミティゲーションが義務づけられ、当該種とそのハビタットの現存量を確保することが求められている。例えば、シカの 3HU を同種のシカの 3HU で代償する等である。ちなみに、ブッシュ大統領が 1988 年に選挙公約として提案し、クリントン政権にも引き継がれている米国のウェットランドに関する「ノー・ネット・ロス」政策は、米国に現存するウェットランドの量を確保するという政策である。

カテゴリ 3 の種は、「ノー・ネット・ロス (no net loss)」ではあるがアウト・オブ・カインド (Out-of-kind) 代償ミティゲーションが義務づけられ、当該種に限定せず、その他の種を含めたカテゴリ 3 以上の種とそのハビタットの現存量を確保することが求められている。例えば、シカの 3HU は、同種のシカの 2HU とクマの 1HU の合計 3HU で代償したり、クマの 1HU で代償されたりする。前者はイコール (equal) 代償ミティゲーション、後者はリラティブ (relative) 代償ミティゲーションと呼ばれている。

最も貴重性の低いカテゴリ 4 の種では、「最小化 (minimization)」が義務づけられており、「最小化」ミティゲーションは必要であるが、「代償」ミティゲーションは必要ないとされる。

表 4-2-3 種の貴重性と代償ミティゲーション・プランニングの関係

Resource Category	種及びそのハビタットの価値	野生生物保全のゴール	ミティゲーション・プランニングのゴール
1	高い価値を有し、国やエコリージョン (Ecoregion) で希少な種。	NO LOSS: 現存する種とそのハビタットは完全に保存すること。	・回避 (Avoidance) ミティゲーション: この場合は、開発事業の全部あるいは一部を中止することでハビタット消失を避ける。
2	高い価値を有し、国やエコリージョンで希少になりつつある種。	NO NET LOSS: 現存する種とそのハビタットの現存量は減少すること。	・イン・カインド (In-kind) 代償ミティゲーション: この場合は、該当種とそのハビタットの現存量をそのままの量で確保する。 例) シカの3頭は、シカの3頭で代償される。
3	高から中の価値を有し、国レベルでは数多く生息している種。	NO NET LOSS: 現存する種とそのハビタットに限定せず、その他の種とそのハビタットを含めた現存量は確保すること。	・イコール (Equal) 代償ミティゲーション: この場合は、該当種を含めたどの種のハビタットでも良いからその現存量を確保する。種のトレードオフは可能であるが、量のトレードオフは許されない。 例) シカの3頭は、シカの2頭とクマの1頭の合計3頭で代償される。 ・リフタイプ (Relative) 代償ミティゲーション: この場合は、該当種を含めたどの種のハビタットでも良いからその現存量を確保する。種のトレードオフも量のトレードオフも可能である。 例) シカの3頭は、クマの1頭で代償される。
4	中から低い価値を有している種。	MINIMIZATION: 現存量の確保までではなく、該当する種とそのハビタットの減少を最小限に食い止めること。	・最小化ミティゲーション: この場合は、ハビタット消失を代償する必要はない。

注: 連邦野生生物局 (USFWS) はアメリカ本土 (ハवाईやアラスカを含める) をエコリージョンと呼ばれる7つの管理地域に区分している。

出展: National Biological Service Midcontinent Ecological Science Center (1995) Habitat Evaluation Procedures Workbook 等から筆者が作成した。

「HEPの長所は数量化にあり、HEPの短所も数量化にある。」自然科学としてのHEPの数量化に対する批判は数多く存在している。HEPは完全無欠の科学的手法ではない。むしろ、環境アセスメントと同じく、コミュニケーションのための手続き的

(Procedural) システムである。即ち、HEPは、何かを実体的(Substantive)に規定し自らが意思決定を下すものではなく、既存の様々な知見を収集し、比較可能な客観的な形に整理し、公開するための一定の手続き(手順)を示したシステムである。この定められた共通の手続きにより、開発サイドと保全サイドという異なる意見を持つ人々を同じテーブルにつけ、共通の言語(HU)でコミュニケーションすることを可能にしている。

一方で、HEPは最も優れた生態系評価手法ともいわれており、現在も改良が続けられている。生態学的手法としてのHEPの特徴としては、生態系の概念を現実の空間的広がりへ換算できること、時系列的なハビタットの变化や影響を累積的に捉えることができること、その結果、異なる2つの時点での生態系あるいは異なる2地点の生態系を定性的かつ定量的に比較することが可能になっている。

また、HEPは、既存の種や生態系に関する膨大な基礎調査の成果を、実際の環境保全に結び付ける架け橋ともいえる。HEPを支援するために、連邦野生生物局等の連邦政府及び州政府機関、研究所、大学等が、膨大なデータを収集し、整理し、公開している。

HEPでは、HSIモデルの文書化義務に見られるように、一つ一つのHEP調査の知見が積み重ねられ、共有化できるような工夫がある。これは、周知の無駄な部分に労力をかけずに、その分必要な部分に労力をかけるという、メリハリのきいた調査につながる。

以上、米国の代償ミティゲーションの今後の展開に重要な役割を果たすと考えられるミティゲーション・バンキングと生態系評価手法・HEPについてその内容を分析したが、これらの仕組みや手法によって漠然とした代償ミティゲーションがより具体的な目標や行為にブレイクダウンされることわかり、その結果、代償ミティゲーションの促進につながるものであることがわかった。

第3節 代償ミティゲーションの今後の可能性と展望

これまでの結果から、開発に伴い消失する生態系を保全する仕組みとして代償ミティゲーションの可能性はきわめて高いといえる。

1999年から施行される環境影響評価法において「回避・低減」というミティゲーション方策が示されたことから、「従来の環境保全目標クリア型の評価プロセスは、環境影響が事業者により実行可能な範囲内で回避され、又は低減されているものであるか否か」(寺田,1998)という評価に変わっていくと期待されている。また、同施行令では、代償措置にあたっては、「環境影響を回避し、又は低減させることが困難である理由」及び「損なわれる環境及び環境保全措置により創出される環境に関し、それぞれの位置並びに損なわれ又は創出される当該環境に係る環境要素の種類及び内容」を明示することが規定された。これらの情報公開の結果、市民の環境影響評価や開発事業そのものへの関わりが深まり、開発がある以上は、どうしても回避も低減もできずに残る悪影響は常に存在することから、今後、代償ミティゲーションの検討は促進されると思われる。

ある程度、代償ミティゲーションの経験を踏んだ後では、前述したような米国における代償ミティゲーションの問題と同様な問題が顕在化してくるものと予測される。特に、土地が狭隘で非常に高価な日本においては、代償ミティゲーション実施における事業者の負担が重過ぎることが問題となろう。代償ミティゲーションの実効性を高めるためには、次の7つの条件を満たすことが不可欠である。

①代償ミティゲーションを回避および最小化ミティゲーションと共に環境影響評価制度に明確に位置付け、環境影響評価制度の協議手続きおよび情報公開を代償ミティゲーションの形成や実施においても徹底させること、②代償行為を含むミティゲーションについての詳細な施行規則やガイドラインを整備すること、③HEPのような定量的な生態系評価手法を含む代償ミティゲーションに関する技術的マニュアルを整備すること、④「ノーネットロス」のような生態系の量的な目標を含めた生態系保全政策を整備すること。⑤純粋な自然生態系だけでなく、二次的な生態系も代償ミティゲーションの対象とすること、⑥代償ミティゲーションと広域的土地利用計画との連携を図るために戦略的環境アセスメントを導入すること、⑦代償ミティゲーションを実施する事業者の負担を軽減する合理的手法を検討し導入することが重要であると考

える。以下にこれら7つの条件について順を追って説明する。

①の「協議手続き」については、まず、従来の閣議決定要綱による環境影響評価制度では、事業所管官庁の主務大臣は、主務大臣の判断で、環境庁長官の意見を聞くことができるとされていたが、環境影響評価法では、この協議手続きが義務付けられることになったことは大きな前進である。しかし、米国事例でみてきたように、生態系消失の評価、生態系復元・創造の計画、モニタリングおよび審査の計画などのに対する細かい判断についても、できるだけ早い時点からの環境監督官庁との協議を義務付ける必要があろう。そしてこれらの協議手続はできるだけ透明性を高くし、一般市民、地方政府、地元の大学、環境NGOなどからの意見を重視することが重要である。

また、代償ミティゲーションを提案するためには、代償する生態系の消失が不可避であることを環境影響評価の中で客観的に証明することを義務付ける必要がある。その場合、図4-3-1に示したようなフローで「回避→最小化→代償」というミティゲーションの優先順位に沿って適性な検討がされてきているかを環境影響評価書においてチェックすることが重要である。

②の「施行規則やガイドライン」については、米国および香港の事例にみてきたように、環境影響評価の法律は基本的理念を示すことに重点を置き、この理念を合理的に、容易に実行するための施行規則やガイドラインがひじょうに整備されている。これらの法律の施行を支援するための施行規則とガイドラインの種類は次の5種類に大別できると考えられる。それは、a. 法律の条文で使われている言葉を誤解のない客観的な表現で定義している用語集、b. 法律の理念を、わかりやすく誤解のない表現で説明した条文解説書、c. 法律に対して頻繁になされる質問（FAQ）をファイルしたもの、d. 裁判の判例集のような、時代と状況による法律の解釈の結果をファイルしたもの、e. 法律自体あるいは法律に関連する情報源情報集の5種類である。そして、これらの内容は、法律条文そのものを含めて、時とともにひじょうに柔軟に改正されている。このような段階的で詳細な施行規則やガイドラインの整備の過程によって、環境影響評価制度の有効性は必然的に上昇していくものと思われる。

③の「技術的マニュアル」については、従来の日本においては、②のガイドラインと③の技術マニュアルが明確に区別されていないようである。自治体条例を含めても、国の要綱や条例に関する②のような施行規則やガイドラインはあまり整備されておらず、むしろ「技術指針」と呼ばれる技術的なガイドラインに力点が置かれている

のが特徴である。そのために、科学技術は時と共に変化し改善されていくのに、国や自治体の制度の付属文書として実体的に整備された技術指針はそのような流れに追いつかず、結果として技術指針で定められていることが逆に漏れや抜けを発生させている。

代償ミティゲーションの技術マニュアルとしては、生態系の評価手法、生態系の復元・創造技術の内容の整備が不可欠である。日本においては、これまでのところ、生態系の復元・創造技術については、主として沿岸域の生態系についてのものが徐々に始まっており、今後、陸域、淡水域におけるマニュアルの充実が待たれる。生態系評価手法については、日本の環境基準において生態系の量的基準の設定が行われてこなかった（OECD, 1994）ために、ほとんどないのが現状である。本研究で明らかにした HEP のような生態系評価手法を含む諸外国の先進事例を参考にしながら必要な技術のマニュアルを作成していくことが必要である。

④の「生態系保全政策」は個々の施策を包含するアンブレラとして重要である。環境影響評価は、既存の環境保全上の規制・基準や環境政策を写す鏡としての機能を有しているが、国や自治体にウェットランドなどの生態系をどうするのか？という保全に関する明確なポリシーがなければ、環境影響評価を実施しても環境保全は実現しにくい。生態系など定量化が困難なために保全基準の設定が遅れているものについては、その上のレベルの政策でカバーする必要がある。

米国の「ノーネットロス」政策は、国土に現存するウェットランドの現存する量および価値をこれ以上、減少させないというものである。日本においても、ウェットランドについて「ノーネットロス」の政策を明確にすることは最低限、必要である。海岸線のようにすべてが国有地で公共管理されているところでは、むしろ増加する「ネット・ゲイン」も考えられる（磯部, 1996）。米国と異なり狭い国土だからこそ「ノーネットロス」や「ネットゲイン」などの量的判断を伴う生態系保全政策の策定が急務である。

⑤の二次的生態系については、香港のエビ獲り池、「ゲイワイ」の事例が良い参考になる。ゲイワイはもともと遠浅の河口干潟にあった水田の畔を利用して巨大な池を造ったものである。この汽水の池は人間だけではなく、野生生物にとっても新しい良好なハビタットとして利用されるようになった。香港では、ゲイワイの人間と野生生物との共生の営み全体を保存しようと努力している。日本においては従来の植生自

然度などが谷津田や二次林などの二次的生態系の価値を評価せずに、都市近郊の身近な自然を消失させてきた反省から、環境基本法をはじめとして二次的生態系の価値が認識されるようになった。そのため今後の環境影響評価法施行においても二次的生態系を積極的に保存する方向性はさらに強まると予想される。狭隘な国土の日本では、都市近郊においては代償ミティゲーションの用地を確保することは難しい。しかし、人間と野生生物の営みの可能な二次的生態系のための用地確保ならば、比較的用地確保も簡易になると同時に、生態系復元・創造の成功率も高まるであろう。

⑥の戦略的環境アセスメントについては、米国の NEPA や香港環境影響評価条例において政策や計画が対象となっており、そのことが代償ミティゲーションを含む実質的なミティゲーションの形成に役立っている。代償ミティゲーション用地は広域的土地利用計画の中で位置付けられた場所であるべきだが、戦略的環境アセスメントの導入によってより早い時点で開発サイトおよび代償ミティゲーション・サイトのより適切な候補地を検討することが可能になる。

⑦の事業者負担を軽減する仕組みについては、米国や香港の事例にみるように代償ミティゲーションは日本の従来の環境保全対策に比べると、事業者非常に多大な負担を課することになり、そのことが代償ミティゲーションの最大の障害になるからである。ミティゲーション・バンキング制度は米国でもまだ確立されたものではなく、様々な試みが行われている。米国のミティゲーション・バンキングは、今後、流域管理 (Watershed Management) などの広域の土地利用計画との結びつきを強化することが課題となっており (Rogers, 1996)、具体的な事例が出てくるのは近いと考えられる。

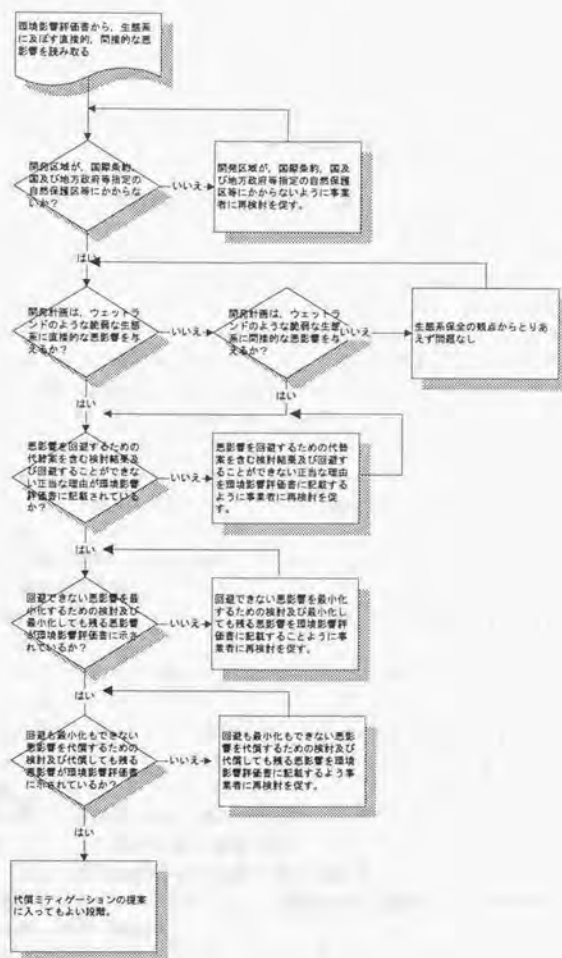


図 4-3-1 環境影響評価における代償ミティゲーションのチェックフロー

引用文献

- 磯部雅彦 (1996) 米国のミティゲーションの動向と日本への適用における課題. 海岸工学論文集, 43 巻, 1156-1160
- 磯部雅彦 (1998) 水・物質循環とミティゲーション. 水環境と流域環境, 岩波書店, 東京, 241-262
- 大野輝之&レイコ・アベ・エバンス (1991) 都市開発を考える—アメリカと日本—岩波新書, 東京, 235pp.
- 岡島成行 (1990) アメリカの環境保護運動. 岩波書店, 東京, 235pp.
- 亀山章 (1993) ランドスケープ・エコロジー. 緑地生態学の領域と方法, 井出久登, 亀山章編, 緑地生態学, 4, 朝倉出版
- 亀山章 (1997) エコロード—生物にやさしいまちづくり. 亀山章編. ソフトサイエンス社, 東京, 238pp.
- 環境影響評価制度総合研究会 (1996) 環境影響評価制度の現状と課題について, 95pp.
- 環境影響評価制度総合研究会技術専門部会 (1996) 環境影響評価の技術手法の現状及び課題について. 環境影響評価制度総合研究会技術専門部会報告書
- 環境影響評価法施行規則 (1998) 官報号外第 118 号
- 環境庁 (1990) 東京湾・その保全と創造に向けて, p. 34
- 環境庁 (1998) 藤前干潟における干潟変化に対する見解について, 記者発表資料
- 環境庁環境アセスメント研究会監修 (1996) 世界の環境アセスメント. (財) 地球・人間環境フォーラム編. ぎょうせい, 東京, 423pp.
- 環境庁企画調整局編 (1993) 日本の環境アセスメント, ぎょうせい, 東京, 201pp.
- 建設省 (1994) 環境政策大綱
- 国土庁計画・調整局 (1995) ミチゲーションの概念を導入した沿岸域計画・整備方策策定調査報告書, 208pp.
- 自然環境アセスメント研究会 (1995) 自然環境アセスメント技術マニュアル. (財) 自然環境研究センター, 638pp.
- 島津康男 (1993) 環境アセスメントの見直しを—なぜ, どこが問題か—. 環境情報科学, 22-1
- 東海林克彦 (1997) 環境アセスメントに対する考え方とその変遷に関する研究. ランドスケープ研究 60 (5), 619-624
- 清水市 (1992) 清水市興津川の保全に関する条例
- 総務庁統計局 (1997) 人口統計年報. 大蔵省印刷局
- 総務庁統計局 (1998) 世界の統計 1998 年版. 大蔵省印刷局
- 水環境創造研究会編 (1997) ミチゲーションと第 3 の国土空間づくり. 長尾義三, 横内憲久監修, 共立出版, 東京, 248pp.
- 武内和彦 (1994) 環境創造の思想. 東京大学出版会, 東京, 198pp.
- 田中 章 (1993) アメリカにおけるミティゲーションの実態. 環境アセスメント協会セミナー資料, 15pp.
- 田中 章 (1995a) 環境アセスメントにおけるミティゲーション制度. 人間と環境 21 (3), 154-159
- 田中 章 (1995b) ミティゲーション—地域自然環境保全のツール. BIO CITY No. 5, 41-50
- 田中 章 (1995c) 地域環境を創造する環境アセスメントと. JEAS NEWS No. 65, 9-13

- 田中 章 (1996) 開発と自然保護の調和—米国の生態系復元事業にみる。武内和彦編。植物の世界 131 号, 346-347, 朝日新聞社。
- 田中 章 (1997) マイボ湿地の環境ミティゲーション。バイオシティ No. 13, 41-49
- 田中 章 (1998a) 環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷。ランドスケープ研究 61(5), 763-768
- 田中 章 (1998b) アメリカのミティゲーション・バンキング制度。環境情報科学 27(4), 46-53
- 田中 章 (1998c) 生態系評価システムとしての HEP。島津康男編。環境アセスメント ここが変わる。環境技術研究協会, 81-96
- 通商産業省工業技術院・中国工業技術研究所 (1994) ミチゲーション技術に関する動向調査報告書。129pp.
- 幸田達志 (1998) 環境影響評価法の概要。環境アセスメントここが変わる。環境技術研究協会, 432pp.
- 長尾義三 (1989) ミチゲーション概念とわが国への適用。日本沿岸域会議論文 No. 1
- 長尾義三・横内憲久 (1997) ミチゲーションと第 3 の国土空間づくり。共立出版, 東京, 248pp.
- 日本化学会編 (1979) 環境の基準: 丸善株式会社, 東京, 338pp.
- 日本総合研究所 (1994) ミティゲーション (代償措置) 手法について。環境庁請負調査報告書。
- 日本道路公団資料 (1997) ひいご池湿原, 3pp, 113pp.
- 橋本道夫 (1988) 私史環境行政。朝日新聞社, 376pp.
- 波田善夫 (1997) 高速道路の建設にともなう湿原の移設とビオトープの創生。道路と自然。道路緑化協会, 36-39
- 原科幸彦編 (1994) 環境アセスメント。放送大学教育振興会, 東京, 282pp.
- 原科幸彦 (1997) 都市の成長を管理する。科学, 67(3), 203-210
- 米国環境諮問委員会 (1973) 環境保全と経済成長。環境情報研究会訳。時事通信社, 東京, 334pp.
- 増原義剛編 (1994) 図でみる環境基本法。中央法規, 東京, 159pp.
- 丸田頼一 (1994) 都市緑化計画論, 1-3, 丸善株式会社
- 民事法学辞典 (1960) 有斐閣, 東京
- 山下弘文 (1993) ラムサール条約と日本の湿地。信山社サイテック, 東京, 203pp.
- Au, Elvis (1998a) Bridging the Gap Between EIA and Environmental Sustainability Issues and Challenges for Hong Kong and Asia. Environmental Protection Department, The Government of Hong Kong Special Administrative Region. 14pp.
- Au, Elvis W K (1998b) Status and progress of environmental assessment in Hong Kong: facing the challenges in the 21st century. *Impact Assessment and Project Appraisal* 16(2), 162-166
- Bass, Ronald E. & Herson, Albert L. (1993) *Mastering NEPA: A Step-by-step approach*. Solano Press Books, Point Arena. 855pp.
- Council on Environmental Quality (1981) Forty Most Asked Questions Concerning CEQ's National Environmental Policy Act Regulations. 31pp.
- Council on Environmental Quality (1993) Twenty-fourth Annual Report. Interagency Ecosystem Management Task Force in Council on Environmental Quality
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1978) 40CFR Part 1508.20
- Davis, Ellyn Miller and Herson, Albert L. (1995) *Wetlands regulation*. Solano Press Books,

- Point Arena, 363pp.
- Dennison, Mark S (1996) *Wetland Mitigation*. Government Institutes. Maryland, 305pp.
- EDAW, Inc., et al, (1986) Final Environmental Impact Report and Environmental Impact Statement for the Lighthouse Marina
- Environmental Almanac (1992) Forest and Wetlands, 133-146, World Resources Institute
- Environmental Law Institute (1993) *Wetland Mitigation Banking*. Environmental Law Institute, Washington D.C., 159pp.
- Fulton, William (1991) *Guide to California planning*. Solano Press Books, California, 148pp.
- Hong Kong Government (1995) Hong Kong in Figures.
- Hong Kong Environmental Protection Department (1997) *A Guide to the Environmental Impact Assessment Ordinance*. 56pp.
- Hong Kong Environmental Protection Department (1997) Guidelines for Implementing the Policy on Off-site Ecological Mitigation Measures. 10pp.
- Hong Kong Environmental Protection Department (1997) *Technical Memorandum on Environmental Impact Assessment Process*. 83pp.
- Jones & Stokes Associations, Inc. (1991) Kachituli Oxbow Mitigation Monitoring Program
- Jones & Stokes Associations, Inc. (1994) Kachituli Oxbow Mitigation Third-Year Monitoring Report
- Kelley, David B. and Green, Miriam (1990) Soils of the Kachituli Oxbow Yolo County, California
- Kraft, Michael E. and Vig, Norman J. (1990) Environmental Policy from the Seventies to the Nineties: Continuity and Change, *Environmental Policy in the 1990s: toward a new agenda*. edited by Vig, Norman J. and Kraft, Michael E. Congressional Quarterly Inc. Washington, D.C. 418pp.
- Kramer, John R. (1981) Is there a national interest in wetlands-the section 404 experience. *California riparian systems*, ed. Warner and Hendrix, University of California Press, Berkeley, California, 242-256
- Kreske, Diori L. (1996) *Environmental Impact Statements*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 480pp.
- LMRD (1988) Lighthouse Marina Project Mitigation and Compensation Plan
- MOA, Memorandum of Agreement between the Environmental Protection Agency and the Department of the Army Concerning the Determination of Mitigation under the Clean Water Act Section 404(b) (1) Guidelines. 1990, 6pp.
- McCaskill, June (1990) Plant Inventory of the Kachituli Oxbow Mitigation Site
- Mitsch, William J. & Gosselink, James G. (1986) *Wetlands*, 441, Van Nostrand Reinhold
- National Biological Service Mid-continent Ecological Science Center (1995) Habitat Evaluation Procedures Workbook
- Nielsen, Jim (1989): Upper Sacramento River Fisheries and Riparian Habitat Management Plan: Department of Water Resources, State of California
- OECD (1994) OECD レポート 日本の環境政策成果と課題. 環境庁・外務省監訳. 中央法規. 東京. 213pp.

- Parry, Christiane M.R. (1993) Mitigation for coastal development in California. Techno-ocean '92 proceedings, 372-378
- Rogers, John W. (1996) Wetland Mitigation Banking and Watershed Planning. *Mitigation Banking*. Edited by Marsh, Lindell L.. Island Press. Washington, D.C. 159-183
- Sacramento Bee (1996) Newsletter of December 11, 1996
- Sadler, Barry (1996) *International study of the effectiveness of environmental assessment final report. Environmental assessment in a changing world: Evaluating practice to improve performance*. Minister of supply and services Canada, 248pp.
- Sadler, Barry and Rob Verheem (1996) *Strategic Environmental Assessment, Status, Challenges and Future Directions*. Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment of the Netherlands. 189pp.
- San Francisco Bay Conservation and Development Commission Annual Report (1992) Summary of Permits, Fill and Mitigation. p.8
- Savage, Neil (1986) The mitigation predicament. *Environmental Management* 10(3) 319-320
- Sonu, Chouh J. (1995), ミテゲーションの中できたいされる生態系修復技術と評価, 生態系工学第15回シンポジウム講演要旨, 生態系工学研究会, 5-6
- Tanaka, Akira (1991), The Decline and the Fragmentation of Riparian Forest in the Sacramento Valley, California -The Issues of Mitigation Project and an Alternative-, A practicum paper for the degree of Master of Landscape Architecture at the School of Natural Resources in the University of Michigan.
- U.S. Army Corps of Engineers, Sacramento District (1986) Riparian Planting Design Manual for the Sacramento River Chico Landing to Collinsville. Berkeley, CA
- U.S. Census Bureau (1997) For Immediate Release, December 24, 1997.
- U.S. EPA Environmental Research Laboratory. et al. ed. (1989). *Wetland Creation and Restoration : The Status of the Science*. NST Technology Services, Corvallis, OR, Volume I, 473pp., Volume II, 172pp.
- U.S. Fish and Wildlife Service (1980) Habitat Evaluation Procedures (HEP) (ESM 102)
- U.S. Fish and Wildlife Service (1980) Habitat as a Basis for Environmental Assessment (ESM 101)
- U.S. Fish and Wildlife Service (1981) Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models (ESM 103)
- U.S. Fish and Wildlife Service (1981) U.S. Fish and Wildlife Service Mitigation Policy, Federal Register, Vol.46, No.15, 7644-7663
- U.S. Fish and Wildlife Service (1983) Interim Guidance on Mitigation Banking, Ecological Service Instructional Memorandum No.80
- U.S. Fish and Wildlife Service (1984) Habitat Suitability Index Models: Eastern Cottontail
- U.S. Fish and Wildlife Service (1994) An Evaluation of Selected Wetland Creation Projects Authorized through the Corps of Engineers Section 404 Program, U.S. Fish and Wildlife Service, Sacramento Field Office
- U.S. Fish and Wildlife Service and Environment Canada (1990) North American Waterfowl Management Plan
- U.S. Fish and Wildlife Service (1981) US Fish and Wildlife Service Mitigation Policy, Federal Register, January 23, 1981, Part III, 7644-7663

- U.S. Geological Survey (1997) Selected Habitat Suitability Index Model Evaluations
- USDA, et al. (1988) A Guide to Wildlife Habitat of California
- Vig, Norman J. (1990) Presidential leadership. From the Reagan to the Bush administration. Environmental policy in the 1990s, ed. Norman J. Vig, Washington, D.C., 33-58
- Wakeford, R. (1990) American Development Control, HMSO
- Washington State Department of Ecology (1988) Wetland regulations guidebook. U.S. Government printing office, 46pp.
- White House Office on Environmental Policy (1993) Protecting America's Wetlands-Affair, flexible, and effective approach
- WRI, World Resource Institute (1992) Environmental Almanac. Houghton Mifflin Company, Boston, 606pp.
- Yolo Basin Working Group (1990) Yolo Basin Wildlife Area Concept Plan

環境影響評価制度におけるミティゲーション手法の国際比較研究

田中 章

自然および二次的生態系が保たれた土地は、不適切な人間活動に起因する直接的または間接的な悪影響により減少し続けている。開発がある以上、開発がある一定面積を必要とするために、生態系の面的な消失は避けられない。そこで持続可能な開発を実現するためには、その消失を補償する措置が必要となる。

開発において問題である「環境影響」を解決する「ミティゲーション」は環境影響評価制度の有効性を左右する、環境影響評価の結論的部分と考えられる。ミティゲーションは、「回避」→「最小化」→「代償」という3つの方策とこのような順序からなる。即ち、回避できる影響をまず回避し、回避できない影響については最小化し、回避も最小化もできない影響については、最後に代償するというものである。

1999年施行の環境影響評価法では「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーションの概念が示され、開発事業においては、事業者の自主的な環境配慮として生態系の消失を代償する「代償ミティゲーション」も散見され始めている。近年、このような代償ミティゲーションについて、①環境破壊型開発を誘導しないか？②用地確保は困難ではないか？③生態系の人為的復元は可能か？などの疑問点が出始めており、今後の代償ミティゲーションのあり方が問われている。

そこで本研究では、開発による生態系の消失に対する代償ミティゲーションの可能性を検討することを目的とした。

研究方法は、米国、香港および日本の環境影響評価制度に位置付けられた代償ミティゲーションを含むミティゲーション規定の実態並びにウェットランドの消失に対する具体的な代償ミティゲーション事業について、これらの比較分析を通して、前述の①から③の代償ミティゲーションの疑問を検証し、今後の代償ミティゲーションの可能性と課題について考察した。

米国は代償ミティゲーションが最も盛んな国であることから、香港は開発圧力が高いアジアの中で代償ミティゲーションが行なわれている唯一の地域であることから、日本は環境影響評価法において「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーション概念が初めて示され、今後のあり方が注目されている国であることからそれぞれ選定した。

また、ケーススタディーとしてウェットランドを対象とした代償ミティゲーション事業を選んだ。その理由は、干潟や湿地などのウェットランド

は、野生生物のハビタット、水質浄化機能、水源涵養機能などの多様で重要な環境保全機能を有しているにもかかわらず、依然として開発圧力がもっとも高い場所の一つであるからである。特に、本研究で取り上げた河辺生態系は、近年、米国においては急速に代償ミティゲーションが増加しており、日本においても近自然型河川工法などの生態系に配慮した工法や市民によるビオトープ（野生生物生息空間）再生活動の対象として注目されている空間である。

本研究の実施方法は、各国の政府職員、専門コンサルタントおよび研究者へのインタビュー調査と関連資料の分析を行ない、各国事例については現地調査を行なった。米国の代償ミティゲーション事例については、1989年から1992年にかけて実際に環境コンサルタントとして従事した経験とその後の追跡調査から得た情報を元に行っている。

1. 環境影響評価制度におけるミティゲーションの位置付け

米国の国家環境政策法では、西部開拓以来の自然破壊に対する反省から、生態系への影響に対する「回避」、「最小化」、「代償」というミティゲーションの種類と優先順位が明確に規定されているとともに、環境監督官庁との協議手続きが義務付けられており、必然的にミティゲーション形成が行なわれている。

香港の環境影響評価条例では、住宅地開発などの面開発が多いことから、米国と同様なミティゲーション規定を有するとともに、罰則規定を有する「環境認可」によってミティゲーションが義務付けられる。

日本の閣議決定要綱は高度成長期の公害対策として導入されたことから公害項目に重点が置かれた。また、同制度は、環境基準との比較による評価を重視したため、実質的なミティゲーションは形成されてこなかった。1999年に施行される環境影響評価法ではミティゲーションの概念が示され、開発事業においては事業者の自主的な代償ミティゲーションが出現し始めている。

2. ウェットランド代償ミティゲーションのケーススタディー

米国事例は開発により消失する河辺生態系を代償するもので、環境影響評価の協議手続きに従って、代替案、「回避」や「最小化」を検討した上で、広域計画との整合を図りつつ提案された。これは、国土のウェットランドの現存量維持という「ノーネットロス」政策や豊富なガイドライン・マニュアルによって支援されていた。

香港事例は中国国境の氾濫する河川の直線化に伴う河辺生態系の消失を代償するもので、自然生態系だけではなく、二次的生態系である「ゲイワイ」も代償ミティゲーションの対象としている。本事例は後の香港の環境

影響評価条例の生態系ミティゲーションの基礎となる一方、中国では最初の代償ミティゲーション事例となった。

日本事例は高速道路工事により破壊される湿原を移設・復元するもので、環境影響評価において形成されたものではなく、地元の官民の協力によって実現したものである。日本では近年、代償ミティゲーション的活動が活発になりつつあり、本事例のような開発事業付随型のほかに、公園事業型、環境修復事業型、市民運動型に分類される生態系復元・創造活動がある。

3. 総合考察と今後の代償ミティゲーションのあり方

冒頭に示した代償ミティゲーションの疑問点①については、米国および香港の環境影響評価制度におけるミティゲーション形成には、「回避→最小化→代償」のミティゲーションの検討が義務付けられており、これらは情報公開を伴う綿密な協議手続きを通して行なわれるため、事業者のみの判断によるミティゲーションの形成、実施、評価は起こり得ない。

疑問点②については、香港のゲイワイのように二次的生態系も対象とすることや、開発および代償ミティゲーション・サイトを広域的土地利用計画と連携させることによって、用地確保が容易になる。

疑問点③については、香港のような二次的生態系の復元は可能であろう。米国では③に関連して、a. 個別の開発ごとの代償では生態系が分断化される、b. 開発による消失と代償による復元には時間差がある、c. 開発事業者が行なう生態系復元は成功率が低い、d. 代償ミティゲーションの成功基準設定が難しいという4点が指摘されており、これらに対し、代償ミティゲーションを事前にまとめて行う「ミティゲーション・バンキング制度」、生態系の時空間の価値を定性的かつ定量的に評価する「HEP手法」などが考案され実施されている。

以上の結果、開発による生態系消失の補償としての代償ミティゲーションの可能性はきわめて高いと考えられる。そのためには、環境影響評価制度にミティゲーションを明確に位置付けること、代償ミティゲーションの対象となる生態系の消失について、その消失が不可避であることを環境影響評価において証明すること、詳細なガイドライン、定量的な生態系評価手法を含む技術マニュアル、生態系の定量的な環境基準・国家目標を整備すること、最後にミティゲーション・バンキングや戦略的環境アセスメントおよび広域的土地利用計画の連携のような代償ミティゲーション実施に係る事業者負担を軽減する仕組みの導入が必要である。

Summary

Comparative Study on Compensatory Mitigation Measures and Environmental Impact Assessment Systems in Various Countries

Akira Tanaka

1. Background of the study

For the formation of sustainable development, we must find a way to integrate environmental consideration into the development design. We can not avoid losses of habitats when we develop natural ecosystems such as wetlands. So it is critical to compensate the loss of ecosystems to make the development project sustainable. "Mitigation" is a key component of Environmental Impact Assessment (EIA) systems, which is directly related to the effectiveness of EIA.

"Mitigation" should consist of measures of avoidance, minimization and compensation. While Japan's EIA law in 1997 includes this sort of mitigation sequence at the first time in Japan and some development projects are already proposed with compensatory mitigation plans, the issues/doubts currently discussed in Japan can be summarized as: (1) Whether this might become an excuse to initiate environmentally unsound development projects; (2) Is it realistic that a developer finds and purchase a land for mitigation? Because Japanese land are so limited and the price is extremely high; (3) Is it possible to restore/create lost ecosystems?

The objective of this study is to clarify possibilities of compensatory mitigation measures against losses of ecosystems by development projects.

2. Method of the study

The methods of study is firstly, to find out present conditions of compensatory mitigation measures which are regulated in EIA systems in the U.S.A, Hong Kong and Japan, secondly, to examine those three issues/doubts on compensatory mitigation measures through comparative studies on wetland mitigation in those three countries.

The reason why these three countries were selected is as follows. The U.S.A has the most comprehensive mitigation systems in the world and compensatory wetland mitigation is very popular. Hong Kong is the only one place which compensatory mitigation is clearly regulated in the EIA system in

Asia. Japan enacted EIA law in 1997 and it will be in force in 1999. The EIA law has provisions of mitigation such as avoidance, reduction and compensation. So it becomes the focus of public attention how substantial compensatory mitigation will be formed and then executed in Japan.

The reason why wetland was selected is that although wetlands have diverse environmental functions and values, they are on the verge of ruin because of endless development pressures.

3. Mitigation provisions in EIA systems

The U.S.A. repents her degradation of nature of western expansion and ecological viewpoints are basically very strong in environmental policies in the U.S.A. In addition, pollution problems stemming from industrial activities became very serious in 1960's and environmental awareness of public was very strong in the time when National Environmental Policy Act (NEPA) was enacted in 1969. Reflecting the strong environmental awareness, NEPA has clear and strict sequence and definition of mitigation such as "avoidance- minimization- compensation" and obligation of consultation with environment management agencies are cleanly regulated. It promotes formation of substantial mitigation measures including compensatory mitigation.

Existing ecosystems are always facing the pressure of residential land development and there is little industrial development in Hong Kong. In addition, Hong Kong has being influenced by western countries very strongly in policies including environmental issues compared to other Asian countries. So ecological perspective is very strong in Hong Kong's environmental management. Reflecting it, Environmental Impact Assessment Ordinance (1997) has the same mitigation regulation as the U.S.A. and "environmental permit" system and penalties for the permit. It promotes formation of substantial mitigation measures including compensatory mitigation.

In contrast to the U.S.A. and Hong Kong, since Japan's first EIA system was introduced to reduce terrible pollution problems in 1972, pollution perspective was much stronger than ecological one. In addition, the 1972 EIA system emphasized evaluation by comparing quantitative environmental standards and then ecological values that was not translated to quantitative standards have not been paid much attention. This is one of the reasons why substantial mitigation measures have not being formed through Japan's EIA procedures. The EIA law of 1997 expresses clear mitigation concept including compensatory mitigation and some of new development propose compensatory mitigation.

4. Case study on wetland mitigation projects

The case project in the U.S.A. was a compensatory mitigation for offsetting the loss of wetland, which was caused by a waterfront development project along the Sacramento River in California. This compensatory mitigation project was formed in harmony with existing land use planning after examining alternatives, avoidance and minimization, through the consultation procedures of EIA systems. Compensatory wetland mitigation is supported by nation's "no net loss" policy and comprehensive guidelines and manuals about it.

The case project in Hong Kong was a compensatory mitigation for offsetting the loss of wetland, which was caused by the Shenzhen River Regulation Project along the Shenzhen River that runs between Hong Kong and China. This wetland mitigation includes semi/secondary natural ecosystems such as shrimp ponds, "Gei Wai." Semi/secondary natural ecosystems are also considered indispensable ecosystems and are restored/created when they are destroyed by development projects in Hong Kong. This compensatory mitigation experience became the base of Hong Kong's EIA Ordinance in 1997 and became the first experience of compensatory mitigation in China.

The case project in Japan was a compensatory mitigation for offsetting the loss of wetland, which was caused by a highway construction in Okayama. Although there is no mandatory of compensatory mitigation in current Japan's EIA system, this mitigation project was implemented as the developer's voluntary act by request from the local NGOs.

Currently wetland restoration/creation projects are getting popular in Japan. These activities are categorized into four types which are 1. Park development type; 2. Environmental improvement type; 3. Development project's mitigation type; 4. Citizen's activity type, but none of them is regulated in EIA systems. Type 3 is the closest to projects in U.S.A. and Hong Kong and the Okayama's case is included in this category. The EIA law of 1997 includes avoidance, reduction and compensation mitigation, and the law will be in force in 1999. It will evoke necessity of compensation for vanishing natural ecosystems from the public and compensatory mitigation will be increasingly formed through the new EIA procedure.

5. Conclusion and Discussion

The three issues/doubts were examined by analyzing these case studies. For the first issue/doubt, as was seen in both the USA's and Hong Kong's cases,

there is no chance to become an excuse to introduce environmentally unsound development as long as the mitigation sequence of "avoidance- minimization- compensation" is regulated and strictly carried out though EIA procedures including consultation with environment management agencies.

For the second issue/doubt, compensatory mitigation is strictly regulated and semi/secondary natural ecosystem is also target of mitigation even in Hong Kong where land is more limited than Japan. As was seen in the USA's case, when siting of compensatory mitigation project is considered in linkage with land use plan, it might be easier to find mitigation land.

For the third issue/doubt, as was seen in Hong Kong's case, it is much easier to restore/create semi/secondary natural ecosystems than genuine natural ecosystems. In the USA, there are four similar issues/doubts discussed. That is (a) one-by-one approach of compensatory mitigation sites are fragmented; (b) there is a time lag between vanishing wetland and restoring/creating wetland; (c) for developers, ecological restoration/creation projects are very difficult and easy to fail; (d) it is very difficult to settle success criteria. For the (a) issue, the USA's case suggests linkage between siting of mitigation and regional land use plan. For the (b) issue, since compensatory mitigation starts almost at the same time as natural ecosystem is destroyed, this is always problem. For the (c) issue, since developers are not professionals for ecological issues, this may always problem. For the (d) issue, the USA's case suggests importance of break down of goal of mitigation though consultation procedures.

In the USA, "mitigation banking system" or ecosystem valuation systems such as "Habitat Evaluation Procedures" are developed and used to solve these four problems.

This study concludes that compensatory mitigation such as wetland restoration/creation has great possibilities to compensate for the loss of ecosystems. There are, however, following conditions: (1) EIA system must have clear mitigation sequences of "avoidance-minimization-compensation;" (2) it is necessary to prove that the loss of the ecosystem is indispensable and unavoidable in EIA; (3) quantitative ecological value's standards, national policies such as "no net loss", guidelines must be prepared; (4) quantitative ecosystem evaluation procedures such as HEP must be developed; (5) support systems such as mitigation banking or land use planning which reduce developers' costs.

