

## ■ 研究発表論文

## 米国の代償ミティゲーション事例と日本におけるその可能性

## A Compensatory Mitigation Case Study in the United States and its Prospects in Japan

田中 章\*

Akira TANAKA

摘要：日本の代償ミティゲーションは、環境影響評価法で初めてその内容が明かにされる一方で、①生態系の復原・創造は可能か、②環境破壊型開発を誘導しないかなどの疑問が出されている。一方、米国では、「協議手続き」による合意形成、ガイドラインやマニュアル、関連産業及び国家政策などの整備の他に、新たな問題解決のためのミティゲーション・バンキングやHEPなどの仕組みが導入され、代償ミティゲーションはさらに発展すると思われる。今後の日本での発展には、①協議手続きの徹底、②ミティゲーション検討の優先順位の徹底、③ガイドラインやマニュアルの整備、④自然環境生態系に対する基本理念の整備及び⑤事業者の負担を軽減する仕組みの確立が必要である。

## 1. はじめに

開発がある一定の面積を必要とする以上は、自然生態系の面的な消失は避けられない。近年、日本では、開発に伴い消失する干潟などの自然生態系を人為的に復元又は創造するという「代償ミティゲーション」が着目されている。代償ミティゲーションは、自然生態系の減少を補償する目的で米国で誕生した仕組みである。日本では1997年に成立した環境影響評価法及びその施行令(1998)で、「回避」、「低減」、「代償」というミティゲーションの基本的考え方が初めて明かにされる一方で、環境破壊型開発の「免罪符」にならないか(自然環境アセスメント研究会、1995)などの疑問も出ており、1999年の同法施行を前にして代償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。

そこで本研究では、代償ミティゲーションの発祥国であり、既に多くの代償ミティゲーション事業を実施している米国の代償ミティゲーション事業に焦点を当てその実態を明かにするとともに、今後の日本における可能性を検討することとした。

なお、本研究で取り上げた米国の代償ミティゲーション事業は筆者が1989年から1991年にかけてコンサルタントとして従事した後、追跡調査を行ってきたものである。

## 2. 米国における代償ミティゲーションの実態

## (1) 代償ミティゲーションの根拠となる環境影響評価

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)、マリーナ(800隻)及びショッピングセンターからなる都市型リゾートの建設が民間デベロッパーによって提案された(図-1)。

本開発は河辺生態系を埋立てることから、開発サイトの位置するヨーロー郡(Yolo County)から開発許認可手続きとして、カリフォルニア州環境質法(California Environmental Quality Act, CEQA)による環境影響評価の実施を義務づけられた。また、本開発は水質浄化法第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、同法の所管官庁である陸軍工兵隊(U.S. Army Corps of Engineers)から、開発許認可手続きとして、水域の改変の程度とそれに対するミティゲーション

検討を含む環境影響評価の実施を義務づけられた。これらの許認可行為は、国家環境政策法(National Environmental Policy Act, NEPA)の適用が義務づけられており(Bass & Herson, 1998)、同法による環境影響評価の実施が義務づけられた。

なお、州の環境影響評価制度であるCEQAと連邦のNEPAが重複する場合、NEPAの環境影響評価書(Environmental Impact Statement, EIS)とCEQAのそれ(Environmental Impact Report, EIR)とを一本化するよう規定されており(CEQA Guidelines 15226)、結局、これらを一本化した「ジョイントEIR/EIS」(以下、EIRと略す)が1984年から1986年にかけて実施された。

## (2) 環境影響評価の概要と明かにされた生態系への影響

表-1は1986年にヨーロー郡と陸軍工兵隊に提出されたEIR(EDAW, Inc., etc., 1986)の項目を示したものである。開発による影響(impacts)、各影響に対するミティゲーション方策、

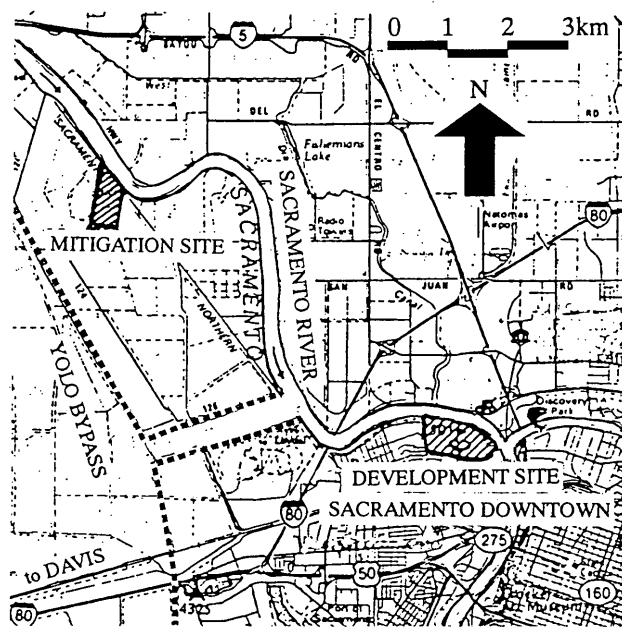


図-1 開発サイトと代償ミティゲーションサイト位置図

\* (財)海外環境協力センター

どうしても回避できない影響が明示されているが、日本のような影響の有無を判断する「評価」項目はない。また、代替案として、代替地案とマリナーなどの規模を変えた24案が示され、そのうち11案の検討を行なう一方で、省略した13案についてはその理由が示された。例えば、代替地候補は、「開発サイト以外には、サクラメント都心部に近く、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は存在しない」という理由を明記してその検討を省略している。

EIRの結果、開発サイトには自然性の高い河辺林(Riparian forests)が確認され、開発計画により消失などの影響を受けることが明らかにされた。この地域のサクラメントリバー沿いの河辺林は、150年前(白人入植前)には7~8kmの幅で202,350ha存在していたが、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の消失(表-2)は、ヨーロー郡に残る河辺林の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種の貴重種の生息が推測されたため、これらの生息状況に関する追加調査が行われた。VELBは成虫でも体長約1cm程度と小さく確認が難しいため、巣穴を作ると考えられているエルダベリー(*Sambucus mexicana*)の胸高直径と巣穴の状況について詳細調査が実施された(表-3)。その結果、エルダベリーの61%がVELBの巣穴に適しており、14%で巣穴が確認されたため、その影響は甚大であるとされた。

(3) 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には、これらの影響のミティゲーションとして、大径木を残すこと、マリナーを縮小して伐採面積を最小限に止めること、VELBの巣穴がある木を開発サイト外に移植し管理することなどの「回避」、及び「最少化」ミティゲーションを提言する一方、それ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全て除去することはできないとして「代償」ミティゲ-

ーションの必要性を示した。しかし、ここでは具体的な方策提案はなく、その計画を連邦野生生物局(U.S. Fish and Wildlife Service)と協議の上で策定するという「協議手続き」が示された。これは、水質浄化法第404条で陸軍工兵隊の許認可には連邦野生生物局との協議を義務づけていることが根拠であり、この「協議手続き義務」は、米国の環境影響評価制度の最大の特徴である(アメリカ環境委員会,1973)。

更にEIRでは、オフサイト(off-site、開発サイト以外の意味)で復元・創造する生態系が、消失した生態系程度に成熟するまで、地域の河辺生態系の量は全体として減少することが指摘された。これに対し、消失する生態系と復元・創造される生態系の価値判断の際に、専門家による検討会の設置、時間的変化による生態系の定量的評価が可能なHEP(Habitat Evaluation Procedure)(田中, 1998cを参照)の使用が提案された。

(4) 開発許認可としての代償ミティゲーション

以上のEIR結果を受けて、開発により消失するVELBのハビタットと河辺生態系を保全する目的で、58.7ha以上の土地を取得し自然復元と管理を行なうという「オフサイト代償ミティゲーション事業」(以後、代償ミティゲーションと称する)の実施を条件として1987年に陸軍工兵隊から開発許認可が下りた。開発により消失するコットンウッド林とエルダベリー・サバナの合計は16.8haであり、これらについては約3.5倍の面積が義務づけられたことになる。

代償ミティゲーションサイト(以後、代償サイトと称する)は、農地などの既に自然生態系が破壊されている土地であること、ヨーロー郡内のサクラメントリバー沿いであること、復元後は永久に野生生物のハビタットとすることが義務付けられた。代償ミティゲーションの計画作成は、表-4のマニュアルに従うこと、植栽後5年間のモニタリング・評価及びメンテナンス方法を含むこと、復元の成果を毎年、報告すること、連邦野生生物局の了承を得ることが義務付けられた。同時に、同局からは、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条件が付けられた。

(5) 代償ミティゲーション事業

(i) 段階的なプランニング

事業者は1988年に最初の代償ミティゲーション提案を連邦野生生物局に提出した(LMRD, 1988)。代償サイト選定のため、サクラメントリバー沿いの土地所有権、売地か否か、面積、位置の4点について調査し、可能性の高い15地点について専門家が地上とヘリコプターから調査を行った。この時点では、売りに出ている土地がなく、他の土地を見つけるか、付近でミティゲーション・バンク(後述)を経営しているTNC(The Nature Conservancy, 米国最大の環境NGO)に委託するという2つの代替案が示された。

1989年に、開発サイトのの上流13km地点にあるサクラメントリバー沿いの50haのトマト畑が売りに出され、その場所が陸軍工兵隊によって認められると、事業者は代償ミティゲーション計画策定作業に入った(なお、代償サイトは先に示した58.7haより

表-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	環境状況(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)の累積的影響
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 Mian 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 Preparers	関連する関係者名簿(生物学者、湿地調査を含む)

注:( )内は業者による補足説明

表-2 開発サイトの植生の面積変化

植生タイプ	現況	開発後	消失	備考
カン林 Oak Woodland	2.2	2.2	0.0	樹高30m以上のクレーオーク( <i>Quercus lobata</i> )優占林で、サクラメントリバーの自然堤防上段に広がる。低木層には、エルダベリーが混生している。
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、エルダベリーやマナナギが混生している。
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> )と一年生草本のサツバの群落。
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。
芝地及び雑草林 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 開発サイトにおけるエルダベリーの状況

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 (EDAP, Inc., et al., 1986) ことからそれ以上の幹を持つ株数を調査した

表-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運用レベルの基準。
Riparian Planting Design Manual for the Sacramento River/Ohio Landing to Colusa Site (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施設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、本事例に特に関係の深いもののみであり、他にも多くのマニュアルが整備されている。

8.7ha 少ないが、後に 51ha の農地を追加した)。

計画作成の第一ステップとして、代償サイトが農地となる前の生態系を古い地形図や航空写真から類推した。代償サイトは蛇行するサクラメントリバーの自然堤防の内側にあった氾濫原で三日月湖が点在していたと考えられたため、復元・創造する生態系の目標は三日月湖を含む河辺生態系とした。1989年から1990年に代償サイト及び周辺に残存する2つの三日月湖について現地調査(植生、フロラ、土壌、地質、地形、地下水)を行ない、以下のような三日月湖造成のための基礎データを収集した。

トマト畑は1910年前後に開墾され、人工堤防により河川と遮断されているが、畑内には河川水が引かれ、その水路沿いには在来種による湿性植生が成立しており、これらの自然繁殖が期待できた。また、地下水位は現堤防で地下1.5m、トマト畑で地下4.3mでこれより深く掘れば通年の地下水供給が可能であること、トマト畑の下層はサクラメントリバーの氾濫に由来する粘土とシルトを主成分とし、湖の造成に向くことが確認された(Kelly and Green, 1990)。フロラ調査では、代償サイトで確認された50種のうち31種は帰化種であり多年生雑草が多く、植栽初期には雑草除去が不可欠であること、周辺にエルダベリーを含む自然の河辺林構成種の実生が多いことから風媒や鳥獣による種子供給が期待できることが確認された(McCaskill, 1990)。これらの結果を踏まえ、三日月湖と河辺生態系の復元・創造という代償ミティゲーション素案を連邦野生生物局に提出した。

代償ミティゲーションに関する提案は、陸軍工兵隊及び連邦野生生物局によって、州政府機関(野生生物局)、連邦環境保護庁(EPA)、オーデュボンソサイアティーなどの環境NGO、カリフォルニア大学などに縦覧され、その都度、専門的意見を受けた。代償ミティゲーション計画は、豊富なガイドラインや技術マニュアルを参考しながらも、連邦野生生物局との綿密な協議を通して、専門コンサルタントにより詳細が詰められていき、1990年に陸軍工兵隊により認可された(図-2、表-5)。

(ii)生態系復元

生態系復元は植栽植物の準備、土工事、灌漑工事、植栽作業、メンテナンスからなる。

植栽1年前には、種苗準備を地域の在来種を専門に育てる造園業者に手配した。カリフォルニア・ポピーなど9種類の草本のミックスは、地域固有種を専門に販売する種子会社から入手した。1990年から1991年にかけて、三日月湖を掘削するなど大規模な土地改変を行った。三日月湖の水位を安定させるため湖底を地下水層(5m)まで掘削した。この地域は年間降水量430mm前後の半乾燥地域であり、乾期と重なる夏期は非常に乾燥し(USDA, 1988)、樹木が根付くまで灌漑は不可欠である。灌漑は、ポンプ付き井戸を設置し、タイマー付きスプリンクラー、ゴム管点滴のドリップ方式、水田を模した氾濫方式、溝による水路方式という4つの方式による。

樹木植栽は1991年から1992年にかけて行われた(表-5)。合計で20種、25,000本以上の苗が植栽された他、希少種であるカリフォルニア・ポピー(*Eschecholzia californica*)及びカリフォルニア・ハイビスカス(*Hibiscus californicus*)などの草本類を播種した。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(カリフォルニアの中心に広がる低地)固有種で希少種のサクラメントパーチ(*Archoplites interruptus*)を放流した。植栽後のメンテナンスとしては、植栽樹種が活着するまでの灌漑、雑草除去、土壌浸食防止に加えて、周辺のシカやウサギによる食害を防ぐために周囲を高さ3mの鉄製のフェンスで囲った。

本代償ミティゲーション事業費は1991年から1997年までの6年間で300万ドル(内、土地代は60万ドル)、即ち、6,000ドル

／ha、土地代抜きで48,000ドル／haである。Dennison(1996)が、代償ミティゲーション費用として適切であると認めるデラウェア州の事例では22,000ドル／ha、土地代抜きで21,000ドル／haとなっており、土地条件等に左右されるとはいえ、本事例は通常より費用がかかったといえる。

(iii)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、植栽後5年から10年間程度のメンテナンスとモニタリング義務が事業者課せられる(Cylinder, 1995)。本事例では、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モニタリングが義務づけられたが、1991年に植栽した苗が灌漑不良のため過半数が枯死し、翌年に大規模な追加植栽を行なったため1997年までに延長された。

事業者は次のような代償ミティゲーション・モニタリング計画(Jones & Stokes Association, 1991)を陸軍工兵隊に提出し了承された。モニタリングは植生調査と野生生物調査とした。植生調査は、地上16定点の写真判定による密度調査(毎年)と、代償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、1995年の3回実施した。野生生物調査は、1991年から毎年、年4回鳥類、は乳類、は虫類、両生類調査を行なった。モニタリング計画には、代償ミティゲーション義務を達成したか否かを示す達成基準が不可欠である。本事例では、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年目の達成度合いに、各植生タイプが達しているか否かを判定する方法とした(表-6)。結果は、3年目の1994年ですべての林分で

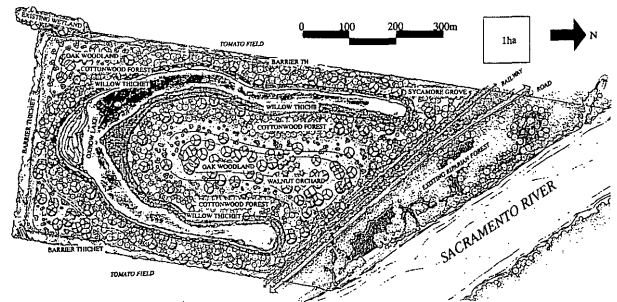


図-2 代償ミティゲーション・マスタープラン

表-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

植生タイプ	面積	樹種(属種)	本数	密度	備考			
					本数	備考		
カシ林	5.7	<i>Sambucus mexicana</i>	763	50	カシ林、プラタナス林、エルダベリー			
Oak Woodland		<i>Cercus lobata</i>	523	34	サバノハは、自然堤防の上部のやや乾燥した同様な条件の区画に成立したため、これ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植栽した。			
プラタナス林	1.2	<i>Platanus racemosa</i>	162	11				
Sycamore Grove		<i>Fraxinus latifolia</i>	155	10				
エルダベリー・サバナ	8.5	<i>Aesculus californica</i>	140	9				
Elderberry Savannah		<i>Juglans hindsii</i>	135	9				
新規造成部分	16.0	<i>Populus fremontii</i>	3,700	231	ヤナギ林の外周を囲むように配置。			
		<i>Acer negundo ssp.</i>	356	22	1991年には、コットンウッド林の一部(1.0ha)で植栽ができた。乾燥したため、灌漑をやめ、バレーオーク( <i>Quercus lobata</i> )の種子を追加的に挿した。			
		<i>Fraxinus latifolia</i>	208	13				
		<i>Sambucus mexicana</i>	158	9				
		<i>Carpinus occidentalis</i>	115	7				
		<i>Quercus lobata</i>	66	4				
		ヤナギ林	6.1	<i>Salix lasiolepis</i>	2,232	356	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、幹高は低く、湖面、ヤナギ林、コットンウッドという階層構造を組んだ。	
				<i>Salix lasiolepis</i>	1,675	275		
				<i>Salix lasiolepis</i>	555	91		
				<i>Carpinus occidentalis</i>	375	61		
<i>Acer negundo</i>	104			17				
境界植生	1.8	<i>Salix lasiolepis</i>	97	16	ヤナギ類とコットンウッドは2mほどの挿した木による植栽を行った(他は、ポット苗による植栽)。			
		<i>Salix lasiolepis</i>	38	2				
		<i>Salix lasiolepis</i>	3	0				
Barrier Thicket	1.8	<i>Rhus vitifolia</i>	5,500	3,056	サイトの外周に侵入防止のため、幹の多いノリナを植栽した。			
		<i>Rosa californica</i>	2,000	1,111				
		<i>Hibiscus californicus</i>	-	-	<i>Hibiscus californicus</i> を除いて、これらの水生植物は、ミティゲーション・サイトの既存沼地に生育していたものを移植した。			
		<i>Scirpus californicus</i>	-	-				
三日月湖	6.0	<i>Scirpus californicus</i>	-	-				
		<i>Sagittaria latifolia</i>	-	-				
Oxbow	6.0	<i>Sagittaria latifolia</i>	-	-				
		<i>Typha latifolia</i>	-	-				
小計	45.3		19,057	421				
既存部分	3.2	コットンウッド林	-	-	高木層は <i>Populus fremontii</i> 、低木層には <i>Sambucus mexicana</i> が多い。			
		Cottonwood Forest	-	-				
		湿地	-	-	<i>Typha latifolia</i> 、又は <i>Scirpus californicus</i> が優占。			
		Existing Wetlands	-	-				
クリミ林	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。			
Walnut Orchard	1.0	-	-	-				
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。

3年目の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)。そこで陸軍工兵隊は1年後の1995年にモニタリングし5年目の基準を満たせば5年目及び6年目のモニタリングは省略可とした。4年目の1995年に最後のモニタリングが実施され、コットンウッド林が5年目の基準をやや下回った他はすべての林分で基準を上回った。1997年、陸軍工兵隊はこれ以降はメンテナンスなしで樹木は生育すると判断し、代償ミティゲーション義務は達成されたと認めた。1998年10月現在、代償サイトは当初からの約束に従ってカリフォルニア州土地管理委員会(State Lands Commission)に譲渡される手続きが取られている。譲渡後は永久の野生生物ハビタットとして保存される。

なお、本事例を含む、北部カリフォルニア地域(San Francisco Bay-Sacramento/San Joaquin Watershed: はぼ州の北半分)における水質浄化法第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事業を選び評価した(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までの採点である。事業評価はミティゲーション義務としての達成基準を%表示するもので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、5は平均的価値、10は極めて高い価値があることを示す(表-7)。

この結果によると、北部カリフォルニア全体では、開発により悪影響を受ける168.1haに対して代償が完了した面積(代償面積)が217.4haであり、約1.3倍に増加している。河口干潟以外は代償面積が消失面積を上回っている。代償ミティゲーションの対象としては、河辺生態系(Riparian Forest)が最も多く、河口干潟(Tidal Marsh)が最も少ない。しかし、事業評価と生態系評価では河口干潟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。

本事例の評価は、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(riparian ecosystem)の代償ミティゲーションであること、予想以上の早期の植生復元と多様な野生生物の利用が高く評価され、事業評価で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が事業評価5、生態系評価3であることと比較するときわめて高得点であるといえる。ちなみに、本事例の根拠となった開発自体は、不動産市場低迷の影響を受けて、当初の計画規模を大幅に縮小した(Sacramento Bee, 1996)。

### 3. 考察

#### (1) 日本の代償ミティゲーションと疑問点

近年、日本においても様々なタイプの生態系復元・創造活動が

表-6 代償ミティゲーション・サイトの成功基準

植生タイプ	写真判復方法	3年目の達成基準	5年目の達成基準	単位: %
ヤナギ林	植冠密度	29	67	
コットンウッド林	植冠密度	13	25	
堤岸林	植冠密度	60	90	
カシ林、プラタナス林、エルダベリー、サハゲ	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	

表-7 北部セントラルバレーにおける水質防止法第404条項による代償ミティゲーション事業の評価

調査結果	タイプ	Riparian 河辺生態系	Permanent Wetland 常時湿地	Seasonal Wetland 季節的湿地	Vernal Pool 冬積雪プール	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
代償面積(ha)		93.3	42.6	45.8	50.6	10.2	242.5
代償面積(%)		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)

行なわれているが、これらは「ミティゲーション」と呼ばれている。これらは、その目的から、①東京港野鳥公園(東京都)のような公園事業などでサンクチュアリ復元・創造を行なうもの(公園事業型)、②多自然型又は近自然型工法による河川改修などの自然生態系の改変そのものを事業目的とするもの(自然改修事業型)、③中国横断自動車道建設に伴うひいご池湿原保全(日本道路公団)や広島港埋立てに伴う五日市地区干潟造成(広島県)などの開発事業に付随した環境配慮として行なうもの(開発事業付随型)及び④とんぼ池再生など市民によるビオトープ再生活動(市民活動型)の4つに大別できる。日本の従来の環境影響評価制度には回避、最小化、代償というミティゲーション順位が位置付けられてこなかった(田中, 1998a)のために、③のタイプも含めて、これまでの事例で環境影響評価手続きの中で検討されたものはない。①②④は、特定の開発ではなくこれまでの不特定多数の開発による累積的な自然生態系破壊に対する代償ミティゲーションと捉えることもできるが、目標、成功基準が曖昧となる。

環境影響評価法及びその施行令では、代償措置を含むミティゲーションの概念が初めて明らかにされ、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もの(愛知万博)も出始めている。このような中、代償ミティゲーションの基本的考え方に混乱があり、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。一つは「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倣することには、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、2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?」というものである。以下にこれらの疑問について米国の事例から検証した。

#### (2) 代償ミティゲーションに対する疑問の検証

##### (i) 自然生態系の人為的な復元・創造は可能か?

この疑問は、米国で代償ミティゲーションの問題として従来より指摘されている以下の4つの問題と関連が深い。それは、①「個別の代償ミティゲーションによって、もともとまとまっていた自然生態系が分断される」、②「開発による自然生態系消失と代償ミティゲーションによる生態系復元・創造に時間差があり、その間ハビタットは減少する」、③「生態系復元・創造の知識のない事業者が行なうので失敗しやすい」、④「成功基準の設定が難しい」の4つである。

まず、①について前出の事例で検証してみると、代償サイトは次に示すような3つの広域土地利用構想によって自然復元の土地とされていた。1つ目は水鳥のハビタット確保のためにセントラルバレーの農地を湿地に復元する国際計画(U.S. Fish and Wildlife Service & Environment Canada, 1990)、2つ目はサクラメントリバー両岸を買収し自由に蛇行させようとする州及び連邦政府の計画(Nielsen, 1989)、3つ目はサクラメント市とデイビス市の間の畑地は、サクラメント市街をサクラメントリバーの洪水から守るバイパスを兼ねているが、このバイパスに平常時でも雨期には水を氾濫させ、渡り鳥などのハビタットとして提供するという自治体、連邦政府の共同事業(Yolo Basin Working Group, 1990)である。代償サイトは当初からこのバイパスに連結される計画があった。このように代償サイトを広域的な視点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。

②については、本事例の開発許認可が1987年、代償ミティゲ-

ションの完了が1997年であり、この間は自然は減少しており問題である。HEPを用いれば空間的かつ時間的な生態系の定量的評価が可能になるため、代償ミティゲーションの計画策定にHEP使用を推奨している(U.S. Fish and Wildlife Service, 1981)。

③は、米国では、固有種専門の種苗業者、生態系復元専門のコンサルタントなど、関連産業は分化している。しかし本事例でも当初、経験不足の業者に任せ植栽木の過半数を枯死させた。事業者自体が生態学の専門家ではない以上、この問題は起こりうる。前述したように本事例の評価は高かったが、開発許認可に付加される諸条件を遵守していけば特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の多くは稚拙な植栽工事及びメンテナンスのずさんさ等にあると思われる。

④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及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ークダウンされている。本事業では使われなかったが、HEPは目標をブレークダウンする手法でもある。

原生自然の完全な復元・創造が不可能なことは議論の余地はない。しかし、目標をブレークダウンして保全対象を絞り、一定の広さを持った土地を永久的に確保することで、これまで一方的に消失していた地域の自然生態系の保全に対して、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。

(ii)環境破壊型開発の形成を誘導しないか？

この疑問は米国では聞かれない。前出の④に関係があるが、もし事業者だけの判断で成功基準が設定できるなら問題であるが、実際には EIR から代償ミティゲーションのモニタリング計画に至る内容決定は、事業所管官庁及び環境監督官庁との「協議手続き」による。また、もともと米国のミティゲーションは、第1に事業中止の代替案の検討から始め、それから「回避」、「最少化」の検討があり、最後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。このような米国の手続きでは、代償ミティゲーションは「免罪符」にはなり得ない。

反対に、米国では代償ミティゲーションの開発事業者に対する過度の負担が問題視されてきた。また、③の指摘のとおり、専門家ではない事業者が行う代償ミティゲーションは失敗しやすい。米国のミティゲーション・バンキング制度(Mitigation Banking System)の誕生は、このような事業者負担の軽減が目的の一つであった(U.S. Fish and Wildlife Service, 1983)。ミティゲーション・バンキング制度(田中, 1998bを参照)とは、将来のウェットランド(Wetlands)の開発許認可のために予めウェットランドの創造、復元、保存を行うことによってクレジットを生産(Environmental Law Institute, 1993)し、代償ミティゲーションの義務をクレジットの購入で代替するという仕組みである。

実は、ミティゲーション・バンキングは、事業者負担の軽減だけでなく、従来の個別の代償ミティゲーションが持つ①～④の問題に対する解決策として考案されたものである。①及び②に対しては、まとまった広い土地を予め確保して、開発以前に生態系復元・創造作業を行なうことで、分断化及び時間差の問題は軽減される。③については、ミティゲーション・バンクは最初から専門家によって管理されるため失敗は少ない。④については、事業者にとっては、購入するクレジットは、既に復元・創造が終了している部分の権利であり、クレジット購入が即ち代償ミティゲーションの達成と認められる。

(iii)米国の代償ミティゲーションのまとめと動向

以上、検証してきたように、米国の代償ミティゲーションは、環境影響評価制度に位置付けられており、その形成プロセスは

「協議手続き」による合意形成と目標のブレークダウンであり、それは、膨大なガイドラインや技術マニュアル、発達した関連産業によって支援されている。また、顕在化する従来型の個別の代償ミティゲーションが抱える問題に対しては、ミティゲーション・バンキングやHEPなどの新しい仕組みを考案しつつ対処している。ミティゲーション・バンキングは、今後、流域管理(Watershed Management)などの広域土地利用計画との結びつきの強化が課題であり(Rogers, 1996)、複雑で手間のかかるHEPはその簡易版が相次いで発表されている。

米国では、国土のウェットランド(干潟や湿地)の現存量を保存するという「ノーネットロス(no net loss)」政策が、ブッシュ政権によって提唱されてから、クリントン政権にも引き継がれており、これを実現する経済的手法としてのミティゲーション・バンキングはさらに発展が期待されている(White House Office on Environmental Policy, 1993)。

(3)日本における代償ミティゲーションの可能性と課題

以上の結果から、自然生態系消失に対する影響緩和の手段として、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年施行の環境影響評価法では「回避」及び「低減」が示され、「従来の環境保全目標クリアー型の評価プロセスは、環境影響が事業者により回避され、又は低減されているものであるか否か」(寺田, 1998)を評価することになると期待されている。また、同法施行令(1998)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」の明示が義務付けられた。即ち、「回避」も「低減」もできずに、どうしても残ってしまう悪影響に対しては、代償ミティゲーションの実行が不可欠であり、今後、代償ミティゲーションの検討は促進されていくであろう。

今後、日本における代償ミティゲーションでは、米国の従来の個別事業に対する代償ミティゲーションに対する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、事業者の負担が重過ぎることが問題となるであろう。日本の代償ミティゲーションの実効性を確保するための5つの条件を次に示す。

第1に「協議手続き」の日米の相違は、これらの情報が公開か非公開かであり、新しい環境影響評価法ではこれらの情報が十分に公開されるような仕組みの整備が不可欠である。

第2に、環境影響評価法施行令では「必要に応じ損なわれる環境の有する価値を代償すること」とされているが、日本の環境影響評価の対象となるような大規模事業においては「回避」しても「低減」しても何らかの悪影響は残ると考えるのが妥当であり、この影響に対する代償ミティゲーションは義務付ける必要がある。また、「代償」しても依然として残る影響の情報公開も義務付けるべきである。従来の日本の環境影響評価では、開発に伴う自然生態系の消失に対する補償はなく、環境影響評価を実施しても国土の自然生態系は減少する一方であった(田中, 1995)ことを再認識する必要がある。

第3に、環境影響評価法の施行を前にガイドラインや技術マニュアルが開始されているが、今後、代償ミティゲーションに関する詳細なものを整備していくことが重要である。

第4に、国、自治体ともに、残存する生態系保全に関する基本的ポリシー(例:保存、復元、保全、開発等)を策定し、公開していくことが重要である。これは、前述した日本の代償ミティゲーション・タイプの中の①②④のような活動を促進する。

第5に、事業者にとっては当面、多大な負担を課すことになるため、代償ミティゲーションの実施に関する事業者の負担を軽減

するような仕組みの確立が不可欠である。広域的土地利用との連携は、代償ミティゲーション用地の確保を容易にするであろう。もちろん、その前提として、流域等の生態系の広がり为基础とする土地利用計画の整備が求められる。

また、日本以上に狭隘な隣国の香港においては環境影響評価条例(1997)に代償ミティゲーションが規定されて以来、全ての大規模開発で代償ミティゲーションが義務付けられている。ここでは、ゲイワイ(Gei Wai)と呼ばれる人間が造った二次的生態

系であるエビ獲り池の価値を認め、代償ミティゲーションの対象とし積極的に復元している(田中, 1997)。これは、谷津田や里山といった日本の身近な二次的生態系保全における代償ミティゲーションの可能性を示唆している。

狭隘な日本においては、流域等の地域的広がりの中で、土地利用計画と連携し、自然生態系だけではなく二次的生態系をも対象としたミティゲーション・バンキングのような仕組みの導入を検討することが重要であろう。

#### 参考文献

- 1) 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
- 2) 環境庁(1998a): 藤前干潟における干潟改変に対する見解について: 記者発表資料
- 3) 環境影響評価法施行規則(1998): 官報号外第118号
- 4) 自然環境アセスメント研究会編著(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
- 5) 田中章(1995): 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
- 6) 田中章(1997): マイボ湿地の環境ミティゲーション: ピオシティー No.13, 41-49
- 7) 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
- 8) 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
- 9) 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
- 10) 寺田達志(1998): 環境影響評価法の基本理念: 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, 2-27
- 11) Cylinder, Paul D., Bogdan, Kenneth M., Davis, Ellyn Miller and Herson, Albert I. (1995): Wetlands regulation: Solano Press Books, Point Arena, 363pp
- 12) Dennison, Mark S. (1996): Wetland Mitigation: Government Institutes, Maryland, 305pp
- 13) EDAA, Inc., et al. (1986): Final Environmental Impact Report and Environmental Impact Statement for the Lighthouse Marina
- 14) Environmental Law Institute (1993): Wetland Mitigation Banking, 207pp
- 15) Jones & Stokes Associations, Inc. (1991): Kachituli Oxbow Mitigation Monitoring Program
- 16) Jones & Stokes Associations, Inc. (1994): Kachituli Oxbow Mitigation Third-Year Monitoring Report
- 17) Kelley, David B. and Green, Miriam (1990): Soils of the Kachituli Oxbow Yolo County, California
- 18) LMRD (1988): Lighthouse Marina Project Mitigation and Compensation Plan
- 19) McCaskill, June (1990): Plant Inventory of the Kachituli Oxbow Mitigation Site
- 20) Nielsen, Jim (1989): Upper Sacramento River Fisheries and Riparian Habitat Management Plan: Department of Water Resources, State of California
- 21) Rogers, John W. (1996): Wetland
- 22) Mitigation Banking and Watershed Planning: Mitigation Banking Theory and Practice: Island Press, Washington, D.C. 159-183
- 23) Sacramento Bee (1996): Newsletter of December 11, 1996
- 24) USDA, et al. (1988): A Guide to Wildlife Habitat of California
- 25) U.S. Fish and Wildlife Service (1981): U.S. Fish and Wildlife Service Mitigation Policy: Federal Register Vol.46 No.15
- 26) U.S. Fish and Wildlife Service (1983): Interim Guidance on Mitigation Banking: Ecological Service Instructional Memorandum No.80
- 27) U.S. Fish and Wildlife Service and Environment Canada (1990): North American Waterfowl Management Plan
- 28) 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
- 29) White House Office on Environmental Policy (1993): Protecting America's Wetlands-Affair, flexible, and effective approach
- 30) Yolo Basin Working Group (1990): Yolo Basin Wildlife Area Concept Plan

**Summary :** While the idea of compensatory mitigation was defined in the Environmental Impact Assessment Law of 1997 at the first time in Japan, the issues / doubts currently discussed can be summarized as: (1) Is it possible to restore / create lost ecosystems? (2) Whether this might become an excuse to initiate environmentally unsound development projects. These issues / doubts were examined by analyzing an off-site compensatory mitigation project in which the author participated, and is the largest riparian wetland mitigation project in the United States. The decision-making process related to the formation of a compensatory mitigation project is guided by consultation provisions of laws such as NEPA or Clean Water Act, comprehensive guidelines and technical manuals on compensatory mitigation, relevant industries such as mitigation consultants and national policies such as "no net loss." Also new mechanisms such as mitigation banking system and habitat evaluation procedures were innovated for overcoming problems of traditional compensatory mitigation. It is suggested that compensatory mitigation would become an effective tool for ecosystem conservation in Japan. But it should have: (1) clear consultation provisions in EIA systems, (2) sequencing requirement of mitigation measures, (3) guidelines and manuals for compensatory mitigation measures, (4) basic land-use policies on the existing natural / semi-natural ecosystems and finally (5) support systems such as mitigation banking which reduce developers' costs.