

マングローブ植林「緑の絨緞作戦」による沿岸生態系の修復

加藤 茂¹・Songob Panichart²・Savettachat Boonming²・Viroj Teratnatorn²・堀 雅文¹
小島紀徳¹・斉藤則子¹・Sanit Aksornkoae³

(¹成蹊大学理工学部・²タイ国天然資源省海洋沿岸資源局・³タイ環境研究所)

摘 要

マングローブは、熱帯・亜熱帯の海水の出入りする沿岸域や河口域に広がる塩生樹木群が形成する生態系の総称である。マングローブは生物多様で、しかも生物生産性の極めて高い生態系としてその重要性が増し、また耐塩性の遺伝資源の宝庫としても注目されている。タイのマングローブ森林はこの三十数年間の過剰伐採、エビ養殖池への転換、農地や工業用地への転換、スズ採掘による破壊などで半減し、約 17 万 ha が分布するのみである。

本稿は、タイ国南部 Nakhon Si Thammarat に広がる放棄エビ養殖池と、沿岸線への大規模マングローブ植林によるマングローブ生態系の修復について記している。1998 年 4 月から本格的なマングローブ植林「緑の絨緞作戦」を開始し、2006 年 3 月までの 8 年間で 800 ha の放棄エビ養殖池に約 400 万本の植林を終了した。植林地の炭素固定量は着実に増加、また魚類をはじめとする多様な生物が回帰し、持続的な生物生産の基盤構築が確実に進んでいる。また、窒素安定同位体比法 ($\delta^{15}\text{N}$) を用いた植林地の食物連鎖は、マングローブ葉から魚類にいたる窒素安定同位体濃縮過程から、少なくとも 5 段階を経ていることが明らかになった。

キーワード： 塩生植物、食物連鎖、生物多様な生態系、炭素固定、マングローブ植林

1. マングローブ林の現状と研究の状況

1.1 現状

マングローブは熱帯・亜熱帯の海水の出入りする沿岸域や河口域に広がる塩生樹木群が形成する生態系の総称で、生物多様でしかも生物生産性の高い生態系である¹⁾。

マングローブ林は熱帯地域海岸線の1/4を占めているが、その分布面積は少数の国に集中している。ISME(国際マングローブ生態系協会)の報告では、地球上には約 1,800 万 ha のマングローブが

存在する²⁾。しかし、表 1 に示すように 2003 年の FAO 報告では、約 1,460 万 ha である。図 1 は、2000 年の FAO 報告で、マングローブ分布が確認されている国を示す³⁾。1990～2000 年の年間マングローブ減少面積は、地域により異なるが 1980～1990 年の年間マングローブ減少面積の約半分に低下している⁴⁾。

マングローブ生態系の生物生産力は他の海域に比べて極めて高く、特にマングローブ水域の第一次生物生産力は公海に比べ 21 倍であり、現在注目されている生態系である⁵⁾。

表1 世界のマングローブ森林.

(単位:1,000,000 ha)

地 域	年		1980-1990 の 年間変動面積	2000 年	1990-2000 の 年間変動面積
	1980	1990			
アフリカ	3,659	3,470	-19	3,351	-12
アジア	7,857	6,689	-117	5,833	-86
オアセアニア	1,850	1,704	-15	1,527	-18
北・中央米	2,641	2,296	-34	1,968	-33
南米	3,802	2,202	-160	1,974	-23
総面積	19,809	16,361	-345	14,653	-171

文献: Meete Loyche Willkie and Serena Fortuna, "Status and trends in Mangrove area extent Worldwide," Forest resources Development Service, December 2003, FAO.

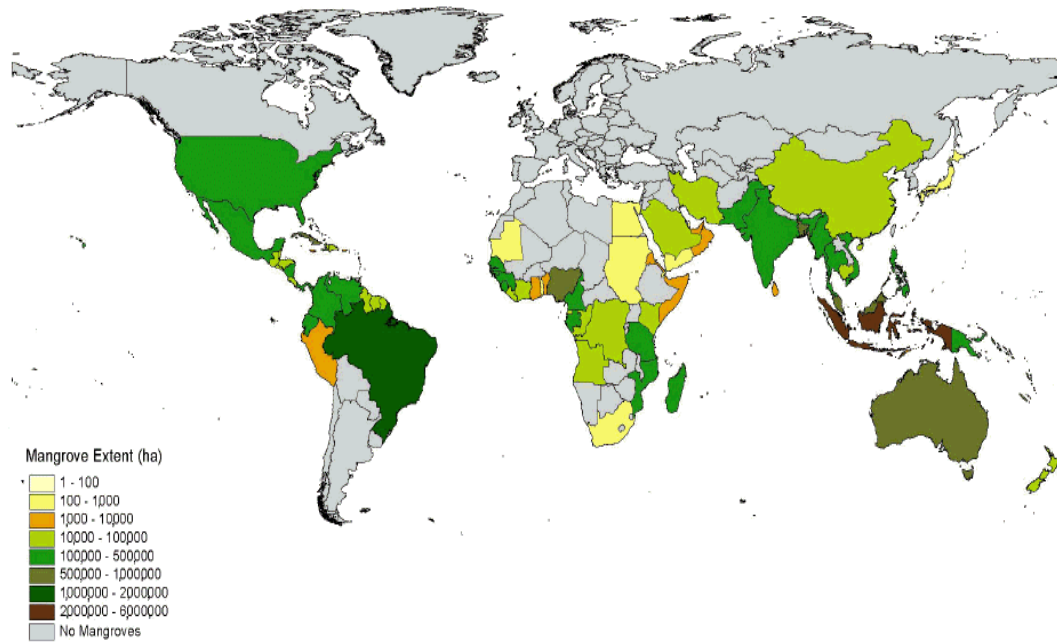


図1 世界のマングローブ森林分布 (FAO2000).

タイのマングローブ森林減少原因は、燃料を確保するための過剰伐採^{6),7)}、エビ養殖池への転換、農地開発、工業団地用地への転換、スズ採掘による破壊などとされる⁸⁾⁻¹⁰⁾。実際に、この三十数年間に半減したため、タイのマングローブ森林は、シャム湾とアンダマン海の沿岸線に約17万haのみである(図2)。マングローブ林のエビ養殖池への急激な転換と、さらにエビ養殖開始当初の給餌技術・病気への対応などの未熟な管理技術により、生産力の低下した養殖池は放棄され、次々に新たな養殖池建設のためマングローブ森林の伐採を進めてきた。また、国際市場価格の低下、病気の蔓延、生産効率の低下などで養殖を停止し、累計では数万haのエビ養殖池が放棄されている。

マングローブ生態系は林産物、漁業生産物、生物育成の涵養機能、自然保全・保護機能、多様な生物の生息環境の提供、遺伝資源の宝庫等、近年ではマングローブ植物の旺盛な光合成によるカーボンシンク(炭素隔離)としての機能が注目され、重要性が評価されている¹¹⁾。

また、タイに分布するマングローブ植物の薬理学的研究の結果、現在は医薬品の原料として15種類が利用されている¹²⁾⁻¹⁴⁾。

マングローブ域からの漁業生産物であるエビ、魚、カニ、貝類などは地域の食糧源として、また現金収入源として極めて重要である。しかし、マングローブ林が破壊された結果、現在では漁獲量は減少し続けている。

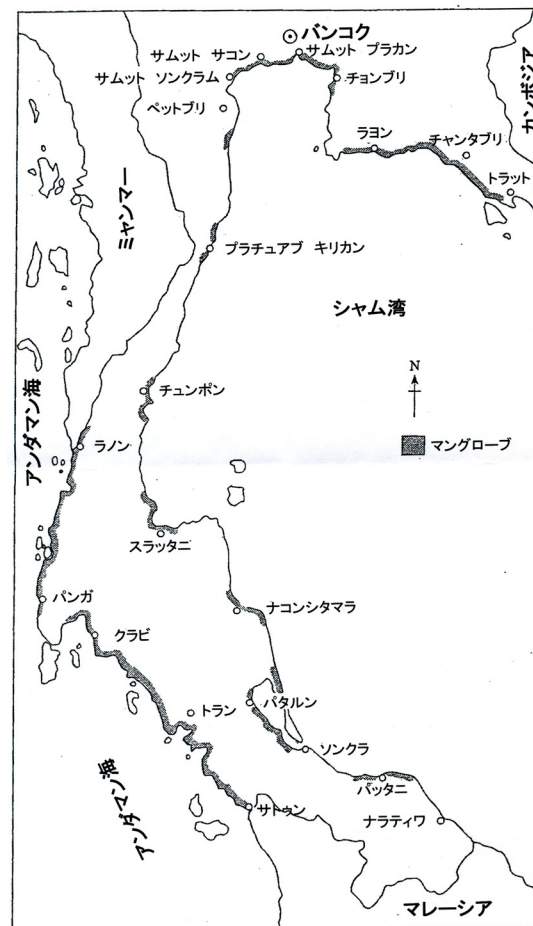


図2 タイ国のマングローブ森林分布域.

マングローブ森林の漁業生産への寄与^{15), 16)}、また、Paphavasit (1997)は、マングローブ森林の破壊と修復による沿岸域魚類資源の推移について報告をしている¹⁷⁾。沿岸域保全からもマングローブは、風力・波力の軽減、潮流速の軽減、マングローブの根による土壌堆積の促進、沿岸線の浸食防止などの機能がある¹⁸⁾。マングローブ地域の土壌固定は、河川水による土壌の海水への流入を減少させ、水質改善にも貢献する。一方、マングローブの落枝がもたらす大量の有機物は、沿岸域や海洋に生息している多種類の生物の餌等として供給され、特有の海生動物群の生育に¹⁹⁾、また多様な微生物群の増殖²⁰⁾にも関係しており、マングローブ生態系植物連鎖の中心でもある。この総合的状況から見て、マングローブ林は生物の栄養源を供給し、多様な生物による持続的な生物生産の源といえる。

1.2 タイのマングローブ林

現在、タイのマングローブ林の80%はアンダマン海沿岸のRanong, Phang Nga, Krabi, Trangを中心に分布し、樹木は大きく高密度で生育している。一方、シヤム湾沿岸のマングローブ林の分布は16県に及ぶが、マングローブ林の70%以上がエビ養殖池、住宅用地、工業用地、塩田などへ転換利用されてきた。1997年のマングローブ林は、Landsat-5のデータによると167,582 haである²¹⁾⁻²⁴⁾。1961年のマングローブ林は約367,900 haであることから、35年間で約56%減少したことになる。1996年のマングローブ林の累計減少面積は204,866 haであるが、減少面積の32.7%がえび養殖池に転換された。図3にタイのマングローブ林の推移を示す。また、タイ政府は1997年11月にタイ国内のマングローブ林の伐採・開発の全面禁止

を決定し、保全保護への取り組みが加速されている。2004年12月26日のスマトラ沖地震による津波襲来では、多くの村落がマングローブ林で保護されたことから、マングローブの保全・保護に対する取り組みは急速に高まっている。

1.3 マングローブ森林再生の意義

マングローブ植林は生態学的、経済学的視点からも重要である。特に、森林資源の育成を始めとする持続的な生物資源の育成は、地域の安定と持続的な発展の基盤構築となる²⁵⁾。

地域住民は、豊かなマングローブ林が水産資源の生産性向上に寄与し、地域へ恩恵をもたらすことを体験から理解している。特に、沿岸漁民はマングローブ林の過剰伐採、スズ採掘によるマングローブ林破壊による劇的な水環境の変化による急激な漁獲量減少などを経験している。

マングローブ植林の直接的な効果として、①水産資源生産の増大、②沿岸環境の改善効果、③海からの食べ物、漁獲量、マングローブ林からの産物の増加、④農耕地への海水の流入防止、⑤沿岸域の人々の資産や生活を台風や浸水からの防護や津波、高潮を緩衝し集落を保護、などがある。

現在、タイ全域に広がる放置・放棄エビ養殖池面積は、約24,000~32,000 haである²⁴⁾。

1.4 放棄えび養殖池へのマングローブ植林の目的

本マングローブ植林「緑の絨緞作戦」は、地域と関係者の最大限の理解と同意の下に実施する事を基本とし、以下に記した目標を掲げた。①マングローブ森林による活発な炭酸ガスの吸収と固定能を活用し天然資源の増産と貯蔵(炭素貯蔵の場の構築)、②沿岸域環境の改善・保全を促進(国土

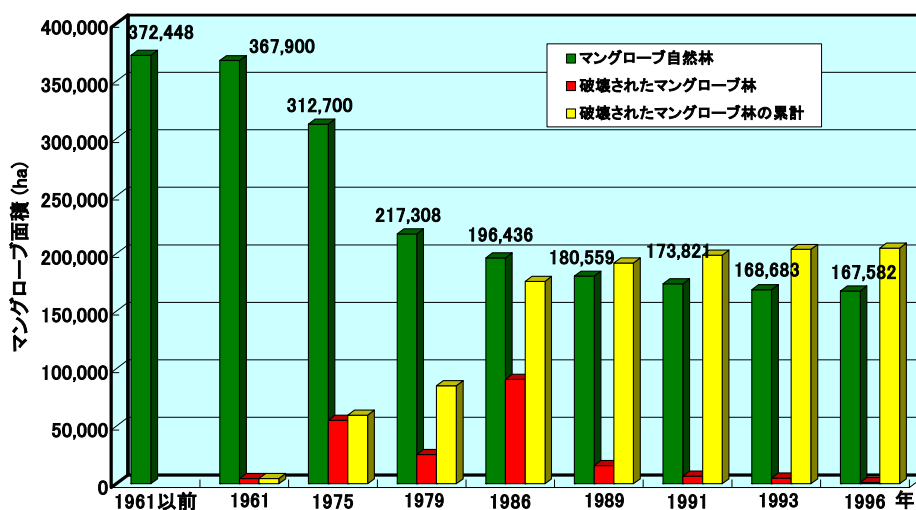


図3 タイのマングローブ森林の推移.

保全・保護)、③魚を始めとする食料資源の供給とマングローブ森林の生産能の増幅(持続的資源生産システムの確立)、④沿岸地域共同体の社会・経済的状況の改善、⑤マングローブ植林を通して、地域住民の補足的収入の増加を助長、⑥マングローブ植林とその保全・保護へ地域共同体参加の促進、⑦マングローブおよび生物資源管理を基にした沿岸環境問題の教育・啓蒙の促進と地域社会の改善、⑧1,000 haのマングローブ植林を放棄エビ養殖池と新土壌堆積地へ実施し、マングローブ林の現存量を増大、⑨マングローブを中心とした地域交流センターの建設、⑩マングローブ植林と管理に関する国際会議、トレーニング、ワークショップ等を隣国や地域からの参加者と共同開催、などである。⑨と⑩を除き、ほぼ目標を達成することができたと思われる。

2. マングローブ植林地の概観

2.1 ナコンシタマラ地区について

首都バンコクから約800 km南に位置するNakhon Si Thammarat 県は、北緯8°00'と9°19'、東経99°15'と100°15'の間、南部タイ半島部の東部に位置する。総面積は9,942.5 km²、海岸線は225 kmである。Nakhon Si Thammarat 市東部海岸はNakhon BayまたはPak Phanang Bayで、湾は浅く、長く伸びた海岸線の長さは約14 kmある。湾幅はPak Phanang 河口で約3 kmから、湾口地区では約10 kmである。

Nakhon Si Thammarat の気象は熱帯モンスーン型(Am)で、年間総雨量は1,900～2,400 mmであり、モンスーン季にその約60%が降る。

マングローブの土壌は、河川により運搬され堆積した粘質の沖積土壌である。干満は1日2回のサイクルで、干満差は0.7～1.1 mである。海流の最

速は0.5 m/sである²⁶⁾。平均的なPak Phanang 湾内の塩分濃度は、2.0%～3.0%である。塩分濃度は季節により変化し、湿潤季の塩分濃度は雨水や河川水で希釈され低濃度を示す。

2.2 プロジェクト地区のマングローブ森林の状況

全マングローブ地域は、タイ国政府の管轄下にある。プロジェクト地域はPak Phaya - Pak Nakhon の政府管理下森林域で、総面積は、約3,770 haである²⁶⁾。表2に示すように、ナコンシタマラ(NST)には1961年に61,200 haのマングローブが分布していたが、多様な開発により1993年には約8,000 haまで減少している²⁴⁾。

マングローブ森林は、1980年半ばからエビ養殖池や魚養殖池へと急激に転換開発された。1997年当時から現在(2006年)に至るまで、本マングローブ植林で植林された地域以外は、放置・放棄されたエビ養殖池が広がっている。図4に示すように、約3,000 haの放棄エビ養殖池が存在するのみで、マングローブ樹林は全く存在していない。植林予定地には217のエビ養殖池があり、総面積は2,878 haである。



図4 ナコンシタマラの放棄エビ養殖池(面積約3,000ha)。

表2 タイ国マングローブ森林面積の推移(1961年～1996年)。

年	面積 (ha)	減少面積 (ha)	減少面積 (ha)/年	NST*のマング ローブ(ha)
1961年以前	372,448			
1961	367,900	4,548		61,200
1975	312,700	55,200	3,943	15,500
1979	287,308	23,392	6,348	12,832
1986	196,436	90,872	12,982	8,835
1989	180,559	15,877	5,292	8,521
1991	173,821	6,738	3,369	8,024
1993	168,783	5,138	2,596	7,996
1996	167,582	1,100	367	8,416
計		204,866		

NST*: Nakhon Si Thammarat (NST)県

3. マングローブ植林地の水質および土壌

3.1 マングローブ植林地の水質

マングローブ生態系で最も基本的な条件は、定期的な海水の干満である。海水中に溶解している窒素、リンなどの栄養分は各種生物の栄養源となり、マングローブ生態系での多様な生物による食物連鎖の構築からも重要である。

Pak Phanang 湾へは、Pak Phanang 川を始めとする大小10の河川が注ぎ込んでいる。最も大きな川が Pak Phanang 川であり、河口域には広大な新しい未熟土壌の堆積地(約 2,000 ha)が広がっている。

本マングローブ植林地域には、4 河川が流れ込んでいる。上流部に当たる地域では海水の出入りが殆ど認められず、塩分濃度はほぼ 0% である。河口部の塩分濃度は、2.3%~2.5% でシャム湾の海水とほぼ同じ濃度である。

マングローブ林減少による沿岸域の漁獲量減少について詳細な言及はできないが、Pak Phanang 湾での漁獲量は確実に減少を続けてきている。また、シャム湾岸諸国のマングローブ林の減少も進んでおり、漁獲量の減少はタイばかりでなくマレーシア、インドネシア、ヴェトナムにおいても確実にマングローブ林減少の影響が出ているとされる。

3.2 マングローブ林と土壌

マングローブの成立する条件の一つには、土壌条件や地下水塩分濃度などと密接に関係がありマングローブ樹種ごとに生育場所を異にして帯状分布(Zonation)をする。MacNae (1968)は、帯状分布について次の3点を指摘した。①マングローブ生育領域の潮汐による浸水頻度、②マングローブ植物の塩分に対する耐塩性と③そのマングローブ生育領域の内部および周辺部の水路とマングローブ海岸侵食の度合い²⁷⁾。また、Chapman (1976)もマングローブ成立の諸条件について報告している²⁸⁾。タイのマングローブ構成樹種は他の地域に比べ多く、約80種類とされる。マングローブ植物の生育と土壌との関連については、詳しく調査されている^{29), 30)}。

マングローブは熱帯・亜熱帯の河口・沿岸部に発達しており、多くのマングローブ森林の土質は重粘土質土壌である。ただし、マレー半島部ではスズを採掘した地域の土壌は重粘土質土壌ではなく、砂礫・砂質土壌であり、全く栄養分を含まない。一方、Nakhon Si Thammarat の「緑の絨緞作戦」植林地と、その隣接した地域に広がる新しい未熟土壌の堆積地は重粘土質土壌で、その土壌

深度を測ることが困難なほど深く堆積している。

マングローブ植林(修復)を実施するにあたり、植林候補地が植林樹種の生育に適しているか否かを決定する項目として、定期的な干満はもちろんであるが、土壌の酸化還元電位(Eh)、地下水の化学的性質、地下水水量、地下水中の溶存酸素、温度などの計測を事前に実施することが、植林後の生育に好影響をもたらす³⁰⁾。

天然マングローブ林の調査から、直接海水の影響を受ける地域や地下水の塩分濃度が高く、さらに地下水の移動が少なく、強還元条件下の粘土質土壌地域に適する植林樹種としては、*Avicennia* spp., *Rhizophora apiculata*, *R. mucronata*, *Sonneratia* spp. など、マングローブ植物の中でもこれら“パイオニア種”が相応しい。一方、強い還元下でなく地下水の塩分濃度が低い地域には、*Bruigiera* spp., *Cerriops* spp., *Xylocarpus* spp.などが相応しく、適地適種を植林することがマングローブ林再生の成否に大きく関係している³⁰⁾。

3.3 マングローブ植林候補地の地下水質および土壌環境調査

マングローブ植林を予定している放棄エビ養殖池の土壌と水環境について、1997年9月に調査を実施した。土壌環境調査は、土壌表面から地下へ可能な限り掘り下げ、土壌断面を 10 cm 間隔で地下水が流出する深度まで土壌の物理的性質と酸化還元電位 (Redox Potential Value) を計測した。流出してくる地下水は、水質チェッカー (Water Checker U-10) により、pH、電導度、濁度、溶存酸素濃度、温度、塩分濃度を調査した。図5は、植林地の土壌環境調査実施状況を示す。放棄エビ養殖池の土質は、重粘質であり極めて柔らかい



図5 放棄エビ養殖池植林予定地の地下環境調査。

土壌である。土壌表面温度は29℃～34℃の範囲であり、一方調査穴の底部温度は殆どの調査地点で約30℃であった。調査のための掘り下げた穴からは、硫化水素臭が深度20～60 cmの範囲で認められた。土壌表面の酸化還元電位は、+19～+72 mVの範囲であった。一方、粘質な土壌の酸化還元電位は、深度10 cmで-160～-221 mVの範囲であった。酸化還元電位計測位置の深度が増すに従い、その電位はマイナス側に大きく推移した。地下水pHは、6.8～8.4であった。地下水塩分濃度は、2.3%～3.4%であった。地下水の溶存酸素濃度は、0～1.4 mg/lと極めて低濃度(20℃における水の溶存酸素濃度は、7～8 mg/lである。)であった。

4. マングローブ植林地と地域住民の協力

「緑の絨緞作戦」植林地は、Pak Phaya – Pak Nakhon 政府管理下にある。1952年当時、Nakhon Si Thammarat のタイ政府保有マングローブ森林は、地域住民に借地された経緯がある。マングローブ森林は徐々に伐採され、水田、果樹園、魚養殖池、エビ養殖池などの農地や水産養殖池に転換されてきた。(図4)。

放棄エビ養殖池の土地不法使用を放棄させ、「緑の絨緞作戦」プロジェクトへの協力を求める公開セミナーは、1997年11月にエビ養殖池所有者を召集し、開催された。本来、プロジェクト地全域がタイ政府の管理下であるが、一次土地使用権を承認した経緯から即時返還は厳しいとされたが、殆どのエビ養殖業者は協力する事に同意した。また、植林後のマングローブ樹木の利用については、地域住民の同意の上で利用する事、また沿岸域に植林したマングローブ樹木は伐採しないなど、細部について理解と取り決めが行われた。

4.1 マングローブ植林

マングローブ林の再生法には、天然更新と人工造林(人工植林)がある。天然更新法の一つは伐株からの萌芽を利用する萌芽更新法であるが、マングローブ樹種では一般的に萌芽力が弱く、この方法は利用されていない。人工造林法は、マングローブ林の構成種の中で利用価値の大きいヒルギ科の樹種は胎生種子をもち、樹上で発芽して胎生芽を形成する。この胎生芽は一般の植物では苗木であり、胎生芽を現地で挿し付けて植林する方法と、胎生芽をポットや苗床に挿し付けて苗木を育成する方法とがある。この苗木を植林する方法は植樹造林と呼ばれる方法である³¹⁾。

4.2 マングローブ苗圃場と植林樹種

「緑の絨緞作戦」1,000 haに必要なマングローブ苗は、約500万本である。本プロジェクト開始当初、マングローブ苗圃場を2箇所建設し、年間50万本のマングローブ苗の生産体制を確立した。ポット苗育成には、ポット購入費、管理費、人件費などの経費が必要である。植林開始2年目以降は、マングローブ植林地が波浪、強風などの影響をほとんど受けないことから、マングローブ胎生種子を直接植え付ける方法に転換した。

新しい土壌の堆積地から続く放棄エビ養殖池への植林に最適な樹種選択は、自然マングローブ森林での環境調査結果および植林試験の成果を参考にヒルギ科のオオバヒルギ *Rhizophora mucronata*、フタバナヒルギ *R. apiculata* を選択した³⁰⁾。

4.3 放棄エビ養殖池へのマングローブ植林

植林初年度は、植林樹種のオオバヒルギ *Rhizophora mucronata*、フタバナヒルギ *R. apiculata* をポットで約3ヶ月間育成した苗を放棄エビ養殖池へ1.5 m×1.5 mの間隔で植栽した。植林2年目以降は、植林樹種のオオバヒルギ *Rhizophora mucronata* 胎生種子を直接植え付ける方法を実施した。植え付け後の活着率も95%以上を示し、その後の成長も旺盛で胎生種子の直接植えつけ法でも全く問題はなかった。枯死した際には、補植を行った。なお、沿岸域への植林にはポット育苗を植え付け、さらに風や波浪で運び去られないよう竹杭などを用い、それぞれ紐で固定した。

1年間の植林により、放棄エビ養殖池100 haに約50万本の植林を進めてきた。「緑の絨緞作戦」一期は1998年4月から2003年3月までの5年間、「緑の絨緞作戦」二期は2003年4月から2006年3月までの3年間である。計8年間の植林で、総面積800 haの放棄エビ養殖池へ総植林本数約400万本を終えた。図6は植林1年後、図7は植林3年後、図8は植林8年後で、既に胎生種子を実らせている。現在、「緑の絨緞作戦」第三期(2006年4月から2008年3月)を実施しており、総期間10年間、植林総面積1,000 haと総植林本数500万本を達成することになる。

4.4 植林後の管理

植林後の管理がマングローブ林の再生には極めて重要で、定期的に生育状況の観察と枯れた個体については速やかに補植を行い、植え増しするなど、初期の育成管理を充実することが基本である。沿岸域へのマングローブ植林でフジツボが植林苗に着床繁殖し、枯死させることが報告され

ているが³²⁾、廃棄エビ養殖池への植林ではフジツボによる被害は全く観察されていない。また、地域



図6 オオバヒルギ植林1年後の生育状況。



図7 オオバヒルギ植林3年後の生育状況。



図8 オオバヒルギ植林8年後の生育状況、既に胎生種子を实らせている。

の支援者を育成することが最も重要であり、支援者がマングローブ植林組織を構築するように啓蒙と教育の機会が得られるよう援助することで、マングローブ修復はより一層加速されることになる。8年間の植林で、多数の地域住民の賛同を得、さらに植林面積を増加して欲しいとの強い要望がなされている。

5. マングローブ成長と生態系

5.1 マングローブ植林後の成長と炭素固定

マングローブ植林後、定期的に樹木成長を計測している。計測項目は、樹高、幹周り(主幹)で、各植林年度別に10個体を選び、計測を行った。図9は、オオバヒルギ10個体計測の平均値を示している。プロジェクト初年度(1998年)に植林したオオバヒルギの樹高は約6m、1999年植林も約5mの樹高に成長している。また、プロジェクト初年度(1998年)に植林したオオバヒルギの幹周り(植林後数年であることから、地上から約40cmの部位の幹周りを計測した。通常は、胸高直径を計測する。)も30cmを超えており、順調に生育していることは明らかである。図中の緑は樹高、茶色は幹周りを示す。

葉(leaves)、枝(branch)、幹(trunk)、根(root)に分け、それぞれ新鮮重量を計測した。図10は、バイオマス調査の状況を示す。また、植林年度別のバイオマス調査を2005年8月に実施した結果について図11に示す。プロジェクト初年度(1998年)に植林したオオバヒルギの全新鮮重量は約280kgであった。1999年度植林樹木も約172kgに生長していた。1998年および1999年植林樹の根の割合は、全重量に対して約60%にあたる。この値はマングローブ樹木独特の支持根も含めており、樹

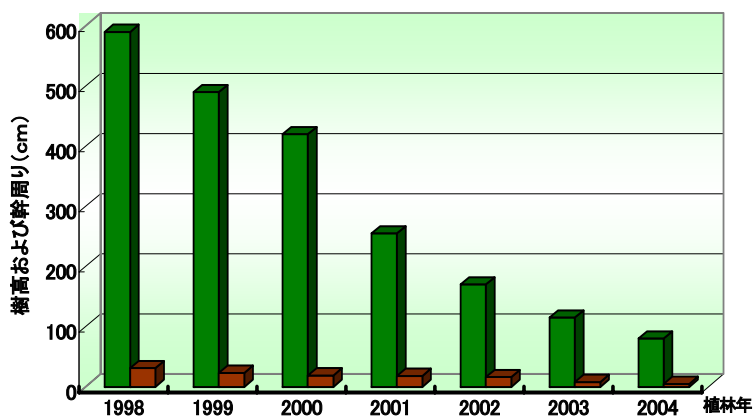


図9 廃棄エビ養殖池へオオバヒルギ植林後の成育。(樹高および幹周り)



図10 バイオマス調査で樹高を計測。
(植林後5年経過)

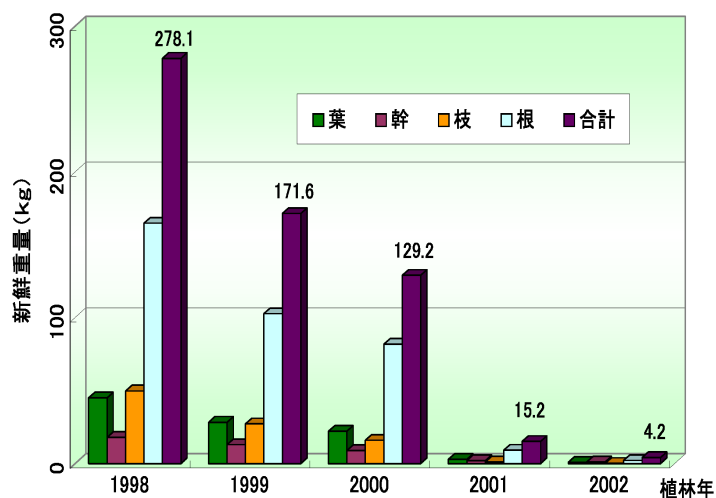


図11 廃棄エビ養殖池へオオバヒルギ植林後の各部位の成長量。

木全体で大きな割合を示したと考えられる。また、マングローブ樹木の初期成長期には、まず樹体を維持、守るために多数の支持根を伸張した。軟弱で不安定な土壌条件に適応するためでもある。植林後21年が経過したオオバヒルギの掘り出し調査の結果、全新鮮重量は837.2 kgであった。内訳は、それぞれ葉重51.5 kg、枝重216.5 kg、主幹重302.7 kg、根重266.5 kgであった。主幹に対して枝の占める割合も高いことから、4年経過した植林地では一部枝打ちや間引き作業を行い、成木時の利用・経済的価値を付与する取り組みを進めている。マングローブ樹木へのこれらの施業については、まだ報告されていない。

各部位の一部(新鮮重量測定後)は約100℃の恒温乾燥機内で1週間乾燥し、水分含有量を求めた。乾燥試料は、粉砕機(Wonder Blender, 大阪ケミカル株式会社)で微粉とした。粉砕後の試料は、NCコーダー(SUMIGRAPH NC-22A (株)住化分析センター)を用いて炭素と窒素の分析を行った。炭素濃度から植林後のマングローブ樹木の炭素固定量を求めた。なお、粉砕後の試料は分析まで、デシケーター内に保存した。

炭素固定量の推定の結果は、図12に示す。NC分析の結果、乾燥マングローブ試料中(幹、枝、根、葉)に45%~50%の炭素が含まれていた。この分析結果をもとに、4,000本/haの植林と植林総面積1,000 haの場合の炭素蓄積量を求めた。ただし、落葉や落枝などの炭素量は含まれていない。植林後、年数の経過とともに単位面積あたりの樹木数の減少(自然淘汰)や、植林後数十年経過すると植物自体の光合成能の低下が見られる。マ

ングローブは右上がりの成長を続けるのではなく、徐々に成長が鈍化し森林全体の光合成能も徐々に低下してくる。マングローブ森林全体の成長がいつの時点で鈍化し、一定になるかの科学的な研究はなされていないようである。陸上の樹木と同等の成長リズムと考え、植林後50年間はほぼ連続して成長を続けることと仮定すると、マングローブ植林「緑の絨緞作戦」で約100万トンの炭素蓄積が可能と推定される。図中に示すC=0.45は、乾燥試料中に炭素を45%含有、同様にC=0.50は、乾燥試料中に炭素を50%含有していることを示す。

5.2 マングローブ林の復活と食物連鎖

植林地「緑の絨緞作戦」の生物多様性については、プロジェクト開始前の予備調査(1997年)から定期的(毎年5月)に調査を実施している。2005年5月に実施した調査では、プロジェクト開始前の生物層と比較すると、生物種、また量ともに格段に増加してきていることが明らかになった³³⁾。

マングローブ植林後約7年を経過したえび養殖池に生息している主要な魚類、カニ、えび、貝類などを捕獲し、窒素安定同位体比分析($\delta^{15}\text{N}$ 値)を行い、マングローブ植林地の窒素循環から食物連鎖について推定を行った。 $\delta^{15}\text{N}$ 値は食物連鎖にしたがって一定の比率で上昇し、栄養段階と密接に関係していることが明らかにされている³⁴⁾。植林樹種のオオバヒルギおよびフタバナヒルギ葉中の窒素はNC分析の結果、それぞれ1.23%、1.55%であった。落葉はまず微生物等で分解され、分解物は植物プランクトン、動物プランクトンなどに利用され、最終的に魚などの肉食動物(Carnivor)に利用される。捕獲した試料は、1週

間天日干し後、さらに約100℃の恒温乾燥機内で1週間乾燥した。乾燥試料は、粉砕機 (Wonder Blender, 大阪ケミカル株式会社) で微粉とした。なお、粉砕後の試料は分析まで、デシケーター内に保存した。窒素安定同位体比の分析は、精密質量分析計 Mass Spectrometer DELTA^{PLUS} XL (Thermo Finnigan Inc.) で行った。試料の $\delta^{15}\text{N}$ 分析結果を表3に示す。フタバナヒルギ *R. apiculata* 葉試料の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 5.58‰、オオバヒルギ *R. mucronata* 葉試料の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 8.20‰であった。

草食動物 (Herbivore) に分類される貝類のカキの $\delta^{15}\text{N}$ 値は 6.72‰を示し、マングローブ葉からもたらされる窒素がカキ体内に濃縮されたことが明らかになった。一方、テラピア (Nile tilapia) の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 10.0‰を示し、大量の植物プランクトンあるいは動物プランクトン、また直接マングローブ葉を摂取し、魚体内に窒素が濃縮されたことが考えられる。

有機堆積物利用動物 (Detritivore) のエビ (Tiger prawn) の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 10.78‰と高く、本報告には他の有機堆積物利用動物の分析値が提示されて

いないが、エビは地底部を徘徊しながら摂餌していることから、窒素を濃縮したプランクトンの死骸などを摂餌し濃縮したことが考えられる。

肉食動物 (Carnivore) に分類されている二種のカニ (Mud crab の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 9.91‰、Swimming crab の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 10.0‰)、三種の魚 (ニベ科の魚: Belanger croaker の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 13.2‰、イワシの一種: White sardine or Scalloped perchlet の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 11.4‰、ツバメコノシロ Four finger threadfin の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 12.3‰) の $\delta^{15}\text{N}$ 値はフタバナヒルギの $\delta^{15}\text{N}$ 値にくらべ大きく、食物連鎖の上位に位置することが明らかに認められた。特に、Belanger croaker は、捕獲した魚介類の中で食物連鎖のもっとも上位に位置していることが考えられる。この結果、マングローブ葉から三種の魚にいたる食物連鎖は、少なくとも4から5段階の食物連鎖を経ていると考えられる。 $\delta^{15}\text{N}$ 値の推移からマングローブ植林地の食物連鎖の経路について、図13に示す。さらに、魚介類の炭素安定同位体 $\delta^{13}\text{C}$ を求め、 $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$ との相関を検討する

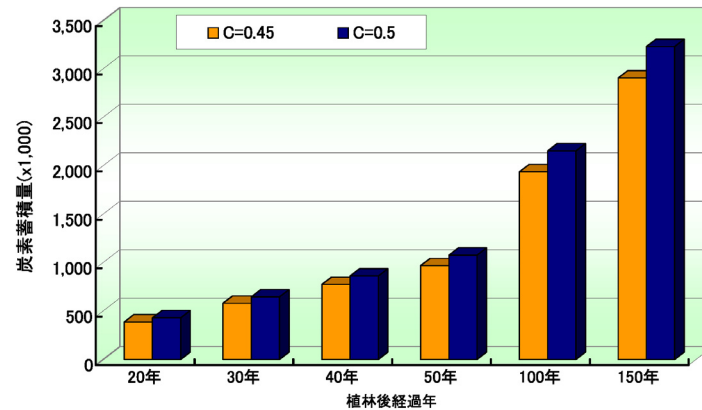


図12 マングローブ植林後の炭素蓄積量の推定。

表3 マングローブ植林地のマングローブ葉と魚介類の $\delta^{15}\text{N}$ 値。

種類	英語名	科学名	採餌型	$\delta^{15}\text{N}$ 値 (‰)
魚	Four finger threadfin	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Carnivore (Benthic feeder)	12.3
	Nile tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Herbivore	10.0
	Spotted scat	<i>Scatophagus argus</i>	Omnivore	9.72
	White sardine or Scalloped perchlet	<i>Escualose choracata</i> or <i>Ambassis nalua</i>	Carnivore (Zooplankton feeder) or Carnivore (Benthic feeder)	11.4
	Belanger croaker	<i>Johnius belangerii</i>	Carnivore (Benthic feeder)	13.2
カニ	Mud crab	<i>Scylla serrata</i>	Carnivore	9.91
	Swimming crab	<i>Portunus pelagicus</i>	Carnivore	10.0
えび	Tiger prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Detritivore	10.7
	White prawn	<i>Penaeus merguensis</i>	Detritivore	No data
貝類	Oyster	<i>Sacoostrea edulis</i>	Herbivore (Filter feeder)	6.72
	Hoy song fa (Thai)			9.35
マングローブ葉		<i>Rhizophora apiculata</i>		5.58
		<i>R. mucronata</i>		8.20

Carnivore: 肉食動物, Benthos: 底生生物 (水底に群生する生物類)

Herbivore: 草食動物, Omnivore: 雑食性動物

Detritivore: detritus (有機堆積物=プランクトンなどの死骸が海底に蓄積したもの) 食物とする動物

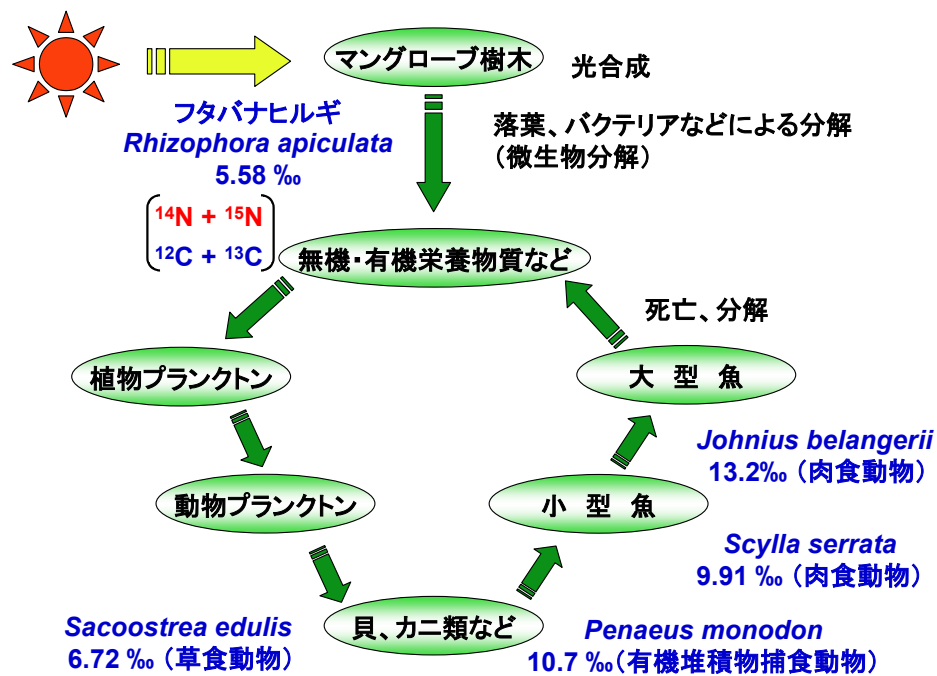


図13 マングローブ植林と食物連鎖.

ことで、マングローブ葉から魚に至るまでのより詳しい食物連鎖の過程を明らかにすることが可能である。

6. まとめ

マングローブ生態系は、生物多様性に富み、第一次生物生産能力は極めて高く、世界の漁獲量の約30%を生産し、珊瑚礁域とともに重要である。マングローブ植物は、高塩分環境下(3%~4%の塩濃度)においても極めて旺盛に光合成を行い、炭素固定と活発な蒸散を行う。破壊されたマングローブ地域や農耕地の開発と競合しない沿岸域へのマングローブ植林は、炭素固定とともに多様な生物豊かな生態系の構築に寄与できる。

タイ国でのマングローブに対する関心は1992年の“地球サミット”以後で、森林破壊、沿岸侵食、化学物質汚染などタイの環境問題等とさらに、2004年12月26日のスマトラ沖地震による津波襲来により、いっそう高まった。

1997年、タイ南部ナコンシタマラ地区の放棄えび養殖池のマングローブ植林「緑の絨緞作戦」プロジェクト可能性調査は、日本-タイの連携で実施し多大な成果を上げることができた。1998年4月から本格的なマングローブ植林「緑の絨緞作戦」を開始、2006年3月までの8年間で、800 haの放棄えび養殖池に約400万本の植林を終了した。植林



図14 ナコンシタマラの新土壌堆積地へ植林され21年経過したオオバヒルギ.

地の炭素固定量は着実に増加、また魚類をはじめとする多様な生物が回帰、食物連鎖を通じた持続的な生物生産の基盤構築が確実に進んでいることが明らかになった。マングローブ植林「緑の絨緞作戦」はタイ国だけの問題ではなく、東南アジアさらに地球レベルのマングローブ林修復のモデルとしても評価されてきている。図14は、新しい未熟土壌の堆積地へオオバヒルギ植林後21年経過したマングローブ林の景観である。

謝辞

マングローブ植林「緑の絨緞作戦」プロジェクトの「予備調査の実施」から本格的「緑の絨緞作戦」プロジェクト実施にあたり、その機会と多大なご支

援を頂いた日本経団連自然保護協議会、環境省環境事業団に深く御礼申し上げます。また、プロジェクト実施にあたり事務一切をご担当していただいたマングローブ植林大作戦連絡協議会事務局長萩谷準一氏、タイマングローブ生態系研究協会のプラパスリー タナスカン氏に心から御礼申し上げます。

引用文献

- 1) Luiz Drude de Lacerda ed. (2001) Mangrove ecosystems – function and management – , Springer, 1-292.
- 2) Mark S., B. Francois and F. Colin (1997) World mangrove atlas, international society for mangrove ecosystems, Okinawa, Japan.
- 3) Global Forest Resources Assessment 2005 (2006) Progress towards sustainable forest management, *FAO Forestry report*, FAO Rome, Italy, 147, 1-320.
- 4) World Conservation Monitoring Centre (1994) Bio-diversity data sourcebook, World Conservation Press, Cambridge, U.K., 74-98.
- 5) Kato, S., F. Takagi and Y. Nitta (1995) Challenge for desert rehabilitation through sustained mangrove Management. *J. of Arid Land Studies*, 4, 179-188.
- 6) Sonjai, H. (1994) Charcoal production from mangroves in Thailand. Proceedings of the Workshop ITTO Project-Development and Dissemination of Re-afforestation Techniques of Mangrove Forests. 18-20 April, Bangkok, Thailand. (with in English)
- 7) Sonjai, H. (1996) Mangrove resource management in Thailand, in ecology and management of mangrove regeneration in East and Southeast Asia, Proceedings of the ECOTONE IV, Surat Thani, Thailand, 17-183.
- 8) Niti, R. (1996) Community-based sustainable management of mangroves in Southern Thailand, op. cit., 184-189. (with in English)
- 9) Asian Shrimp Culture Council (1996) Asian shrimp news, collected volume, 1989-1995, Compiled by C. Kwei and Gary L. Nash. Bangkok, Thailand.
- 10) Bhodthipuks, P. (1988) Problem solving on mangroves forest land for developed tiger prawn (*Penaens monodon*) culture. *In: The Sixth National Seminar on Mangrove Ecology*, 29-31 August, 1988. Nakhon Si Thammarat NRCT. 49-55. (in Thai, with in English).
- 11) 加藤 茂(1996)耐塩生植物の機能を利用した沿岸緑化提案, *MACRO REVIEW* 8, 13-28.
- 12) Sorwaporn, K., A. Ian van, K. Shigeru and C. Kan (2006) Antimycobacterial flavonoids from *Derris indica*. *Phytochemistry*, 67, 1034-1040.
- 13) Parinuch, C., K. Shigeru and C. Kan (2006) Potent cytotoxic rocaglamide derivatives from the fruits of *Amoora cucullata*, *Chem. Pharm. Bull.*, 54, 1344-1346.
- 14) Supappibul, K. and K. Jitt (1982) Medicinal plants in mangroves. Fourth National Seminar on Mangrove Ecology, 7-11 July, Surat Thani, Thailand. (in Thai, with in English).
- 15) Gajaseni, J., N. Ajcharyavanich, A. Pratadsunthornsarn and K. Teerakurpt (1988) Nutrient budget in the disturbed and natural mangrove forests. *In: The Sixth National Seminar on Mangrove Ecology*, 29-31 August.
- 16) Monkolprasit, S. (1983) Fish in mangroves and adjacent areas. The UNDP/UNESCO Regional Training Course on Introduction to Mangrove Ecosystem. NRCT. Bangkok, 28-30 March. (with in English)
- 17) Paphavasit, N. (1997) Impacts of mangrove restoration on coastal fishery resources. *In: Proceedings of Seminar and Training Course on Mangrove Reafforestation*. 15-20 September 1996, Nakhon Si Thammarat. National Mangrove Committee of Thailand/NRCT/ITTO/JAM/Thai NATMANCOM. 51-61. (in Thai, with in English).
- 18) Sanit A., T. Ruangrai, S. Wattana and S. Suthawan (2004) The Importance of mangroves: ecological perspectives and socio-economic values. *In: B. and S. Sathirathai, ed., Shimp Farming and Mangrove Loss in Thailand*, Edward Elgar Publisher, Cheltenham UK, Northampton, MA, USA, 27-36.
- 19) Suzuki, T., S. Shikano, Y. Nakasone, N. Paphavasit, A. Piumsomboon and M. Nishihira (1997) Effect of deforestation on the benthic communities in Samut Songkhram mangrove swamp, Thailand. *In: M. Nishihira, ed., Benthic Communities and Biodiversity in Thai Mangrove Swamps*. Biological Institute, Tohoku University. 79-96.

- 20) Paphavasit, N., C. Sudtongkong, A. Piumsomboon, Termvidchakorn, C. Vidhayanond, C. Aryuthaka and J. Jivaluck (1997) Impact of mangrove reforestation on fishery resources: case study of Klong Ngao mangrove swamps, Ranong Province. *In: The Tenth National Seminar on Mangrove Ecology "Mangrove Management and Conservation: Twenty Years Experience."* 25-28 August 1997, Hat Yai. NRCT. p.IV-3 (1-14). (in Thai, with in English).
- 21) Sanit A. (1993) Ecology and management of mangrove. IUCN, Bangkok, Thailand.
- 22) Sanit A. (1994) Structure characteristics of mangrove forests at Phang-nga Bay and Ban Don Bay, Thailand. Proceedings of the third ASEAN-Australia Symposium on Living Coastal Resources. Vol. 2, Bangkok, Thailand.
- 23) Sanit A. (1996) Reforestation on mangrove forests in Thailand: a case study of Pattani Province. *In: C. Field, ed., Restoration of Mangrove Ecosystems.* International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa. 52-63.
- 24) Sanit, A. and T. Ruangrai (2004) Overview of shrimp farming and mangrove loss in Thailand. *In: B. and S. Sathirathai, ed., Shrimp Farming and Mangrove Loss in Thailand,* 37-51.
- 25) UNDP/UNESCO Regional Mangrove Project RAS/86/120, 1991. Final Report to the Integrated Multidisciplinary Survey and Research Programme of the Ranong Mangrove Ecosystem. *Fauna and Fisheries Studies,* 82-154.
- 26) Colin, F. (1991) Coastal management in Pak Phanang, A historic perspective of the resources and issues. Coastal Resource Institute, Prince of Songkhla University, Thailand.
- 27) Macnae, W. (1974) Mangrove forests and fisheries. IOFC/DEV, FAO, Rome.
- 28) Chapman, V.J. (1976) Ecological factors. *In: J. Cramer, ed., "Mangrove Vegetation,"* 190-223, Der A.R. Gangner Verlag kommandjgesellschaft FL-9490, VADUZ.
- 29) 加藤 茂(1999)緑の絨緞作戦, MACRO REVIEW, 11, 15-37.
- 30) JAM, (1997) Final report of the ITTO Project on development and dissemination of re-afforestation techniques of mangrove forests [PD11/92 Rev. 1(F)]. Publication of the Japan Association for Mangroves, Tokyo, Japan.
- 31) 加藤 茂, 中須賀常雄 (1999) マングローブの生理と植林, *Arid Land Studies,* 9. 229-236.
- 32) Rawangkul, S., S. Angsupanich and S. Panichart (1995) Preliminary study of barnacles damaging the mangrove plantation (*Rhizophora mucronata*) at Tha Phae Canal, Nakhon Si Thammarat. *In: The Ninth National Seminar on Mangrove Ecology. "Mangrove Conservation for Thai Society in the Next Decade."* 6-9 September 1995. Phuket. NRCT. p.III-06 (1-15). (in Thai, with in English).
- 33) Shigeru, K. and A. Sanit (2006) Annual Report (Third Year: April 2005 – March 2006) on Green Carpet Project Phase 2 in Nakhon Si Thammarat, Thailand, 1-47, March 2006. *In: Research Association for Global Mangrove and Thailand Union for Mangrove Rehabilitation and Conservation,* ed., Bangkok, Thailand.
- 34) 和田英太郎 (2004) 環境生態学, 岩波書店, 東京, 109-140.

(受付2006年8月3日, 受理2006年9月26日)