

亜熱帯・熱帯沿岸生態系と地球環境 —塩の好きな植物マングローブが持つ力—

加藤 茂

成蹊大学理工学部物質生命理工学科 特別研究招聘教授

1. はじめに

開発途上地域を中心に依然として続いている森林の減少・劣化は、森林が分布する国や地域での問題ばかりでなく、生物多様性の減少、世界的な気候変動(温暖化)、沙漠化の進行等の地球規模での問題を引き起こすことが想定され、世界の森林状況は国際的な問題として懸念が高まっている。

いま、地球の森林は全陸地面積の約 31%を占め、約 40.3 億 ha、人口 1 人当たりでは 0.6 ha となる。一方、世界の森林は減少をし続け、2000～2010 年期の森林面積の純変化(推計値)は年平均で 520 万 ha 減少、1990～2000 年期の年平均 830 万 ha 減少に比べると減少している。特に、南アメリカ、アフリカなどの熱帯の森林を中心に、減少面積が大きい。中国やインド、ベトナムでは活発な政府主導の植林活動により森林面積は増加しているが、森林面積の増加と減少には地域的な差異がある。人口増加、貧困、土地利用計画・制度の不備、不適切な商業伐採、過放牧、過度の薪炭材採取、山火事等の様々な要因が挙げられ、特定のものに限定することはできない^{1,2)}。

世界の森林バイオマスが蓄えている炭素量は、289 Gt と推定されている。森林の持続可能な管理、適切な計画の立案および森林修復によって森林の炭素蓄積量を保全・増加させることができるが、森林の減少(農用地などへの転換)や劣化、不十分な管理は炭素蓄積量を減少させる。世界全体の森林の炭素蓄積量の 2005～2010 年の推移は年平均で 0.5 Gt 減少したとされ、減少の主因は過剰伐採と違法伐採などである²⁾。

森林は林産物の供給、水源の涵養、産地災害の防

止等の多面的機能を通して、様々な恩恵をもたらす「緑の社会資本」である³⁾。日本学術会議は日本の森林の有する多面的機能を分類し、年間あたりの貨幣評価を次のように報告している。①生物多様性保全機能(遺伝子保全、生物種保全、生態系保全)、②地球環境保全機能(地球温暖化の緩和(二酸化炭素吸収:1 兆 2,391 億円、化石燃料代替:2,261 億円、地球気候システムの安定化))、③土砂防止機能・土壌保全機能(表面侵食防止:28 兆 2,565 億円、表面崩壊防止:8 兆 4,421 億円など)、④水源涵養機能(洪水緩和:6 兆 4,686 億円、水資源貯留:8 兆 7,407 億円、水質浄化:14 兆 6,361 億円、水量調節)、⑤快適環境形成機能(気候緩和、大気浄化など)、⑥保健・レクリエーション機能(療養、保養:2 兆 2,546 億円、行楽、スポーツ)、⑦文化機能(景観、風致、教育、伝統文化、地域の多様性など)、⑧物質生産機能(木材、食料、工業原料、工芸材料など)等で、総額 70 兆 2,638 億円になる⁴⁾。

近年、沿岸植物生態系は地球温暖化抑制に寄与する炭素蓄積能に対し、評価が高まっている。UNEP(国連環境計画)、FAO(国連食糧農業機構)および IUCN(国際自然保護連合)は沿岸植物生態系に蓄積された炭素を検討し“*Blue carbon*”と命名、新たな視点から重要な生態系と位置づけている。沿岸植物生態系は、塩性湿地(Tidal salt marshes)、マングローブ(Mangroves)、藻場(Seagrass beds)で構成され、地球上に約 4,900 万 ha が分布し重要な炭素蓄積の場である⁵⁾。

本報告は、タイ南部のナコンシタマラ県で放棄されたエビ養殖池と沿岸部に新たに形成が続く新土壌堆積

地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修復への取り組みの事例とマングローブの地球環境に果たす機能について紹介する。

2. 塩性湿地の蓄積炭素“ブルーカーボン Blue Carbon”

大気中の二酸化炭素の増加は、化石燃料等の燃焼によるところが大きい。また、土地の開発利用、中でも森林伐採は温室効果ガス発生量の8~20%とされる⁶⁾。森林伐採による二酸化炭素増加を抑制する新たな施策としてREDD(Reduction of Emission from Deforestation and Forest Degradation)+が設定された。REDD+は「途上国における森林減少と森林劣化からの温室効果ガス排出削減並びに森林保全、持続可能な森林管理、森林炭素蓄積の増強」の略称で、途上国に対し森林保全に経済的インセンティブを提供し、森林を伐採するよりも残す方を経済的価値の高いものにしようという施策である⁷⁾。

地球の森林は温室効果ガスの重要な蓄積能を持っているが、発生源でもある。炭素は陸上の樹木バイオマスなどとして主に蓄積されているが、さらに沿岸低湿地、マングローブ、藻場などの植物生態系の土壌中へ“Blue Carbon”として蓄積され、急速に重要性の認識が高まっているが、温室効果ガスの新たな発生源としても懸念されている⁸⁾。

世界のマングローブの分布について、**図1**示す。藻場は、冷涼な寒帯地域から熱帯沿岸まで広範に分布、マングローブは熱帯から亜熱帯地域の感潮河川域や沿岸に分布、塩性湿地は温帯地域を中心に全球的に分布している。藻場、マングローブ、塩性湿地を合わせた面積は地球上に約4,900万ha分布し、魚介類生産、沿岸の保護(国土保全・保護)、環境汚染に対する緩衝機

能、高炭素隔離機能など多様な生態系サービスを提供している⁹⁾。

藻場、マングローブ、塩性湿地などの沿岸植物生態系は、総面積の25~50%がこの50~100年間で消失した。現在も、沿岸植物生態系は年率0.5~3%の範囲で減少が続いており、その面積は毎年約8,000km²にも及ぶ¹⁰⁾。現在の減少速度で推移すると、藻場及び塩性湿地の30~40%、マングローブでは100%近くが消失すると予測されている¹¹⁾。

沿岸植物生態系の炭素隔離機能と放出機構について定量的な評価はまだ少なく、今後一層の研究と調査が必要とされている¹²⁾。

高濃度の有機物(炭素)が堆積した典型的な沿岸植物生態系では、深さ数メートルにも及ぶ堆積と貧酸素環境であることから堆積している有機物はほとんど分解を受けず、確実な炭素隔離となり、陸上森林の数倍以上の炭素蓄積能である¹³⁾。しかし、沿岸生態系が他の土地利用の目的で破壊または転換されると、蓄積・隔離されていた炭素層は構造的にも不安定になり、酸素と接触、微生物の活動を受け、その結果として膨大な地球温暖化効果ガスの放出が進むことになる^{14,15)}。

3. マングローブとは

3.1 マングローブの現状

現在、マングローブは約1,500万ha分布し、熱帯地域海岸線のおよそ1/4を覆っている(**図1**)。マングローブ地域別分布面積は、**表1**に示す。マングローブは少数の国に集中しており、インドネシアには世界の約21%が広がる¹⁶⁾。マングローブの分布している主要12カ国の面積を**表2**に示す。近年、マングローブ減少に対し、世界的に保全・保護への機運が高まってきているが、

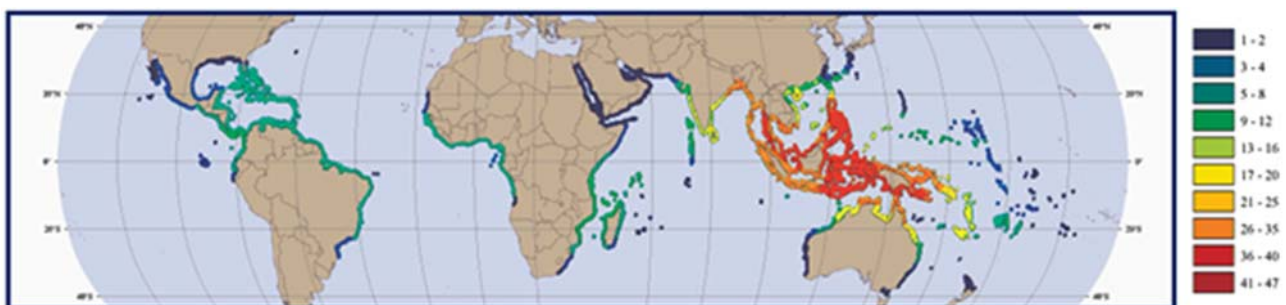


図1 マングローブ分布とマングローブ林構成樹種数

表 1 世界のマングローブ地域と面積

地域名	マングローブ面積 (km ²)	世界のマングローブに対する割合 (%)
東+南アフリカ	7,917	5.20
西+中央アフリカ	20,040	13.20
中東	624	0.40
南アジア	10,344	6.80
東南アジア	51,049	33.50
東アジア	215	0.10
オーストラリア	10,171	6.70
南太平洋	5,717	3.80
北+中央アメリカ	22,402	14.70
南アメリカ	23,882	15.69
計	152,361	100

表 2 広大なマングローブ林を持つ上位 12 カ国の面積とその占める割合

国名	マングローブ面積 (km ²)	世界のマングローブに対する割合 (%)
インドネシア	31,894	20.90
ブラジル	13,000	8.50
オーストラリア	9,910	6.50
メキシコ	7,701	5.00
ナイジェリア	7,356	4.80
マレーシア	7,097	4.70
ミャンマー	5,029	3.30
バングラデシュ	4,951	3.20
キューバ	4,944	3.20
インド	4,326	2.80
パプアニューギニア	4,265	2.80
コロンビア	4,079	2.70

地域のエネルギー源や建築資材としての利用、さらには人口増加、さらに都市化・工業化の進展でマングローブ林の転換・開発が多くの地域で進んでおり、マングローブの消滅が危惧されている。

マングローブ林や熱帯森林の伐採は二酸化炭素をめぐる地球温暖化問題の点でも見逃せない。放棄されたエビ養殖場では、マングローブ樹木による大気中からの二酸化炭素の固定・蓄積機能が消滅しているだけでなく、熱帯の高温環境下で土壌が硫酸酸性化、数千年にわたりマングローブが大気から湿地土壌中に蓄積した泥炭状の有機炭素が酸化・分解作用を受け、急速に大気中へ二酸化炭素やメタン(地球温暖化効果ガス)として放出される。

マングローブは林産物、漁業生産物、魚類(生物)育成の涵養機能、自然環境保全・保護機能、多様な生物の生息環境の提供、遺伝資源の宝庫、観光・教育、沿岸の土壌浸食の防止、高波や強風から居住地域を保護、さらにマングローブ樹木の活発な光合成による炭素

隔離機能等がある。特にマングローブ樹木の旺盛な光合成による二酸化炭素の吸収・蓄積とマングローブにつながる沿岸水域の藻場等を含めた生態系が“Blue Carbon”の場として注目されている¹⁷⁾。

マングローブは多様な生物の棲息している生態系で、沿岸を含めた海洋の一次生物生産能は極めて高く公海に比べ 21 倍と高く、貴重な生物資源を地域住民に持続的に提供する「地域の台所」である^{18,19)}。

3. 2 マングローブの特徴

マングローブ構成樹種は 70~120 種とされ、ヒルギ科、クマツヅラ科、マヤプシキ科の 3 科に属する樹木が主要な構成樹種である。東南アジア地域はマングローブの起源地であり、樹種数も他地域よりも多い。タイのマングローブを構成する樹種は極めて多く、80 種以上とされている²⁰⁾。沖縄県南西諸島を中心に 7 種のマングローブ植物が約 500 ha 分布している。

マングローブ植物は耐塩生植物(Halophytes)として分類されているが、好塩生植物とも称される。

- ① 海水塩濃度から汽水塩濃度までマングローブ植物は分布し、生育することができ、その塩分濃度に適応した種類ごとに群落を形成し分布をする帯状分布 (**Zonation**)が見られる。
- ② 次世代継承法として、成熟した果実が枝(親樹)についている状態で根(坦根体)が伸び始め、ある程度の大きさに達すると、その根の先端に新芽がついた状態で、果実から抜け落下する。親植物の樹上で子植物が育つことから胎生種子 (**Viviparous seed**) と呼ぶ。落ちた場所が生育適地であれば、根を出し、育つ。落下時満潮等で水位が高い場合は、水流で運ばれ生育適地にたどり着くことができれば、そこに根付き発根する。
- ③ 淡水の吸収は根の先端にある根毛細胞の浸透圧により行われるが、浸透圧の違う海水中での生育を可能としているのは、ヤエヤマヒルギ属やマヤブシギ属の種類は根で塩分を濾過しながら吸水、過剰に取り込んだ塩分は液胞内に集積し、最終的には落葉することで過剰塩分を廃棄している。高塩分濃度環境で生育旺盛なヒルギダマシ属の種類は、吸収した塩分を葉表面に分布する塩類腺 (**Salt gland**) 葉から排出している。
- ④ ヤエヤマヒルギ属の根は、幹を支えるように支柱根 (**Brace root**) は吸水機能とともに不安定な泥地で自分の体を支えるという役目(支持根)もある。更に、空气中に露出している根の表面では、葉と同じように **光合成 (Photosynthesis)** の機能がある。支柱根はこ

の機能から、呼吸などの機能を持つ気根 (**Pneumatophore**)とも称される。樹種により独特の形状である筍根、板根、膝根などがある²¹⁾。

- ⑤ 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国土保全機能がある。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²²⁾。
- ⑥ マングローブ林は“魚つき林”とも称され、マングローブの破壊とその修復による沿岸域魚類資源の推移の報告がある²³⁾。マングローブ樹木からの大量のリターは、沿岸域や海洋に生息している多様な生物の餌源として利用され、微生物群の増繁殖、特有の海生動物相の構成に寄与し、マングローブ生態系食物連鎖 (**Food chain**) の中心(生産者)である^{24, 25)}。

3.3 タイのマングローブ林

タイのマングローブ森林は、この約 40 年間で半減し天然林はほとんど消失し二次林となっており、1990 年代中期には約 17 万 ha まで減少した。

タイのマングローブ林の 80%がインド洋側のアンダマン海側沿岸を中心に分布している²⁶⁾。

1960 年初頭のマングローブ林は約 367,900 ha であったことから、35 年間で約 56%消失、消失したマングローブの約 33%がエビ養殖池に転換された(表 3)。ナコンシタマラのマングローブ林は 1960 年代初頭に比べ、1996 年には約 14%まで減少した。

表 3 タイ国マングローブ林の推移

年	地 域				計
	中央 (ha)	東部 (ha)	シヤム湾側 (ha)	アンダマン海側 (ha)	
1961	3,300	30,000	103,200	231,400	367,900
1975	36,500	57,640	35,500	191,700	321,340
1979	31,232	4,144	33,776	178,156	247,308
1986	1,016	27,981	19,644	147,796	196,437
1989	596	20,709	17,084	142,170	180,559
1991	406	11,804	13,980	148,351	173,821
1993	5,363	13,048	16,425	133,847	168,683
1996	5,449	12,658	16,571	132,904	167,582
2000	10,874	26,447	34,063	181,381	252,705
2004	7,997	24,360	27,348	173,604	233,308
2007	8,016	22,373	27,164	172,066	229,619
2009	12,109	25,848	29,239	178,412	244,608
2013					245,440

1997年11月、タイ政府は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、保全保護への取り組みが加速されてきた。さらに、2004年12月26日のスマトラ沖地震による津波で、マングローブ林が残されていた村落の多くが津波被害を受けなかったことから、マングローブの保全・保護に対するタイ政府および国民の意識は急速に高まり、マングローブ植林への取り組みは全国的に加速され、その活動は増幅され現在に至っている。

マングローブ植物からの新規医薬品の基礎化学物質探索が進められ、15種類のマングローブ植物が利活用されている²⁷⁾。

3.4 マングローブ林の再創生は地域と地球環境に貢献

荒廃したマングローブ林の再生による森林資源の育成を始めとする持続的な生物資源生産基盤の創生は、地域の安定と発展の基盤構築の上からも重要である²⁸⁾。

多くの沿岸漁民はマングローブ林の過剰伐採、スズ採掘(マレー半島部)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漁獲量減少など深刻な打撃を受けてきた。破壊されたマングローブ林再創生は、①漁業資源の回復による漁獲量増加と地域経済への貢献(持続的施物資源生産)、②沿岸環境の改善効果、③マングローブ林産物の増加による炭素蓄積(地球温暖化抑制)、④海水の農耕地への流入防止、⑤沿岸域の人々の資産や生活の台風や浸水からの防護や津波、高潮を緩衝し集落を保護(国土保全機能)、⑥マングローブ林を中心としたツーリズムの創設、など地域への貢献は大きい。

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²⁹⁾。また、河川上流から運搬される土壌及び沿岸域の浸食で運搬される土壌の堆積で新たな干潟が数万 ha 以上と増え続けており、この地域へのマングローブ植林は新たな“Blue carbon”蓄積場としてタイ政府も重要視している。

タイ政府は2015年12月、国土に関する法律の一部を改正し、政府からの借地権で借り受けていた土地で未使用の土地に関して国への借地権返還の義務化が決定した。特に沿岸部における放棄されていた土地の収用が進み、この地域へのマングローブ植林が期待さ

れている。

3.5 放棄されたエビ養殖池へのマングローブ植林「緑の絨毯作戦」

マングローブ林を伐採し建設したエビ養殖場では高密度養殖等が原因で、数年程度でエビ養殖を停止、放棄されてきた。廃放棄されたエビ養殖池の再生は極めて困難とされ、新たなマングローブ林伐採でエビ養殖池が新設されて来た。また、高密度・集約的養殖では大量の飼料と抗生物質等の薬品が使用され、エビ養殖池からの排水が沿岸域の水系への環境劣化の原因とされている。

放棄されたエビ養殖池へのマングローブ植林は、地主と地域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、本プロジェクト説明会を公開で数度にわたり実施し協力を要請した。

本プロジェクトの目標として、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蓄積(炭素蓄積)、②沿岸生態環境の改善・保全を促進(国土保全・保護・土壌浸食防止)、③魚介類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(持続的生物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(地域経済基盤の確立)、⑤マングローブ植林を通して、地域住民の補足的収入増加を支援、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(環境修復活動の啓蒙)、⑦マングローブおよび生物資源管理を基に沿岸環境問題の教育・啓蒙の促進と地域社会の改善(環境教育)、⑧1,000 ha 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、マングローブ林の増拡大、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、ワークショップを隣国、地域からの参加者と共同開催、などである。⑨と⑩を除いて、ほぼ目標を達成することができた³⁰⁾。地域住民からは、さらにマングローブ植林を継続して欲しいとの強い要請がある。

4. マングローブ植林の効果

4.1 マングローブ植林後の炭素固定量の推定

“Blue carbon”としてのマングローブ樹木による炭素蓄積量を推定するため、植林したマングローブ樹木の

各部位(葉, 幹, 枝, 根)を採取し乾燥後、粉碎、炭素と窒素の分析を行った。

NC(窒素および炭素)分析の結果、乾燥マングローブ試料中(幹, 枝, 根, 葉)には炭素として45%~50%の濃度で含まれていた。この分析結果をもとに4,000本/haの植林と植林総面積1,000ha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、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するが、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まだなされていない、陸上の樹木と同等の成長リズムと考え、植林後50年間ほぼ連続して成長を続けることと仮定すると、500万本のマングローブ植林で約100万トンの炭素がバイオマス中に蓄積する可能性が推定された。

4.2 土壌への炭素蓄積

地球の陸域における土壌中蓄積炭素量は2,200Gtとされ、地球温暖化抑制にも寄与している。植物により大気より固定された炭素は最終的に枯死植物体として地表、そして地中に有機物や炭素として堆積・保存される。

森林土壌中に蓄積された炭素分は、森林伐採や広域開墾等の人為的活動により大気中への放出が続いている。熱帯森林の破壊は、人為的地球温暖化効果ガス排出量の約25%にも達するとされている。これらの影響を抑制する上でREDD+の施策が国連主導で地球レベルの取り組みが開始されてきている。

放棄されたエビ養殖池および新土壌堆積地のマングローブ植林地の8地区から、土壌試料を採取した。土壌試料は、表面土壌と土壌表面から10cm区分で地下1mまで土壌採土器を用いて深度別に採取し乾燥後、炭素と窒素の分析を行った。

放棄されたエビ養殖池調査地の地表(0cm)から土壌深度20cmでは炭素及び窒素濃度は高く、より深度が増した土壌中の炭素及び窒素共に徐々に濃度が低下することが明らかになった(図2)。表面土壌の炭素濃度は1.1~1.2%、窒素濃度は0.1%以下の低濃度であるが、土壌深度0-10cmでは炭素で約2.1%と高い濃度を示し、次いで、11-20cmの土壌では炭素濃度は約2.2%であった。土壌深度毎の窒素濃度は炭素濃度と連動していた。土壌深度0-20cmで土壌中窒素濃度は0.1~0.2%の範囲で認められた。土壌表層近傍の高い窒素濃度は、マングローブ植物由来の窒素含有植物成分(アミノ酸やアルカロイドなど)が微生物による分解を受け、まず地表部に蓄積され、徐々に地中へ浸透移行

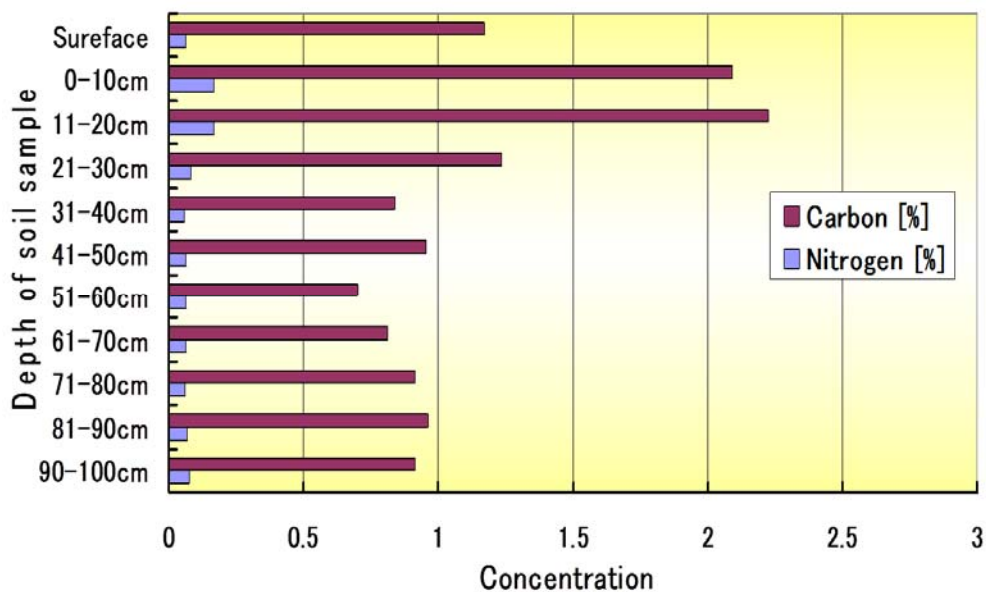


図2 放棄されたエビ養殖池植林(1998年)地の土壌中炭素及び窒素の深度別濃度

していると考えられる。

図 3 に植林年度別の土壌深度と炭素蓄積について示す。2000 年植林地の炭素濃度は地表から 70 cm 深度まで約 2%で推移し、炭素蓄積が進んでいることが確認できた。図 4 に植林年と部位別(地表・地下)炭素蓄積について示す。樹齢 25 年生のマングローブ林の総炭素蓄積量は約 980 t/ha であった。Alongi らの報告値と総炭素蓄積量はほぼ同じであるが、本調査では地上部バイオマス炭素量が多く、地下部へ蓄積が少ないことが確認された。

5. マングローブ林の復活と食物連鎖について

$\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{13}\text{C}$ 値は食物連鎖が進むとともに一定の比率でその値は上昇し、栄養段階と密接に関係している。一般的に、試料の $\delta^{13}\text{C}$ 値が約 0.8‰ 上昇すると食物連鎖の段階が 1 段階上昇、同様に $\delta^{15}\text{N}$ 値が約 3.3‰ 上昇すると食物連鎖の段階が 1 段階上昇することが明らかにされている³¹⁾。

一次生産者から最終消費者までの食物網を推定することは、破壊された生態系の修復段階を推定することができる。表 4 は、放棄されたエビ養殖池へのマングローブ植林後 12 年経過した 3 地区で採集した底生生物

試料(最新の試料に変更する)の科学名と一般名を記す。試料中の安定同位体元素 ^{13}C および ^{15}N の分析は、精密質量分析装置で行った。

5.1 魚類試料中の窒素同位体比

生態系を構成する全ての生物の全窒素同位体比は、その生態系の生産者の同位体比に支配される。動物プランクトンや魚介類の全窒素同位体比は、この生態系の生産者(本研究ではマングローブ樹木)に比べ高い値になる。動物は捕食によって餌から窒素を得る一方、体内で種々の生化学的反応により不要となった窒素は尿やアンモニアとして体外に排出するが、その際に体組織に残る窒素は ^{15}N に富み、排出される窒素は ^{14}N に富むという同位体分別がおこる。この動物による同位体分別は、①餌に対して捕食者の全窒素同位体比は約 3.3‰/TL (Trophic level) 高くなる、②この ^{15}N 濃縮は、植食動物(一次消費者)から高次消費者までのほとんどの生物に共通する。

放棄されたエビ養殖池へのマングローブ植林を実施した地区の水路から採集した底生生物 31 種(貝, カニ, エビ)とマングローブ 2 種の $\delta^{15}\text{N}$ 値を表 4 に示す。*Rhizophora apiculata* の $\delta^{15}\text{N}$ は 3.00‰、*Rhizophora mucronatam* の $\delta^{15}\text{N}$ は 5.12‰ であった。

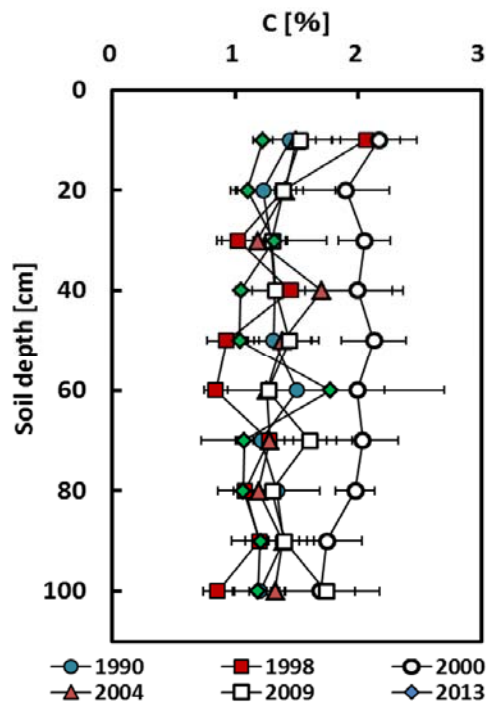


図 3 植林地の土壌深度と炭素蓄積

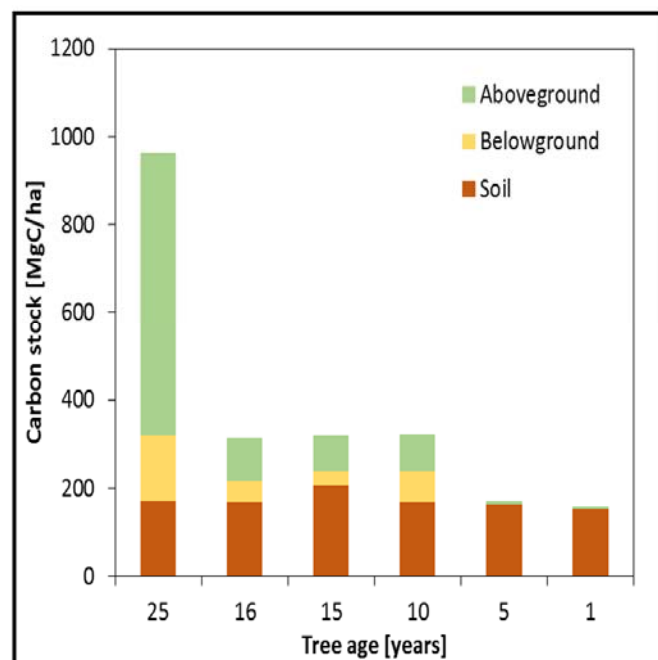


図 4 植林年と部位別炭素蓄積

表 4 底生生物試料の炭素及び窒素安定同位体分析結果

No.	試料 (科学名)	$\delta^{13}\text{C-VPDB}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N-Air}$ (‰)	採取地*	通称
1	<i>Order Nuribranch</i>	NA**	NA	NK4	貝
2	<i>Assiminea brevicela</i>	NA	NA	NK4	貝
3	<i>Littoralia melanostoma</i>	-21.0	3.24	NK4	貝
4	<i>Pythia plicata</i>	-24.4	2.52	NK4	貝
5	<i>Episesarma singarense</i>	-24.4	4.41	NK3	カニ
6	<i>Grapsidao sesarmit crab</i>	-18.8	6.53	NK3	カニ
7	<i>Cerithidea cingulata</i>	NA	NA	NK3	貝
8	<i>Assiminea brevicula</i>	NA	NA	NK3	貝
9	<i>Cassidula nucleus</i>	-24.9	5.04	NK3	貝
10	<i>Anomura heamit crab</i>	-21.4	6.92	NK3	カニ
11	<i>Littoralia melanostoma</i>	-23.4	0.47	NK3	貝
12	<i>Majidae</i>	-17.0	8.13	NK2	カニ
13	<i>Uca sp.</i>	-11.9	10.5	NK2	カニ
14	<i>Grapsidao sesarmit crab</i>	-14.3	9.42	NK2	カニ
15	<i>Episesarma singarense</i>	-19.2	7.51	NK2	カニ
16	<i>Leucosiidae</i>	-16.1	7.48	NK2	カニ
17	<i>Cerithidea cingulata</i>	-18.3	10.3	NK2	貝
18	<i>Mactra sp.</i>	NA	NA	NK2	貝
19	<i>Stenothyra sp.</i>	NA	NA	NK2	貝
20	<i>Littoralia melanostoma</i>	-20.3	5.33	NK2	貝
21	<i>Assiminea brevicula</i>	NA	NA	NK2	貝
22	<i>Nassarius sp.</i>	NA	NA	NK2	貝
23	<i>Anomura heamit crab</i>	-19.4	8.09	NK2	貝
24	No name	NA	NA	NK2	—
25	<i>Metapenaeus sp.</i>	-19.0	9.13	NK2	エビ
26	<i>Macrobranchium sp.</i>	-20.9	10.2	NK2	エビ
27	<i>Penaeus sp.</i>	-18.5	9.23	NK2	エビ
28	<i>Odontodactylus scyllarus</i>	-17.9	9.44	NK2	エビ
29	<i>Odontodactylus scyllarus</i>	-16.4	9.77	NK2	エビ
30	No name shell	NA	NA	NK2	貝
31	No name shell	NA	NA	NK2	貝
	<i>Rhizophora apiculata</i>	-26.80	3.00	—	植物
	<i>Rhizophora mucronata</i>	-26.80	5.12	—	植物

*: 試料採取地の呼称

NA**: 未分析

カニの $\delta^{15}\text{N}$ 値は相対的に高く、貝類は $\delta^{15}\text{N}$ 値の低い結果であった。全窒素同位体比の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、魚種により生体内でのアミノ酸代謝と密接に関係している。低い $\delta^{15}\text{N}$ 値を示したこれら貝類の主構成アミノ酸として、L-alanine, L-valine, L-leucine, L-glutamic acid などで、魚体内に存在するトランスアミラーゼによりアミノ基の脱離反応が優先的に進み、試料体内の $\delta^{15}\text{N}$ 値は低い値を示したことが推察できる。一方、高い $\delta^{15}\text{N}$ 値を示したカニやエビ類の構成アミノ酸は Methionine, Phenylalanine などが考えられ、これらのアミノ酸は代謝反応の初期過程においてはアミノ基が関わらないため、 $\delta^{15}\text{N}$ の高い値を示したことが考えられる。図 5 は、試料中の安定同位体窒素と炭素の濃度と食性の概要について示す。

5.2 魚類試料中の炭素同位体

Rhizophora apiculata および *R. mucronata* の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、 -26.80‰ で、陸上植物(樹木)の値とほぼ同じ値を示した(表 4)。水圏生態系では、水中へ溶解拡散したこれら水溶性有機物等はまず植物プランクトンの成長の餌として吸収利用され、更に動物プランクトンが植物プランクトンを捕食する食物連鎖が始まる。更にこれに続く、底生動物、草食性魚類、雑食性魚類、肉食性魚類と捕

食の連鎖が進み、生物多様な生態系が構築される。

放棄されたエビ養殖池へのマングローブ植林を実施した地区の水路で採集したカニ試料では、*Uca sp.* の ^{13}C 値は -11.90‰ 、*Grapsidao sesarmit crab* の ^{13}C 値は -14.30‰ 、*Leucosiidae sp.* の ^{13}C 値は -16.10‰ 、またエビ試料では、*Odontodactylus scyllarus* の ^{13}C 値は $-16.40\sim -7.90\text{‰}$ を示した。カニの *Uca sp.* の濃縮度について、マングローブ試料との差は 14.90‰ であったことから、1TL の 0.80‰ で計算すると TL の値は 18.6 となる。次いで、*Grapsidao sesarmit crab* の TL は、 15.6 となり、これらのカニは肉食であることが推察でき、この調査域では食物連鎖の高位にあることが考えられる。以上の結果から、マングローブ植林を実施した地域では、緩やかにマングローブ生態系が回復していることが、推察される。

5.3 放棄されたエビ養殖池マングローブ植林地区の食物連鎖について

試料中の安定同位体窒素 (^{15}N) 及び炭素 (^{13}C) の濃縮係数から捕食者の栄養段階 (TOL) について推察すると、 ^{15}N の魚中への濃縮については、既報にある 1TOL で 3‰ の濃縮が進むとされているが、本実験に用いた採集魚類試料では明確に栄養段階を明らかにする

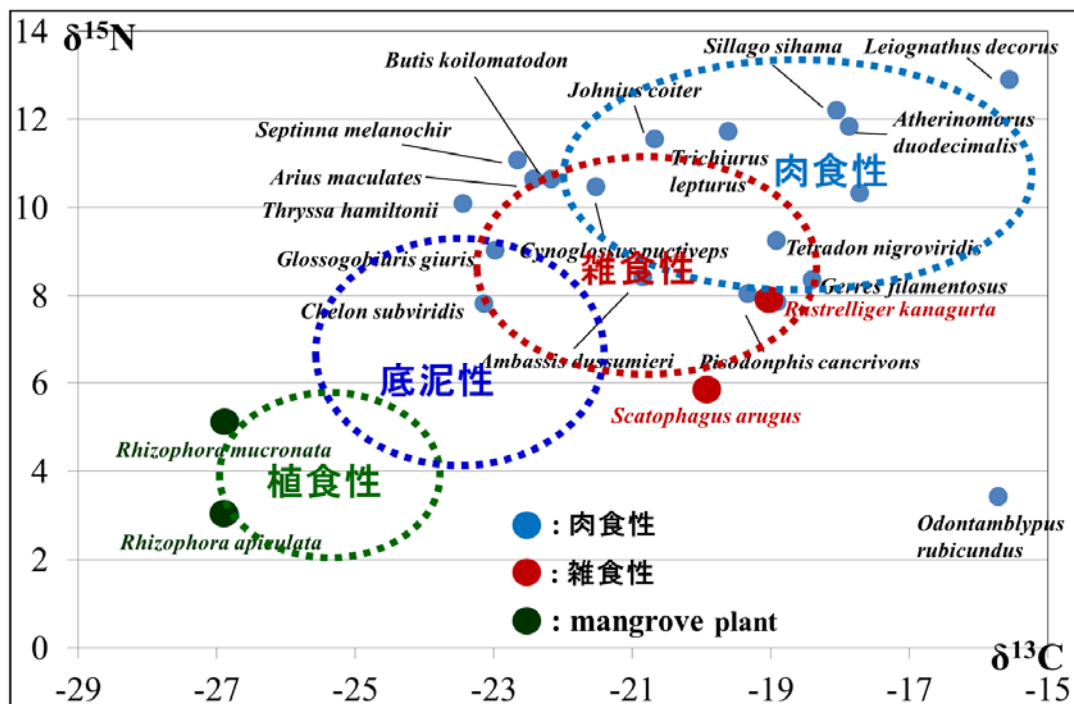


図 5 底生生物試料中の安定同位体窒素と炭素

ことはできなかった。

この原因は、各試料魚のたんぱく質を構成する構成アミノ酸の違いにより、魚体内に存在するアミノ酸代謝分解酵素による脱アミノ基反応を受けやすいアミノ酸とそうでないアミノ酸に富む魚種で ^{15}N 濃縮が一定ではなく、 $\delta^{15}\text{N}$ 値からは栄養段階の推定は困難であった。

一方、炭素 (^{13}C) の濃縮係数からは、マングローブ植林後既に十数段階の食物連鎖がこの河川域には構築されていることがカニ試料の分析結果から推察でき、エビ類と貝類はカニに捕食されていることも推察できる。

ナコンシタマラのパクプーン地区でのマングローブ植林効果として、多様な生物の回帰が確実に進んでいることは明らかであるが、本結果からは詳細な生産者から始まる最終消費者までの食物連鎖網の推定は不可能であり、さらに精細な調査と分析・検討が必要である。

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、藻場、珊瑚礁域とともに重要で、特に炭素隔離と蓄積の機能が“*Blue carbon*”として注目されている。マングローブ樹木は、高塩分環境下 (3%~4%の塩濃度) でも大気中二酸化炭素を吸収し光合成を行いバイオマスとして炭素を蓄積する。破壊・放棄されたマングローブ地域や農耕地の開発と競合しない干潟 (新土壌堆積地) への大規模マングローブ植林は、“*Blue carbon*”としてバイオマス、土壌中への炭素蓄積を進めるとともに生物多様な生態系構築に貢献できる。

タイのマングローブに対する注目は 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、2004 年 12 月 26 日のスマトラ沖地震による津波襲来で急速に高まり、地域住民のマングローブ植林への取組が盛んになっている。

1997 年、タイ南部ナコンシタマラ地区の放棄されたエビ養殖池へ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を日本-タイの連携で実施し、1998 年 4 月から本格的なマングローブ植林“*Green Carpet project*”を開始、2008 年 3 月までの 10 年間で、1,000 ha の放棄されたエビ養殖池に約 500 万本の植林を終了した。さらに、2012 年まで“*Green and Blue Earth*

project”を行い、200 万本の追加植林を行った。

現在、マングローブ植林“*Blue Carbon for Green and Blue Earth Project*”を実施しており、総植林本数は約 800 万本に迫っている。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、食物連鎖を通じた持続的な生物資源生産の基盤構築が進んできている。これらのマングローブ植林はタイ・マングローブ林の復活だけでなく、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いる。

謝 辞

タイ国でのマングローブ植林に対し長期にわたり、多大なご支援をいただきました日本経団連自然保護基金に深く感謝申し上げます。

文 献

1. Annual Report on Forest and Forestry in Japan, Fiscal Year 2012, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan, 1-226 (2013)
2. FAO: Global Forest Resources Assessment 2010, p.1-378 (2010) (FAO Forest paper 163, FAO Rome)
3. Annual Report on Forest and Forestry in Japan, Fiscal Year 2011, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan, 54-66 (2012)
4. Science Council of Japan (Report), “Chikyukankyouningenseikatkunikakawaru NogyooyobiShinrin no Tamentekina Kinouhyouka nitsuite”, pp1-28 (2001)
5. Nellemann C., E. Corcoran, C. M. Durate, L. Valdes, C. Fonseca and Gabriel Grimsditch: “Blue carbon – The role of the healthy oceans in binding carbon-“, UNEP, FAO, UNESCO, IUCN, 1-80,(2009)
6. G.R.van der Werf, D.C. Morton, R.S. DeFries, J.G.J. Olivier and P.S. Kasibhatla “CO₂ emissions from forest loss”, *Nature Geoscience*, **2**, 737-738 (2009)
7. Climate Focus: Blue Carbon Policy Options Assessment. Washington DC., 1-60 (2011)
8. Braian C. M., Linwood P. Aaron W. J., Samantha S., “Green payments for blue carbon –Economic incentives for protecting threatened coastal habitats-

- ”, Nicholas Institute Report, Duke University, North Carolina, USA, 1-42 (2011)
9. Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C, Koch EW, Stier A.C. “The value of estuarine and coastal ecosystem services”, *Ecological Monographs* **81**: 169–193 (2011)
 10. Valiela I, Bowen J.L., York J.K. “Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments”, *BioScience* **51**: 807-815 (2001)
 11. Duke N.C., Meynecke J.O., Dittmann S, Ellison A.M., Anger K. “A World without mangroves?”, *Science* **317**: 41–42 (2007)
 12. McLeod E, Chmura G.L, Bouillon S, Salm R, Bjork M. “A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂”, *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**, 552–560 (2011)
 13. Donato D.C., Kauffman J.B., Murdiyarso D., Kurnianto S., Stidham M. “Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics”, *Nature Geoscience* **4**, 293–297 (2011)
 14. Kristensen E., Bouillon S., Dittmar T., Marchand C. “Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems”, *Aquatic Botany* **89**, 201–219 (2008)
 15. Sweetman A.K., Middleburg J.J., Berle A.M., Bernardino A.F., Schander C. “Impacts of exotic mangrove forests and mangrove deforestation on carbon remineralization and ecosystem functioning in marine sediments”, *Biogeosciences* **7**, 2129–2145 (2010)
 16. Spalding M.D, Kainuma M, Collins L. “World atlas of mangroves”, Earthscan, London. 1-319 (2010)
 17. Sweetman A.K., Middleburg J.J., Berle A.M., Bernardino A.F., Schander C. “Impacts of exotic mangrove forests and mangrove deforestation on carbon remineralization and ecosystem functioning in marine sediments”, *Biogeosciences* **7**, 2129–2145 (2010)
 18. Kato S., Takagi F, Nitta Y., “Challenge for desert rehabilitation through sustainable mangrove management”, *J. Arid Land Studies*, **4**, 179-188 (1995)
 19. Shigeru Kato, “Taienseishokubutu no kinou wo riyoushita enganryokkateian”, *MACRO REVIEW***8**: 13-28 (1996)
 20. Wim G., Stephan W., Max Z. and Liesbeth S., “Mangrove Guidebook for Southeast Asia”, FAO and Wetland International, 1-769 (2007)
 21. Yoshiaki Kitaya, “海水で生育するマングローブ植物の生態と現状”, ソルト・サイエンス・シンポジウム 2009「塩と生物」早稲田大学国際会議場、17-24 (2009)
 22. Sanit A., Ruangrai T., Wattana S. and Suthawan S., Edited by Barbier and Suthawan Sathirathai “The Importance of mangroves: ecological perspectives and socio-economic values”, Shimp Farming and Mangrove Loss in Thailand, Edward Elgar Publisher, Cheltenham UK, Northampton, MA, USA 27-36 (2004)
 23. Sanit A. and Ruangrai T., “Overview of shrimp farming and mangrove loss in Thailand”, Edited by Barbier and Suthawan Sathirathai; in Shrimp Farming and Mangrove Loss in Thailand, 37-51 (2004)
 24. Gajaseni J., Ajchariyavanich N., Pratadsunthornsam A., Teerakupt K., “Nutrient budget in the disturbed and natural mangrove forests”, The Sixth National Seminar on Mangrove Ecology, 29-31 August (1988), Bangkok, Thailand
 25. Suzuki T., Shikano S., Nakasone Y., Paphavasit N., Piumsomboon A., Nishihira M., “Effect of deforestation on the benthic communities in Samut Songkhram mangrove swamp, Thailand”. Nishihira M. eds., *Benthic Communities and Biodiversity in Thai Mangrove Swamps*. Biological Institute, Tohoku University, 79-96 (1997)
 26. Sanit A., “Reforestation on mangrove forests in Thailand: a case study of Pattani Province”, *Restoration of Mangrove Ecosystems*. Field, C. (ed.), International Society for Mangrove

- Ecosystems, Okinawa. 52-63 (1996)
27. Sorwaporn K., Ian van A., Shigeru K., Kan C. “Antimycobacterial flavonoids from *Derris indica*”. *Phytochemistry*, **67**: 1034-1040 (2006)
28. Shigeru Kato, Tsuneo Nakasuga, “Physiology of Halophytal Vegetation”, *J. Arid Land Studies* **9**, 229-236 (1999)
29. Shigeru Kato, Toshinori Kojima, Hideki Suganuma, Sanit Aksornkoae., “Rehabilitation of Abandoned Shrimp Ponds by Mangrove Planting “Green Carpet” Project”, *J. Arid Land Studies*, **21**, 123-128 (2011)
30. Shigeru Kato, Sanit A., Songob P., Savettachat B., Kan C., Prasert T., Woraporn T., Hideki Suganum, Toshinori Kojima, “Rehabilitation of biodiversity through large scale mangrove planting”, Sea water Science of Japan, 64th Annual Conference, Yamanshi Prefectural Library, June 6-7 (2013)

31. Eitaro Wada, “Doitaihihou wa seitaigakude nani wo mezasunoka”, Kaiyo Shuppan Pub. Co., Tokyo, 436-442 (1997)

講演者略歴

加藤 茂(かとう しげる)

成蹊大学特別研究招聘教授。1976年東京農業大学大学院農学研究科博士課程修了。同年から1979年までアメリカ合衆国環境衛生科学研究所、客員研究員。1979年東京農業大学総合研究所に勤務し、1991年同大学助教授、1995年同大学教授。2000年より成蹊大学教員となり現在に至る。大学での指導の傍ら、民間ボランティアとしてタイ南部沿岸の生態系修復を目的にマングローブの植林活動も推進。2012年タイ国立Walailak 大学から名誉博士(環境科学)号を授与。1947年生まれ。