マングローブ植林実証試験地からのメタンと一酸化二窒素放出量 Estimation of Methane and Nitrous oxide emission from mangrove plantation ecosystem

今村正裕¹・立田 穰²・石井 孝³

Masahiro IMAMURA, Yutaka TATEDA and Takashi ISHII

The emission of CH₄ and N₂O from mangrove plantation area were important for evaluation of carbon stock in an implementation of a mangrove CDM project. Emission rate of CH₄ and N₂O from non-mangrove ecosystem (wetland and fresh water *et. al*) for mangrove plantation area were from -90 to 36648 μmol CH₄ m⁻² day⁻¹, from -41 to 499 μmol N₂O m⁻² day⁻¹. Discrepancies exist in the emission of CH₄ and N₂O obtained from the other ecosystem due to environmental condition (high loading and salinity). We estimated emission of CH₄ and N₂O from our planted mangrove area in Vietnam by observed data, which suggests that total emission of CH₄ and N₂O from mangrove ecosystem was approximately 10-20% of total carbon stock in mangrove forest over 21 years integration from a mangrove plantation.

1. はじめに

1997年の国連気候変動枠組条約第3回締約国会議において策定された「京都議定書」では、クリーン開発メカニズム（以下CDMと略す）を利用した途上国における植林・再植林によるCO₂吸収源確保事業により創出されるCO₂削減が、先進国の温室効果ガス排出削減量として認められた。これらの植林・再植林・（土地利用管理）活動に基づく各国の国内CO₂削減（固定・吸収）量の評価方法については、気候変動に関する政府間パネル（以下IPCCと略す）により、「土地利用、土地利用変化及び林業」に伴う温室効果ガス排出・吸収量推計に関するグッドプラクティスガイダンス（良好手法指針）が作成されている（IPCC, 2003）。CDMを利用した植林・再植林事業におけるCO₂固定量評価法もこれに準ずるとされるが、具体的な評価法については、個別プロジェクトにおいて検討・認証される。

熱帯・亜熱帯に位置する発展途上国において、主に防風・防波林として植林されてきたマングローブは、熱帯雨林と並んで、その高い生産力とマングローブ植林により形成される泥炭層の有機炭素貯蔵能力により、マングローブ生態系全体が大きなCO₂吸収と貯蔵能力を有する事が科学的に示され（Alongiら, 2005；立田ら, 2009；石井ら, 2009）、熱帯・亜熱帯域におけるCDM植林・再植林事業による地球温暖化ガス吸収・放出抑制方策としての有効性が期待されている。

新規植林・再植林によりCO₂吸収量を増加させるCDMプロジェクトの実施ルールは2003年12月に開催した

COP9で決定され、プロジェクトの申請受付が開始された。マングローブ植林については、「湿地における小規模CDM植林プロジェクト活動のための簡素化したベースライン及びモニタリング方法論」が簡素化された方法論として利用可能である。しかしながら、小規模CDMの簡素化方法論（林野庁HP）では、マングローブ植林プロジェクト事業によって堆積物の化学組成は変化しないという前提条件のもと、CO₂よりも地球温暖化係数（GWP値）の値が高いCO₂以外の温室効果ガス（CH₄・N₂O）の発生は0として考慮されていない。

当所では、これまでマングローブ生態系から発生するN₂Oの測定評価技術を開発し、その発生量がマングローブのない前面（例えば干潟）からの発生量より高くなる可能性を示している（今村ら, 2002）。植林直後は林の生残率問題が残るものの、4-5年程度経過すると林内の根元では有機物の捕捉能力が高まりその量も増加する。つまり、堆積物中のその他温室効果ガス放出能力も高くなると推察される。マングローブが成長しCO₂吸収能力が小さくなり炭素貯蔵量が安定した場合でも、その他温室効果ガス放出は継続されることから、その検討が重要であると考ええる。

そこで、著者らはモニタリング事業やベースライン（植林事業が実際されなかった場合の温室効果ガス放出量）測定時における活用を目指し、マングローブ植林による温室効果ガスの削減量を正確に見積るために重要な、CH₄・N₂Oの放出速度について、環境条件別にそのベースライン測定値を整理するとともに、マングローブ植林実証試験地からのその他温室効果ガスの放出量を推定し、林炭素固定量からどの程度相殺されてしまうのかについて検討した。

1 正会員 工博 (財)電力中央研究所
2 非会員 農博 (財)電力中央研究所
3 正会員 工博 (財)電力中央研究所

表-1 マングローブのない地域からの放出速度

	ベースライン放出速度 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{day}^{-1}$)		
	最大値	最小値	平均値 (n: サンプル数)
CH ₄	36648	-90	199 (n=9)
N ₂ O	499	-41	192 (n=13)

2. ベースラインとしてのCH₄・N₂O放出速度

マングローブ植林はその多くが沿岸干潟にて実施されることが多いが、周辺環境や陸上からの栄養供給状態、さらに河川・沿岸の流動による堆積物の移動変化により、堆積物中の物質循環は大きく異なるとことが予想される。植林事業では植林前後における温暖化ガス評価が重要であり、植林前にその土地からどの程度の温暖化ガスが放出されているかはベースライン値として事業計画の上で重要な課題である。そこで、マングローブのない沿岸生態系を対象に既存の文献を整理した (Tateda, 2005)。

CH₄は嫌気的条件下の堆積物中有機物分解における最終段階反応から発生する (Prieme, 1994) ことが知られているが、その反応にはエネルギー段階的に一つ前の反応物質である硫酸・硫化物の存在が大きく影響し、低硫酸イオンの環境 (硫酸還元活性の低い) で有機物供給速度が大きな場ではCH₄の発生量が高くなる可能性がある。この低硫酸還元は、淡水域で顕著であるが、Ginaniら (1996) は沿岸域における発生がないわけではなく、放出傾向にある地域としては汽水や海水等が滞留しているような場所が多いことを指摘している。また、インドなどでは栄養塩や有機物の負荷が高い場所で、CH₄生成および発生量が高いといった報告もある (Mukhopadhyay ら, 2002)。

一方、N₂Oは窒素循環過程の中間生成物であり、酸化・還元が共存する場で発生が顕著である。特に流入負荷等の人為的な要因により発生量が決定している場合がしばしばある。Seiringer (1998) によれば、N₂Oの発生量は全球で約1.9TgNyear⁻¹と推定され、その約11%が河川・沿岸地域由来、さらにその90%は中国および東南アジアがソースである可能性が指摘されている。そのため、生産性の高いマングローブ林内および前面の干潟は、有機物量も豊富であり底生生物も多いことからN₂O生成が起こりやすく、植林されたマングローブ域がN₂O放出域となる可能性は高い。さらに、Eihner (1990) は、陸上の窒素肥料散布による発生を指摘している。窒素肥料の主成分はアンモニアであり、水田や森林管理のために散布される。栄養分として植物に利用されなかった窒素分が、堆積物中にて還元されN₂Oとして発生することがあ

図-1 植林実証試験地および観測点

る。これは、淡水域や河川においても顕著であり、高負荷の窒素排水があるような場では、N₂O放出速度は高い値となる (Michael, 1994; Mander ら, 2005; Milton ら, 2002)。

このように、CH₄とN₂Oの放出には有機物と栄養塩の供給が大きなカギをにぎっている。既存のデータを整理した結果を表-1に示す。マングローブの生育していない生態系においては、こういった負荷が高い場所で、ガス発生速度が大きくなる傾向があり、環境条件によってばらつきも大きい。どういった場所に植林するかによっては、ベースライン値は大きく異なり、植林予定域の環境を考慮したり、事前の現地調査を実施したりすることが必要と考える。

3. 調査地点および分析方法

マングローブ植林実証試験地は、ベトナムのナムディン省南東部のズアオ・アン村沿岸、60ha既植林地の前面海域北側約30ha (北東方向約300m, 南東方向1000m) の干潟に、メヒルギの胎生種子 (全長約25cm) を70cm間隔で植林した。植林は、2005年4月14日 - 16日に、ズアオ・アン村民の手で行われた (図-1)。

調査は、1) 植林予定地前面の干潟、2) 植林後のマングローブ域、3) 隣接する成熟マングローブ林 (5~9年経過: 1998年植林) 域と3つを対象エリアとし、2004年~2007年にかけて年1回 (4月~6月時期) 実施した。

ガス放出速度の観測は、いくつかの方法が提案されているが、統一されたものはない。一般的にはチャンパーを堆積物上面に覆い、チャンパー内ガス濃度の時間的な変化から放出速度を測定する方法を用いる。今回は、現地でのガス分析技術がないこと、ガス態のサンプルが輸送時に変化するであろうことを考慮し、堆積物に含まれるガス濃度を調べることにした。バイアル瓶に堆積物表層泥を適量 (5~20g) 採取し、微生物によるガス組成の変化を防ぐために採取後直ちにHgCl₂ (50%Sat.) を50 μl

添加し、冷凍保存し持ち帰ることで、現場に近い堆積物ガス含有量を把握できると考えた。

ガス濃度測定には、CH₄はFIDガスクロ（YANAKO社製、）、N₂OはECD ガスクロ（島津ECD GC-8A、63Ni-ECD-GC）を用い、ヘッドスペース法によりバイアル瓶気相中のガス濃度を測定し、湿泥当たりのガス含有量を算出した。なお、分析前に40℃の恒温水槽でバイアル瓶を約4時間振とうさせた。瓶内の気相中ガスは湿泥溶液中のガスと熱力学的平衡状態であると仮定し、溶液中のガス量を気相中ガス分析結果から溶液中濃度を算出し堆積物中のガス濃度とした。

4. 植林実証試験地のCH₄・N₂Oガス含有量

現地調査から得られた堆積物中のCH₄・N₂Oガス含有量の結果を表-2、3に示す。N₂Oについては、季節（雨季・乾季）に応じてばらつきが見られた。2004年植林前調査では、干潟（6.0 nMN₂O/gwet）よりも隣接するマングローブ林（8.2 nMN₂O/gwet）のガス含有量が高い傾向となった。さらに、植林直後の2005年には、その傾向が顕著となり干潟（11.3 nMN₂O/gwet）と植林域（13.8 nMN₂O/gwet）はほぼ同じ値であったが、隣接マングローブ林（21.5 nMN₂O/gwet）ではかなり高い値となった。しかしながら、2年後の2007年には実証植林域が隣接林よりも高くなる傾向をみせた。一方、CH₄は植林2年後のみの調査ではあったが、干潟より実証試験地にて若干高くなる傾向をみせ、隣接するマングローブ林内がもっとも高くなり、N₂Oと同様の傾向であった。植林が間もなかったり密度の低かったりするマングローブ林では、漁師など人が多く通ること、堆積物表面が乱されていることが多い。CH₄・N₂Oの発生条件となる嫌氣的な部位はすくないと考える。そのため、干潟より植林エリアのガス含有量が高くなり、場合によっては隣接するマングローブエリアへとガス含有量が増加する傾向にあること推察される。

このような傾向は、例えばBauza（2005）が、プエルトリコのマングローブ林を対象に、林内から海側に側線を設置しN₂O放出速度を観測している。その結果、林内がもっとも高く（0.53μmol N₂O m⁻² h⁻¹）、水際で最も低くなりその差は約4倍に達していた。また、既報告（今村ら、2002）の石垣島吹通川のマングローブ林においても、河川淵付近よりも林内堆積物中のN₂Oガス含有量が高かった。つまり、今回の実証植林試験地における調査結果においても、前面干潟よりも成熟林の方が高いCH₄・N₂Oガス含有量であったことは、数すくない既存の文献値と整合性があるといえる。

植林後数年は堆積物のトラップも少なく、植林前の干潟にほぼ近い様相でありばらつきも大きい。場所によ

表-2 実証試験地のガス含有量（N₂O）
（n：サンプル数）

location type	year	n=	concentration of N ₂ O in wet sediments(nM N ₂ O/gwet)		
			max.	min.	ave.
干潟	2004_Nov.	3	8.3	4.3	6.0
	2005_Apr.	9	18.4	6.1	11.3
	2007_June	4	12.0	9.6	10.5
	total	16	18.4	4.3	9.2±2.3
実証植林地	2005_Apr.	3	19.1	10.7	13.8
	2006_June	4	5.4	2.4	3.5
	2007_June	6	29.0	6.4	11.9
	total	13	29.0	1.8	9.7±4.4
隣接林	2004_Nov.	3	9.0	7.8	8.2
	2005_Apr.	5	46.2	8.2	21.5
	2006_June	8	6.5	2.5	3.8
	2007_June	4	12.4	2.6	6.4
	total	20	46.2	2.5	12.0±6.8

表-3 実証試験地のガス含有量（CH₄）
（n：サンプル数）

location type	year	n=	concentration of CH ₄ in wet sediments(nM CH ₄ /gwet)		
			max.	min.	ave.
干潟	2007_June	4	0.13	0.10	0.12
実証植林地	2007_June	6	0.28	0.16	0.22
隣接林	2007_June	4	1.07	0.27	0.58

ては有機物等のトラップがあり負荷が高いと推測される場所もあったが、今回の実証試験地における調査では、周辺干潟と植林実証試験地の間には統計的な有意な差は見られなかった。また、隣接する5～9年経過しているマングローブ林は密度も高く、堆積物もトラップされ、CH₄・N₂Oが高くなる条件がそろっていたと考えられる。

このように、現地観測調査では植林開始年から数年はその堆積物環境に劇的な変化はなくCH₄・N₂Oガス放出も安定しない。しかしながら、その他温室効果ガスの放出傾向には、マングローブの存在しない干潟よりも植林実証試験地や隣接しているマングローブからのガス放出速度が高くなる傾向を示しており、マングローブ林の成熟が、堆積物中からのその他温室効果ガスの放出速度を増加させる可能性があることを示している。

5. CH₄・N₂Oガス放出によるマングローブ植林炭素貯蔵量からの相殺量の推定

今後マングローブ植林事業において、その他温暖化ガスによる相殺量を評価するにあたり、今回現地調査を行った植林実証試験地を対象に将来予測を行った。さらに、マングローブ林自身による炭素固定量と比較した。

マングローブ植林事業が実行される周辺環境が河口砂州、ラグーン、外洋、さらには流入負荷の影響を受けて

いるような地点なのかによって、ベースライン値は大きく異なる。さらに、植林直後は植林による影響が否かを評価することは難しい。

そこで、本項では以下の仮定条件をもとに、マングローブ植林地における、CH₄・N₂Oガス放出量の評価を行った。1) 初期の植林地堆積物は不安定であるためガスの放出速度は林齢7年目から積算する、2) 植林密度は考慮しない、3) GWP 値はIPCC 第2次評価報告書の値(CH₄:21, N₂O:310)を使用、4) ベースライン放出速度についてN₂Oは実証試験地の観測結果をCH₄は実測データの数が少ないので文献値を使用、5) 林齢7年目以降のガス放出速度は現地観測の結果から得られた5～9年たった隣接するマングローブ林にて実測した結果を用いる。

一方、堆積物中のガス含有量から放出速度を算出する方法として、水面からガス交換速度に準じ堆積物表面におけるガス濃度と大気中のガス濃度の差にて放出されるとした。また、水温(地温)・塩分の条件によって変化するガス交換係数(k_{N_2O})については、以下の式より算出した(Ledwell, 1984; Liss ら, 1986)。

$$k_{N_2O} = k_{ref} \left(\frac{Sc_{N_2O}}{Sc_{ref}} \right)^n \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 Sc_{N_2O} は水温と塩分で算出されるシュミット数、 $Sc_{ref} = 600$ で風速 $U \leq 3.6$ m/sの時 $n = -0.5$; 風速 $U > 3.6$ m/sの時 $n = -0.67$ の関係をもつが、本調査では風速の情報がないので無風とした。

最終的に、マングローブ林を植林したことによる、CH₄・N₂O放出に伴う炭素量相殺量の算出は、植林後に堆積物から放出されるガス放出速度から、ベースラインのガス放出速度を差し引いた値をもとに、対象植林面積と炭素換算のための地球温暖化係数を乗じて算出した。

表-4に、放出量を算出するために用いたCH₄とN₂Oの放出速度を示す。実証試地30haからの温室効果ガスの放出による相殺量(炭素換算)は、最大値を使用した場合は、植林面積の増加とともに単調に増加し、年間約620ton-Cと試算された。一方、最小値の場合は、ほぼ0であった。また、平均値を使用すると年間約80ton-C程度であった。さらに、その平均値からベースライン値を差し引いた試算では、約30ton-Cの炭素放出に相当すると試算された。仮定にあるように、林齢7年目(2011年)からこの値を使用すると、第一約束年の2012年までには60ton-Cの相殺量となった。さらに、林齢20年の2024年には420 ton-Cの実証試験地マングローブ林のCO₂炭素隔離量からの相殺量になる可能性があることが示された。

実証試験地マングローブ林による炭素貯蔵量の長期予測結果(林齢20年)では、自己間引きモデル(成長に伴

表-4 相殺量計算に用いた各放出速度

		放出速度の設定値 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	
		CH ₄	N ₂ O
植林地全面の干潟 (ベースライン)		1300 ^{a)}	24.7
実証試験地のマングローブ林 (初期1-2年)		200 ^{b)}	26.9
隣接マングローブ林 (5年～9年)	最大値	18400 ^{a)}	181.7
	平均値	2200 ^{a)}	39.2

a) 文献値, b) 実証試験地での観測結果より

図-2 樹木炭素貯蔵量とその他温暖化ガスの関係

*: 石井ら(2009), **: 立田ら(2009)

う林内の密度を考慮したモデル)を用いた場合(石井ら, 2009)で約4500 ton-C, 用いない場合(立田ら, 2009)で約1800 ton-Cであることから、今回のCH₄とN₂Oガス発生による相殺分が、マングローブ林全体の炭素固定量に対し1割～2割程度に達する可能性があることが示された(図-2)。

前述したように、植林の候補地は干潟や河口砂州、さらには養殖池とさまざまな環境条件が考えられ、個々の現地観測から正確なガス発生量を調査することが重要であるといえる。しかしながら、現地における観測条件を整えることは難しく、今回のように堆積物ガス含有量からガス放出速度を見積もる方法には仮定や誤差が含まれるものの、堆積物がもつCH₄・N₂O放出傾向を評価することができたと考える。長期的には植林したことによる沿岸部での流動・堆積物の変化、それに伴う林内への有機物量の変化も、堆積物からのCH₄・N₂Oガス放出量を変化させる可能性もあり、今後の課題として残る。

6. まとめ

マングローブ植林による正味のCO₂固定量を正確に見積るために重要なCO₂以外のその他温室効果ガス(CH₄・N₂O)の発生量について、文献および実証植林地からのガス発生量を検討した。さらに、これらの結果を

もとに、その他温室効果ガスによる放出量を推定した。

(1) ベースラインとしての $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ ガス放出速度

マングローブのない沿岸・河川等から発生する $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ 放出速度について整理した。地域環境差（自然林・植林・高負荷等）によって $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ の発生量には大きな幅があった。植林対象域における事前のベースライン値の評価が必要であることがわかった。

(2) 実証試験地からの $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ ガス放出速度

CH_4 , N_2O ともに調査時期に応じて若干のばらつきはあるものの、その平均値を比較すると、植林前の干潟、植林エリアさらには隣接するマングローブエリアへとガス放出速度が増加する傾向にあることがわかった。同一地点におけるこのような観測事例は少ないが、過去の文献値と比較してもこの傾向は整合性がとれた結果といえる。

(3) $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ ガス放出によるマングローブ植林炭素貯蔵量からの相殺量の推定

実証試験地における $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ による炭素隔離量に対する相殺分を推定した。放出速度の算出には現地観測結果を一部用いた。その結果、 $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ による相殺量は、平均で約80ton-C、ベースライン値を考慮すると、約30ton-Cと見積もられた。この値は、実試験地において試算されたマングローブ林による炭素貯蔵量に対し1～2割程度に達することがわかった。

本調査結果から、マングローブ植林によって土壌からの $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ 放出量は少なからず増加することが明らかになった。今後、小規模CDM方法論を進める上では、土壌からの $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ 放出量増加を考慮した植林面積の設定や林の管理を実施する等の工夫が必要であると考えられる。今後の課題としては、植林密度、生長速度、堆積物の窒素・炭素循環の活性変化を考慮した経年的な調査観測と時空間的な評価手法の開発が必要であるが、現状では植林地地点の環境条件にできるだけ合わせた値を使用し、予測評価する方法が最善の策といえる。そのためにも、さまざまな環境条件におけるその他温室効果ガス（ $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ ）放出に関して、十分なデータの蓄積および調査が必要といえる。

参 考 文 献

- 石井 孝・立田 稔・今村正裕 (2009)：自己間引きモデルを用いたマングローブ植林地の炭素貯蔵量推定手法の開発，電中研報告書Y08023。
 今村正裕・立田 稔・杉岡伸一 (2002)：マングローブ水域と林内堆積物における微量温暖化ガス（ N_2O ）の挙動，第49回海岸工学論文集，pp.1366-1370。
 立田 稔・石井 孝・今村正裕 (2009)：マングローブ植林実証試験地における CO_2 固定量評価－植林初期と長期間固定量の予測－，電中研報告書V08029。
 林野庁 (2004)：小規模CDM植林の簡素化されたルールにつ

- いて，2004年12月 <http://www.rinya.maff.go.jp/seisaku/cdm/syokibo.html>
 Alongi, D.M., J. Pfizner, L.A. Trott, F. Tirendi, P. Dixon and D.W. Klumpp (2005) : Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 63, Issue 4, pp.605-618.
 Bauza, J. (2005) : Emissions of greenhouse gases from mangrove forest sediments in Puerto Rico, *Greenhouse gas and carbon balance in mangrove coastal ecosystem*, edited Y. Tateda, Gendai Tosho Co.LTD, pp.165-178.
 Eihner, M.J. (1990) : Nitrous oxide emission from fertilized soils: Summary of available data, *J. Environmental Quality*, vol.19, pp.272-280.
 Ginani, I., Y. Bashan, G. Holguin and A. Strangmann (1996) : Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico, *Geoderma*, Vol.72, pp.149-160.
 IPCC (2003) : LUCF Sector Good Practice Guidance, In IPCC Good Practice Guidance for LULUCF - Chapter 3, Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner (Eds), the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, ISBN 4-88788-003-0.
 IPCC Second Assessment Report (1995) : Climate Change 1995, The Science of Climate Change, J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callender, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (Eds), Cambridge University Press, UK. 572.
 Ledwell, J.J. (1984) : The variation of gas transfer velocity with molecular diffusivity, In *Gas Transfer at Water Surface*, W.Brutsaert and G.Jirka (eds), pp.293-302.
 Liss, P. S. and L. Merlivant (1986) : Air-sea gas exchange rates: introduction and synthesis. In the role of air-sea exchange in Geochemical cycling, pp.293- 302.
 Mander, U., S. Teiter and J. Augustin, (2005) : Emission of greenhouse gases from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones, *Water Science & Technology*, Vol.52, No.10-11, pp.167-176.
 Michael K. (1994) : Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica, *Global Bio.Cyc.*, Vol.8, No.4, pp.399-409.
 Milton Muñoz-Hincapié, Julio M. Morell and Jorge E. Corredor (2002) : Increase of nitrous oxide flux to the atmosphere upon nitrogen addition to red mangroves sediments, *Marine Pollution Bulletin*, Vol.44, Issue 10, pp.992-996.
 Mukhopadhyay, S.K., H.Biswas, T.K.De, B.K.Sen, S.Sen and Jana, T.K. (2002) : Impact of Sundarban mangrove biosphere on the carbon dioxide and methane mixing ratios at the NE Coast of bay of Bengal, India, *Atmospheric Environmental*, 36, pp.629-638.
 Prieme, A. (1994) : Production and emission of methane in a brackish and a freshwater wetland, *Soil Biol. Biochem.*, Vol.26, No.1, pp.7-18.
 Seirzinger, S.P. (1998) : Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystem, *Global Biogeochemical cycles*, Vol.12, No.1, pp.93-113.
 Tateda, Y. (2005) : Greenhouse gas and carbon balance in mangrove coastal ecosystem, edited Y. Tateda, Gendai Tosho Co. LTD, ISBN978-4-906666-94-2.