

実測値に基づく農林地生態系ガス交換量の広域評価

片柳薫子¹

Feature series : Regional scale evaluation of soil gas exchange at forest and agricultural ecosystems based on field monitoring results

Nobuko KATAYANAGI¹

1. 背景

農林地生態系における大気-土壌間の温室効果ガス交換量が全球のガス排出量に占める割合は小さくない。農林地生態系で放出・吸収されている主な温室効果ガスは二酸化炭素(CO₂)、メタン(CH₄)および亜酸化窒素(N₂O)があり、N₂Oはオゾン層破壊物質でもあるが、これらのガスのうちCH₄は水田を、N₂Oは畑地を主要排出源としている。水田由来CH₄は人為的なCH₄排出量の12%、畑地由来のN₂O排出は人為的なN₂O排出量の36%と見積もられている(Olivier et al., 2005)。

近年、これらのガスの大気-土壌間の交換量を定量するための観測が世界各地で盛んにおこなわれ、データの蓄積も進んできた。これは、ある程度確立した測定法としてクローズドチャンバー法(Rolston, 1986)が広く採用されてきたことによる。しかし、チャンバー法による測定値はある圃場のある時点におけるガス交換量を定量するには適しているが、その測定値を一般化し、地域あるいは国スケールの交換量を定量するには大きな不確実性を含むことになる。

以上の背景に基づき、本報告ではまずチャンバー法による温室効果ガス交換量測定値自体の持つ不確実性について説明する。次に温室効果ガス交換量の広域評価手法とその結果の持つ不確実性について述べる。その上で、ガス交換量の広域評価の持つ問題点とその解決策についての提言をおこなう。

2. チャンバー法による温室効果ガス交換量測定値の不確実性

チャンバー法(Rolston, 1986)は現在最も広く採用されている大気-土壌ガス交換量定量手法のひとつである。この手法では土壌表面を容積100cm³~1m³程度のチャンバーで覆い、そのチャンバー内のガス濃度の上昇あるいは低下を経時的に観測することによって単位時間あたりのガスフラックス(流束)を得(図1(i))、その値

から対象とする期間の交換量を求める(図1(ii))。チャンバーは簡単に作れ、チャンバーが設置できる場所であればどこでも測定でき、コストも安く済ませることが可能であるため、世界中で幅広く利用されている(たとえばBouwman et al., 2002)。

ところで、チャンバー法を「ある程度」確立した手法であると述べたが、これは実際にはチャンバー内のガス濃度変化を観測してフラックスを計算するという点以外、明確なルールがないためである。つまり、チャンバーの形状や材質、反復、採取時間帯、採取頻度、採取場所等について注意深く検討するかどうかは観測者の裁量に委ねられている。チャンバーの形状と材質の多様性についての一例として、本解説記事において引用した論文に関連するチャンバーの仕様を表1に示した。形状は円筒形と長方形の2種だが、体積は1.6×10⁻³~2.2m³と大きな幅があり、最大のもは最小のもの1.375倍にもなる。材質は不透明の塩化ビニル、ステンレス、透明の亚克力、ポリカーボネートと多様である。採取時間帯と採取頻度についてはMinamikawa et al. (2012)が詳述している。

採取場所と反復については、現在は一処理区あるいは一圃場内の地形、水位、植生などの情報とアクセスの良さを考慮しながら2~5点程度のサンプル採取地点を設定することが一般的と思われる。N₂O観測を例にとれば、この値は対象地域において多くの地点で測定したN₂Oフラックス値を用いて解析した結果によって裏付けられているといえる。この裏付けとなる研究結果を以下で紹介する。

農耕地におけるN₂O交換量測定値の時間的・空間的なばらつきが大きいことは観測初期から確認されており(たとえばDuxbury et al., 1982)、妥当な「代表値」を得るための検討がなされてきた。時間的なばらつきについては自動測定装置などを用いて測定頻度を上げることによって解決が試みられてきた。チャンバー法において手で長期間観測を実施する場合、1回/週かそれ以下の頻度でサンプリングがおこなわれる場合が多い。しかし、たとえばButterbach-Bahl et al. (1997)やAkiyama et al. (2000)は自動開閉式のチャンバーを用いることによって2時間あるいは4時間毎の観測を可能にした。一

¹ National Institute for Agro-Environmental Sciences, 3-1-3 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305-8604, Japan.
Corresponding author : 片柳薫子, ¹ 独立行政法人 農業環境技術研究所

2012年12月10日受稿, 2013年2月28日受理
土壌の物理性 123号, 101-108 (2013)

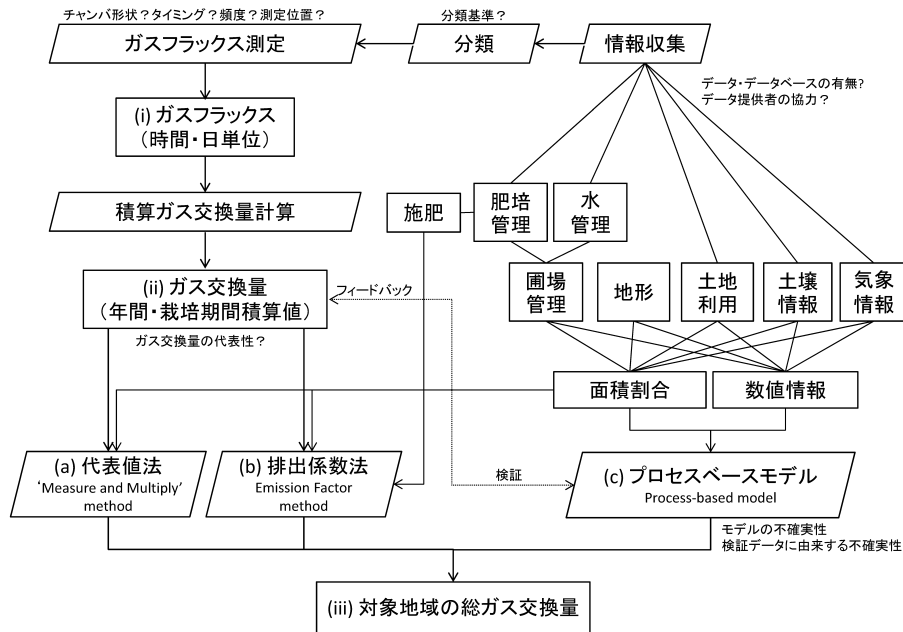


Fig. 1 農林地生態系における大気-土壌間の温室効果ガス交換量の観測とそれに基づく広域評価のスキーム.

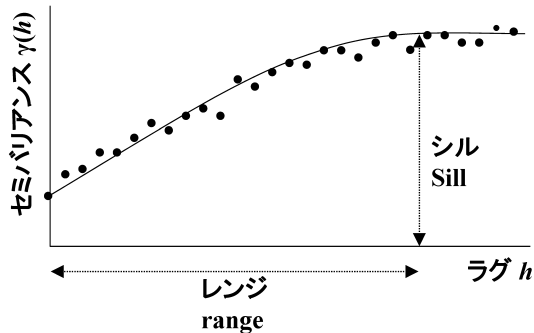


Fig. 2 セミバリエオグラムの模式図.

方、空間的な代表性の評価については、空間統計学的手法 (Webster and Oliver, 2001) を用いたばらつきの評価が試みられた。ここでいう空間統計学的手法とはセミバリエンス (semivariance, $\gamma(h)$) という統計値を用いて値の空間的な分布・不均一性を評価する手法である。セミバリエンス $\gamma(h)$ は距離 h だけ離れた測定値 $Z(x_i)$ と $Z(x_i+h)$ の全ての組み合わせ $N(h)$ の差の二乗平均であり、その距離 h での値のばらつき程度を表す。セミバリエンス $\gamma(h)$ は以下の式で表される:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i+h)]^2$$

このとき $\gamma(h)$ はセミバリエンス、 h はラグ、 $N(h)$ は距離 h だけ離れた値の全ての組み合わせ数である。

縦軸にこのセミバリエンス $\gamma(h)$ を、横軸にラグ h をとり、それらの関係を表すセミバリエオグラム (Semivariogram) を描くことによって空間依存性は解析される。セミバリエオグラムは様々な形状を採るが、一例として図2を示す。図2のようにあるラグ h でセミバリエンス $\gamma(h)$ が最大値を示す場合、そのときのラグ h をレンジ (range)、最大値をシル (Sill) という。より詳しい解説については矢内・小崎 (2000) を参照されたい。さて、もし測定値が図2のようになり、シルとレンジが得られるならば、空間依存性を示しているといえる。つまりレンジより短いラグにおいてデータは連続的に変化しており内挿が可能であるということを意味する。そしてこのレンジの範囲内の距離間隔で観測することによって少ないサンプルでより精度の高い圃場代表値を得ることが可能になる。この仮説に基づき、前述の Folorunso and Rolston (1984) は無植栽の堆肥施用および無施肥の圃場に 3×30 m (1981年) および 3×36 m (1982年) の細長い区画をとり、区画の長辺と平行な直線上に 2 m (1981年) あるいは 1 m (1982年) 間隔でチャンパーにおいて N_2O フラックスを測定し、空間分布を評価した。その結果、たとえ 1 m の測定間隔でもレンジが得られないことが明らかとなった。また、Velthof et al. (1996) は採草地および放牧地 (各 80×96 m) を各々 8 等分し、その中に設置した 3×6 m のサブプロットにおいて 1 m 間隔で N_2O フラックスを測定し、空間分布を評価した。彼らの結果では採草地は 6 m 以下のレンジを示し、放牧地ではレンジが得られないことが明らかとなった。以上の2報は単一の土地利用を持つ圃場を対象として調査がおこなわれたが、筆者らはこのセミバリエオグラムを用いた空間依存性の解析をより広い範囲

Table 1 チャンバーの形状および材質の例.

文献	国	植生	材質	直径 m	長辺 m	短辺 m	高さ m	面積 m ²	体積 m ³
円筒形チャンバー									
Folorunso and Rolston 1984	-	無植栽	塩化ビニル	0.12			0.14	1.1×10^{-2}	1.6×10^{-3}
Velthof et al. 1996	イギリス	採草地・放牧地	塩化ビニル	0.20			0.15	3.1×10^{-3}	4.1×10^{-3}
Huang et al. 2011	オーストラリア	サトウキビ	塩化ビニル	0.24			0.25	4.3×10^{-2}	2.2×10^{-3}
Nishina et al. 2009	日本	森林	ステンレス	0.40			0.15	1.3×10^{-1}	1.3×10^{-2}
Katayanagi and Hatano 2005	日本	森林・草地・畑地	ステンレス	0.30			0.35	7.1×10^{-2}	2.1×10^{-2}
Rolston 1986	-	-	ステンレス	0.88			0.17	6.1×10^{-1}	1.0×10^{-1}
長方形チャンバー									
Butterbach-Bahl et al. 1997	ドイツ	森林	アクリル		0.50	0.50	0.15	2.5×10^{-1}	3.8×10^{-2}
Pathak et al. 2005	インド	水稲	アクリル		0.50	0.30	1.00	1.5×10^{-1}	1.5×10^{-1}
Akiyama et al. 2000	日本	野菜 (にんじん)	ポリカーボネート		0.90	0.90	0.60	8.1×10^{-1}	4.9×10^{-1}
Minamikawa et al. 2012	日本	水稲	ポリカーボネート					1.4	2.2

に適用した。畑地・採草地・放牧地・森林からなる約500 haの流域において土地利用を区別せずに2000 mのライントランセクトを設定してガスフラックス(CH₄, N₂O, CO₂)を測定し、セミバリオグラムを作成した(Katayanagi and Hatano, 2005)。ここで前述の文献と異なり、土地利用を区別せずに2000 mという長い距離での観測をおこなったのは、複数の土地利用を含んでいてもなおレンジが得られるなら、土地利用毎に代表値を得るよりも少ないサンプル数でより正確に広域評価をおこなうことが可能であるという仮説に基づいている。しかし、2回の測定をおこなった結果、1回目はN₂Oが173 m, CO₂が778 mのレンジを示したが、CH₄ではレンジを得られず、2回目はいずれのガスもレンジが得られなかった。以上の結果より、時期によってはガスフラックスが空間依存性を示さないことが明らかとなり、「妥当な」年間値を得る上で、空間依存性の考慮は効果を持たないことが明らかとなった。

空間依存性の考慮が簡易で正確な代表値の算出に貢献しないことが明らかになったため、空間依存性評価に用いたデータに基づき、ガスフラックスの代表値を同定する上で最低限必要な測定反復数もまた試算された。Folorunso and Rolston (1984)の結果では95%の確率で±10%の誤差範囲内に平均値が入るためには36 mの直線上において堆肥施与区で356点、無施与区で320点のサンプルが必要であると試算された。Velthof et al. (1996)の結果では同じ確率で同じ誤差範囲内に平均値が入るためには375~1240点のサンプルが必要であると試算された。筆者らも同様に試算をおこなった結果、N₂Oについては同じ確率および誤差範囲では1ヘクタールあたり1907点(1回目)あるいは2784点(2回目)のサンプルが必要であると試算された(Katayanagi and Hatano 2005)。これほど大量のサンプルをチャンバー法によって測定することは事実上不可能と考えられる。

以上の必要最低サンプル数の追求に併せ、従来おこなわれてきたサンプリング地点を数カ所とした評価法の持つ誤差範囲の程度も試算された。Folorunso and Rolston (1984)の試算では、3点のサンプリングの場合、堆肥区では±110%、堆肥無施与区では±100%、Velthof et al. (1996)の試算では7~30点で±50%、Katayanagi and Hatano (2005)で報告されている観測値を用いて試算した結果ではCH₄は5点で±60%(土壌水分率によって区別できるホットスポットを除いた場合)、N₂Oは5点で±80%であった。

以上の結果より、空間依存性の考慮はガス交換量の見積もり精度を改善せず、サンプリングを容易にせず、サンプル数を可能な限り増やしても誤差範囲は狭くならないことが明らかとなった。そして、現状の数反復から反復を増やす根拠はなく、数反復でサンプリングをおこなった代表値は広い誤差範囲を持っているという認識を持っておくことが重要と結論すべきと考えられた。温室効果ガスの空間分布に関する近年の研究では、階層ベイズモデルを条件付き自己相関(conditional autore-

gressive; CAR) モデルと共に用い、マルコフ連鎖モンテカルロ (Markov Chain Monte Carlo; MCMC) 法を用いて事後分布を推定している。たとえば、Nishina et al. (2009) が傾斜のあるスギ林に設定したライントランセクト (65 m) において 5 m 間隔で N_2O を測定した事例、あるいは Huang et al. (2011) がサトウキビ圃場において 5 m × 5 m の格子点 25 点で通年観測した事例などが挙げられる。いずれの論文においても、当該手法を用いることによって、 N_2O フラックスに影響を与える土壌水分率と地温の時空間的な不確実性を定量的に反映したガス交換量の推定を実現している。

しかし、簡易かつ精度の高い「広域評価」への試みとしては、次に述べるデータベースとプロセスベースモデルを用いた広域評価が現在は主流であるといえる。

3. ガス交換量の広域評価

ガスフラックスの広域評価では、以上に述べたチェーン法によってガスフラックス (図 1 (i)) の経時変化を観測し、栽培期間あるいは年間のガス交換量積算値 (図 1 (ii)) を求め、その得られた積算値 (= 代表値) を基にして対象地域全体の総ガス交換量 (図 1 (iii)) が計算される。代表値を用いた広域評価手法は大きく分けると 2 つある。ひとつは Schimel and Potter (1995) が 'Measure and Multiply' method と命名した方法であり、ここでは代表値法と呼ぶことにする (図 1 (a))。この Schimel and Potter (1995) の方法における広域評価手順は概ね (1) 地表タイプ i (i は植生, 土壌, 生態系, あるいは生物群系に基づく類型番号) の範囲内でガスフラックス F_i を測定し, (2) 得られた F_i に地表タイプ i の持つ表面積 A_i を乗じたうえで, (3) (2) を i に関して総和する, の 3 段階からなる。

この方法を用いた総ガス交換量定量の一例として、我が国の水田由来 CH_4 排出量算定方法について示す。水田由来 CH_4 の見積もりにおいて、対象地域 (= 日本全体) は圃場の水管理 (常時湛水・間欠灌漑)・土壌タイプ・有機物施与 (稲わら施与・堆肥施与・無施与) によって分類される。間欠灌漑水田における有機物タイプと土壌タイプの組み合わせ別の代表値 (= 栽培期間中の積算 CH_4 放出量) があるため、この値に日本全体の水田面積、全水田面積に占める間欠灌漑水田の割合、土壌種別面積割合、有機物の種類別施与と実施面積割合を乗じて、各組み合わせからの CH_4 排出量を算出し、全ての組み合わせにおける放出量を合計して総排出量を算出する (温室効果ガスインベントリオフィス (GIO), 2012)。

もう一つの手法は排出係数法 (Emission Factor method; 図 1 (b)) である。この方法において、 N_2O 交換量は施肥量と N_2O フラックス代表値の関係に基づき見積もられる。この方法は Bouwman (1996) が示した関係式:

$$E = 1 + 0.0125 \times F$$

$$E: N_2O \text{ 放出量 (kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}\text{)}$$

$$F: \text{ 施肥窒素量 (kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}\text{)}$$

が根拠となっている。この関係式はマメ科作物栽培圃場を除く畑地あるいは草地における N_2O フラックスの通年観測値 (= 積算ガス交換量; 図 1 (ii)) 20 点に対してその圃場への施肥量を説明変数とした回帰式であり、この式における 0.0125 が排出係数にあたる。排出量算出の必要を持ちながら独自の排出量算定方法を持たない国や地域は、現在もこの排出係数を利用している。この関係式を発展させたものとして対象地域独自の排出係数を算出し、広域評価をおこなう方法がある。この方法においても Bouwman (1996) と同様、対象地域においてガスフラックスを観測し、ガス交換量と施肥量との関係式から排出係数を算出し、その排出係数を用いて総ガス交換量を計算する。当該方法も広く用いられており、我が国の総 N_2O 交換量算出にも用いられている (Akiyama et al., 2006)。

以上の 2 つが代表的な広域評価手法であるが、これらに対してより簡易かつ正確に排出量を見積もるツールとしてプロセスベースモデル (図 1 (c)) に期待が集まっている。プロセスベースモデルは生態系を構成する様々な物質動態機構に関する研究事例を基に、物質動態機構の数学モデルを多数組み合わせることにより記述されたモデルである。水田における CH_4 交換量および畑地における N_2O 交換量の予測については近年 DeNitrification-DeComposition (DNDC) モデル (Li et al., 1992; 1994) と呼ばれる作物-土壌系の炭素窒素動態を予測するプロセスベースモデルが広く利用されている。DNDC モデルは土壌・植生・気象・圃場管理情報をインプットデータとしてまず土壌の理化学性、土壌中の炭素窒素動態、作物生育を計算し、その計算によって得られた地温・土壌水分・pH・Eh・溶質 (NH_4^+ , NO_3^- , 溶存有機態炭素など) 量を用いて、脱窒・硝化・発酵 (= メタン生成) を計算する。当該モデルと地理情報システムとの組み合わせは土壌・気象に関する地理情報も考慮したより精度の高い温室効果ガスの排出量予測法になると期待され、世界各国で同モデルを用いた見積もりが試みられている。たとえばインドにおいては Pathak et al. (2005) が稲作地域からの CH_4 , N_2O , CO_2 放出量を DNDC モデルで予測し、地球温暖化指数 (Global Warming Potential; GWP) の見積もりを評価した。インプットデータとして、県単位の土壌データ (有機態炭素, pH, 粘土含量, 乾燥密度), アメリカの国立気候データセンター (National Climatic Data Center; NCDC) から得た気象データ, インドの農業統計・FAO のデータベース・既往の報告から得た土地利用データが用いられている。中国では Li et al. (2005) および Zhang et al. (2009) が広域評価をおこなった。Li et al. (2005) は中国全土の水田における炭素蓄積量と CO_2 , CH_4 , N_2O 排出量に対する水管理の影響程度の試算をおこなった。インプットデータとしてはアメリカ大気研究センター (National Center for Atmospheric Research; NCAR) から得た気象データ, 中

国のデジタル土壤図, Frolking (2002) がリモートセンシングデータから作成した 0.5° の解像度の土地利用図を用いた。Zhang et al. (2009) は 1982 ~ 2000 年の中国太湖地域における CO₂, CH₄, N₂O 排出量と GWP を試算した。試算は地域の 13 の気象観測所における観測値, 1 : 50,000 デジタル土壤図, 中国科学院地理科学資源研究所所有の土地利用情報を用いておこなわれた。Lugato et al. (2010) は衛星データ MeteoSat 2nd Generation (MSG) に基づく気象データ, 1 km メッシュのデジタル土壤図 (SPACE-2), 1 km メッシュの土地利用と圃場管理データ (CAPRI データベース) を用いてイタリア全土の農耕地由来 CO₂, CH₄, N₂O を見積もり, 耕起方法を慣行法から省耕起に変えた場合の影響を評価した。Butterbach-Bahl et al. (2004) はドイツの Saxony 地方の農耕地と森林からの N₂O および一酸化窒素の放出量を地域の 18 の気象観測所における観測値, 4 km メッシュのデジタル土壤図, 統計データ (COR-INE データベース) と DNDC モデルおよび森林生態系用開発された PnET-N-DNDC モデルを用いて定量した。

4. 広域評価の問題点と解決策

ここでは以上に挙げた広域評価の問題点を述べた上で筆者が考える解決策を提案する。

まず, 代表値法および排出係数法を用いた広域評価手法について, これらは簡易に排出量を推定するのに極めて有効な方法と考えられる。一方, 2 章で述べたとおり, 多様なチャンパーで, 観測条件の同一性の確保がなされていない状況で測定された瞬時値を基に地点毎の代表値を評価し, これを以て広域評価を実施している。よって, 地点毎の代表値の誤差に由来する不確実性 (ここでは真値が不明な状況における値のばらつきであると定義) が大きい。それに加えて N₂O や CH₄ の交換量は地域ごとに異なる気象条件や土壌タイプ, 作物種・品種・圃場管理の違いなどにより変化するが, 実際に代表値法で用いられるガス交換量あるいは排出係数を求める際に用いられるガス交換量は, 観測対象となる地域も地点数も共に限定される。よって, 観測対象地域・地点数の限界により, 導かれる広域評価値の空間代表性が大きな不確実性を伴うこととなる。これらの不確実性を低減するための方法として, 観測頻度を増やす, あるいはガスフラックスの誤差の要因によって対象地域をより詳細に分類し, 分類された各地域について代表値を求め, 広域評価に反映する, 等の解決策が挙げられる。しかし, 時間・労力・費用の実際的な投入可能量に対し, 期待できる精度改善の度合いが小さくなる懸念がある。

一方のプロセスベースモデルによる広域評価は, 代表値法や排出係数法に比べると少ない観測値で定量精度を改善できる可能性があるといえる。現段階で残る不確実性として, 以下の二つが考えられる。まず, モデル自体の不確実性がある。生態系の物質動態を予測するプロセスベースモデルは, 生態系に含まれる全てのプロセスを記述したのではなく, モデル制作者の当面の目的達成

に必要なだけのプロセス群を構成主体としている。そのため実際には存在するプロセスがモデルには組み込まれていない場合があり, 実証されていない仮説が組み込まれている場合もある。モデルを開発する, あるいは改良する研究者は実測値や文献から情報を集めてモデル改良に取り組んでいる。

もう一つの不確実性はモデルによる広域評価値の検証過程において生じる。前章において, DNDC モデルによる広域評価の報告例を示したが, 多くの事例はガスフラックスの日変化レベルでの予測の正確さについて言及していない。多くの場合, 一地点あるいは数地点から得た, 誤差範囲の不明確な観測結果を用いて検証しており, これに相応して, 国・地域規模の放出量評価の予測精度もまた, 未確定である。例えば Li et al. (2005) は中国全土の水田における CO₂, CH₄, N₂O 放出量に水管理が及ぼす影響を評価しているが, 単一地点における単年の誤差範囲の定かでない観測データを用いて検証をおこなない, 経時変化パターンの類似性のみを根拠に, 予測精度は十分であったとみなし, 中国全土の見積もりをおこなっている。Yu et al. (2011) も Li et al. (2005) における検証結果を引用して DNDC モデルは十分な予測精度を持つとして広域評価をおこなっている。Pathak et al. (2005) は日単位の経時変化を示さず, 通年の結果の精度のみを議論した上で広域評価をおこなっている。無論, 広域評価値について, 年間での放出量の推定値が目的であるならば, 放出挙動の日変化の不考慮に由来する問題は少ないと考えられる。しかし, 前述したようなガス交換量自体の不確実性を考えると一地点で得た誤差範囲の不確かな観測値を基準としてモデルを検証することは, モデルによる計算値に大きな不確実性が伝播することになるといえる。

以上, モデルを用いた広域評価の不確実性二点を挙げたが, これらの不確実性を含むとしても, プロセスベースモデルを用いたガス交換量の広域評価は他の手法に比べて予測精度の確実な向上を期待できると考えられ, プロセスベースモデルによる広域評価手法の発展が, ガス交換量予測における今後の不確実性低減に向け, 最も有望と考えられる。プロセスベースモデルを用いたガス交換量の広域評価にあたり, まずは前述のような報告例を原型とみなすのがよいのではないだろうか。そもそも, モデルを用いた広域評価をおこなう際, モデルを動かすために必要なデータを含むデータベースの探索・入手, およびデータベースとモデルとを結合するためのシステム開発をおこなう必要がある。場合によってはデータベース構築に関わる研究者に情報の整備を促す必要がある。しかし, 一度, 計算の原型が構築できれば, その結果を参考にした対象地域区分法の再検討や, 観測地点の新規追加による既存評価値の検証を通じ, 当該広域評価の精度改善が可能となる。つまり, 原型を構築し, この原型を元にしてさらなる検証を実施して改版していくという考え方が広域評価の不確実性を低減するにあたって有効であると考えられる。

改版をおこなうにあたっての提案を、以下に三点述べる。第一に、モデルを改良するにあたって、モデルを扱う研究者は観測で得られた物質動態メカニズムをよく理解した上で慎重にモデルに取り入れていく必要がある。モデル研究者は、現地観測研究者に対し、自分の必要とする種類の実測データや既往事例に見られない実測データの取得と提供を要望する場合がある。しかし、モデル研究者-現地観測研究者間の信頼醸成の観点から、モデル研究者は要望に偏るばかりではなく、現場観測への参加が推奨される。モデル研究者による現場観測への参加は、また、モデル研究者がモデルの実際性向上に必要な情報を収集する観点からも、有意義と考えられる。

第二に、検証後は、提供データの解析結果やモデルの予測結果から考えられる仮説のデータ提供者への積極的なフィードバックが研究加速の上で重要である。フィードバックに関し、具体性・実践性の高い事例として De Bruijn et al. (2009) が挙げられる。De Bruijn et al. (2009) は土壌が凍結融解する際に観測される土壌からの N_2O 放出について、 CO_2 、 N_2O および NO フラックス測定値と土壌中の硝酸態窒素濃度、アンモニウム態窒素濃度でモデルを校正した後、3つの仮説 (1) 土壌凍結あるいは積雪がガス拡散を抑制し、土壌中の嫌気的な環境を作り、脱窒による N_2O 生成を増加させる、(2) 凍結による微生物の死滅によって易分解性有機態炭素と窒素が土壌に供給され、その炭素窒素が微生物の成長と凍結融解時の活発な N_2O 生成を引き起こす、(3) 脱窒において N_2O を N_2 に還元する酵素が他の酵素より低温に敏感に反応する (活性が低下する) ため、低温条件下では (N_2O から N_2 への還元が遅れ) N_2O が脱窒の最終生成物となる、を立ててモデルに組み込み、 N_2O フラックスの予測精度の改善程度を比較している。彼らの結果においては3つのうち(1)と(2)の2つの仮説の組み合わせが N_2O フラックス予測精度を改善することが明らかとなったが、この仮説をさらなるモニタリングによって検証できればモデルのさらなる精度改善が望めると期待される。

第三に、モデルを用いた広域評価においても、用いるモデルの検証においても、ガスフラックス観測値の含む不確実性を踏まえる必要がある。その不確実性の定量においては前述のベイズ統計を用いた評価が有効である。Wang and Chen (2012) はそのレビューにおいて温室効果ガスのモデリングにおけるモデルパラメーター、モデル構造、インプットデータの不確実性の分析のための枠組みを提示している。彼らの提案する枠組みではベイズ推定によってモデルのパラメーターとインプット変数に変動を明示的に組み込み、MCMC法を用いて事後分布を求め、パラメーター自体と目的とする値の不確実性を推定することを提案している。

5. おわりに

代表値法 ('Measure and Multiply' method) と排出係数法 (Emission Factor method) は簡易で現在最も広く利用されている広域評価手法であるが、精度改善に

は時間・労力・出費を伴い、また精度改善程度の評価が困難である。それに対して、プロセスベースモデルを用いた方法は現状では不確実性が高いながらもデータ提供者と連携しながら改良を進めることによって予測精度向上の可能性があり、かつベイズ推定をとり入れることによって観測値とモデル両方の不確実性評価が可能になることから、今後は更にプロセスベースモデルとデータベース、ベイズ推定を組み合わせた広域評価と不確実性の評価が広く浸透していくであろう。

謝辞

本稿の執筆にあたりご意見を頂いた櫻井玄博士 (農環研) および仁科和哉博士 (国環研) に深く御礼を申し上げます。また、査読者の方には原稿の改訂において多くのご尽力を頂きました。この場を借りて厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Akiyama, H., Tsuruta, H., Watanabe, T. (2000) : N_2O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. *Chemosphere*, 2 : 313-320
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K. (2006) : Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N_2O emissions from agricultural soils in Japan : Summary of available data. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52 : 774-787
- Bouwman, A.F. (1996) : Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 46 : 53-70
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. (2002) : Emissions of N_2O and NO from fertilized fields : Summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cy.*, 16 : GB001811
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Breuer, L., Papen, H. (1997) : Fluxes of NO and N_2O from temperate forest soils : impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N_2O emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 48 : 79-90.
- Butterbach-Bahl, K., Kesik, M., Miehle, P., Papen, H., Li, C. (2004) : Quantifying the regional source strength of N -trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant Soil*, 260 : 311-329
- De Bruijn, A.M.G., Butterbach-Bahl, K., Blagodatsky, S., Grote, R. (2009) : Model evaluation of different mechanisms driving freeze-thaw N_2O emissions. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 133 : 196-207
- Duxbury, J., Bouldin, D., Terry, R., Tate, R. (1982) : Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature* 298 : 462-464
- Folorunso, O., Rolston, D. (1984) : Spatial variability of field-measured denitrification gas fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48 : 1214-1219
- Frolking, S. (2002) : Combining remote sensing and ground census data to develop new maps of the distribution of rice agriculture in China. *Global Biogeochem. Cy.*, 16 : 1091
- Huang, X., Grace, P., Mengersen, K., Weier, K. (2011) : Spatio-temporal variation in soil derived nitrous oxide emissions under sugarcane. *Sci. Total Environ.*, 409 : 4572-4578
- Katayanagi, N., Hatano, R. (2005) : Spatial variability of greenhouse gas fluxes from soils of various land uses on a livestock farm in southern Hokkaido, Japan. *Phyton (Austria) Special issue : "APGC 2004"*, 45 : 309-318
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A. (1992) : A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : 2. model applications. *J. Geophys. Res.*, 97 : 9777-9783
- Li, C., Frolking, S., Harriss, R. (1994) : Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochem. Cy.*, 8 : 237-254

- Li, C., Frolking, S., Xiao, X., Moore III, B., Boles, S., Qiu, J., Huang, Y., Salas, W., Sass, R. (2005) : Modeling impacts of farming management alternatives on CO₂, CH₄, and N₂O emissions : A case study for water management of rice agriculture of China. *Global Biogeochem. Cy.*, 19 : GB3010
- Lugato, E., Zuliani, M., Alberti, G., Vedove, G.D., Gioli, B., Miglietta, F., Peressotti, A. (2010) : Application of DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 139 : 546-556
- Minamikawa, K., Yagi, K., Tokida, T., Sander, B.O., Wassmann, R. (2012) : Appropriate frequency and time of day to measure methane emissions from an irrigated rice paddy in Japan using the manual closed chamber method. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 2 : 37-41
- Nishina, K., Takenaka, C., Ishizuka, S. (2009) : Spatial variations in nitrous oxide and nitric oxide emission potential on a slope of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) forest. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 55 : 179-189
- Olivier, J.G.J., Van Aardenne, J. A., Dentener, F.J., Pagliari, V., Ganzeveld, L.N., Peters, J. A. H.W. (2005) : Recent trends in global greenhouse gas emissions : regional trends 1970-2000 and spatial distribution of key sources in 2000. *Environ. Sci.*, 2 : 81-99
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編 環境省地球環境局総務課低炭素社会推進室監修 (2012) : 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. pp. 5730
- Pathak, H., Li, C., Wassmann, R. (2005) : Greenhouse gas emissions from Indian rice fields : calibration and upscaling using the DNDC model. *Biogeosciences*, 2 : 113-123
- Rolston, D.E. (1986) : 47 Gas Flux, in : Klute, A. (Ed.) , *Methods of Soil Analysis Part 1 Physical and Mineralogical Methods Second Edition (Number 9 (Part 1) in the Series. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America*, pp. 1103-1119
- Schimel, D., Potter, C. (1995) : Process modelling and spatial extrapolation. pp. 358-383
- Velthof, G., Jarvis, S., Stein, A., Allen, A.G., Oenema, O. (1996) : Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Biol. Biochem.*, 28 : 1215-1225
- Wang, G., Chen, S. (2012) : A review on parameterization and uncertainty in modeling greenhouse gas emissions from soil. *Geoderma*, 170 : 206-216
- Webster, R., Oliver, M.A. (2001) : *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- 矢内純太, 小崎隆 (2000) : ペドメトリックス : その理論と応用 : 1. 等値線図はどのようにつくるの? : ジオスタティスティクス. *日本土壤肥科学雑誌*, 71 : 726-732
- Yu, D., Yang, H., Shi, X., Warner, E. (2011) : Effects of soil spatial resolution on quantifying CH₄ and N₂O emissions from rice fields in the Tai Lake region of China by DNDC model. *Global Biogeochem. Cy.*, 25 : GB2004
- Zhang, L., Yu, D., Shi, X., Weindorf, D.C., Zhao, L., Ding, W., Wang, H., Pan, J., Li, C. (2009) : Simulation of global warming potential (GWP) from rice fields in the Tai-Lake region, China by coupling 1 : 50,000 soil database with DNDC model. *Atmos. Environ.*, 43 : 2737-2746

要 旨

農耕地由来の微量温室効果ガスであるメタン (CH₄) および亜酸化窒素 (N₂O) の圃場スケールにおける測定方法として、チャンバー法とその測定値の持つ不確実性について解説した。さらにその測定値から広域における年間放出量を求める手法である代表値法 ('Measure and Multiply' method) および排出係数法 (Emission Factor method) を用いた計算方法、およびプロセスベースモデルを用いた計算方法について説明した。そして、評価値の広域化の際に含まれる不確実性について言及し、より簡易かつ正確に排出量を見積もるツールとして期待されるプロセスベースモデルとそのガス交換量予測値の持つ不確実性について言及し、その不確実性を改善するためのアプローチについて述べた。