

総説 (Review Article)

林床における CO₂ 放出フラックスの変動特性に関する研究

溝口 康子^{1)*}

Study on variability characteristics of forest floor CO₂ efflux

Yasuko MIZOGUCHI^{1)*}

Abstract

We developed the correction method in outputs of portable CO₂ sensors and the measurement system for long-term forest floor CO₂ efflux observation. Field investigations were conducted in a deciduous broadleaf forest using the above methods. Results indicated that the temperature dependency of CO₂ efflux was not constant through the year and varied according to seasons. They also indicated that the separation of CO₂ transfer and CO₂ production processes is effective to clarify the soil moisture effects on CO₂ efflux. Carbon emission from the forest floor was influenced by temperature and water condition in summer especially. It accounts over 50 percentages of the nocturnal net ecosystem exchange. This result indicated that the climate condition including soil temperature and water content in summer strongly affected the carbon balance in the forest ecosystem.

Key words : forest floor CO₂ efflux, automatic open / close chamber, response time, Q₁₀, diffusion process, diurnal variation, seasonal variation

要旨

森林の CO₂ 放出の大きな割合を占める林床面 CO₂ 放出フラックスの測定精度を高めるため、多点観測に用いる簡易型 CO₂ センサ出力値の補正法および、長期連続観測のための測定システムの開発を行った。開発された手法を用い、落葉広葉樹林内で林床面 CO₂ 放出フラックスの観測を行った。その結果、林床面 CO₂ 放出フラックスの温度依存性は、年間を通して一定ではなく、季節により大きく変化することがわかった。また、土壌水分との関係を定量的に評価するためには、CO₂ の拡散プロセスと発生プロセスを別々に取り扱うことが有効であることが示された。林床からの炭素放出量は、特に夏季の温度変化や水分条件の変化によって大きく左右され、対象とする森林の夜間の純生態系交換量の 5 割を超えることから、夏季の気象条件の変化は他の季節の気候変動よりも、森林全体の炭素収支にも大きく影響を与えることがわかった。

キーワード：林床面 CO₂ 放出フラックス、自動開閉型チャンバ、応答時間、Q₁₀、拡散プロセス、日変化、季節変化

1. 序文

人口増加と化石燃料の消費による二酸化炭素 (CO₂) をはじめとする温室効果ガスの増加は、地球温暖化という大規模な気候変動を引き起こす可能性がある。1970 年代に大気中の CO₂ 濃度が地球規模で増加していることが報告され (Keeling et al., 1976a ; 1976b)、地球温暖化への懸念が広く世間で現実問題として捉えられるようになった。ハワイ島マウナロアの観測では 1960 年から 2000 年の 40 年間で、CO₂ 濃度は約 50ppm 増加した。この増加傾向は、ハワイ島だけではなく南極の昭和基地など各地で観測されている (総合

科学技術会議, 2003)。20 世紀に入って以降、この大気中の CO₂ 濃度上昇に呼応するような、過去にはない全球平均温度の急激な上昇が報告されている (IPCC, 2001)。年々変動は大きいものの、1960 年からの 40 年間で地上気温は約 0.5℃ 上昇している。このような温度上昇は過去 1000 年間ではみられなかった現象である (原沢・西岡, 2003)。気温の上昇は、単なる大気温度上昇にとどまらず、海水温の上昇、陸氷・海水の減少とそれとともに海面の上昇が予想される。また、近年頻発する集中豪雨や干ばつなどの異常気象も、観測データの不足から十分な確認はなされていない

原稿受付：平成 20 年 4 月 9 日 Received 9 April 2008 原稿受理：平成 20 年 9 月 12 日 Accepted 12 September 2008

1) 森林総合研究所気象環境研究領域 Department of Meteorological Environment, Forestry and Forest Products Research Institute(FFPRI)

* 森林総合研究所気象環境研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1, Department of Meteorological Environment, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan, e-mail: pop128@ffpri.affrc.go.jp

ないが、気候モデルのシミュレーションにより温暖化が関係していると示唆されている (IPCC, 2001)。したがって、地球温暖化は、地球上の自然生態系に影響を及ぼすだけでなく、人間の活動にも災害や異常気象によって深刻な影響を及ぼすものと予想される。このため 1988 年に IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change 気候変動に関する政府間パネル) が設置され、この IPCC による科学的知見の評価を踏まえた条約の締結等、国際的な CO₂ 排出量の削減に取り組む動きがなされている。地球温暖化を促進する温室効果ガスのうち CO₂ は、植物の光合成作用によって吸収される。すなわち大気中の CO₂ を減らすことが可能である。そのため、植物群落の CO₂ 動態の研究は、地球温暖化を抑制するための切り札の一つとして注目されている。しかし、植物群落における CO₂ の動態は、科学的にすべて明らかになっているわけではない。一方、1997 年の地球温暖化防止京都会議 (The 3rd session of the Conference of the Parties of the United Nations Framework Convention on Climate Change : COP3) において、先進国における CO₂ をはじめとする温室効果ガスの排出量削減の数値目標が示され、その目標達成のために森林の CO₂ 吸収源としての利用が認められた。科学的知見に基づいて森林をはじめとする植物群落における炭素動態を詳細に明らかにすることは、地球温暖化防止政策に対して、非常に重要かつ早急に解決すべき課題となっている。

本章では、森林生態系の炭素循環における林床面 CO₂ 放出フラックスの位置づけ、これまでの土壌からの CO₂ 放出フラックス研究の変遷と現状を述べ、これらを背景とした本研究の目的と構成を示す。

1.1 森林生態系における炭素動態と林床面 CO₂ 放出フラックス

葉緑素を持つ植物は、太陽エネルギーを利用して CO₂ と水を原料に、光合成作用による化学変化を行い、有機物合成を行っている。この光合成作用により、CO₂ は大気中から植物体内に吸収される。しかし、一方で植物は生命活動として呼吸を行い、CO₂ を大気中に放出している。森林生態系において、光合成による炭素固定量を総一次生産量 GPP (Gross Primary Production)、GPP から根呼吸 (R_r) を含む植物体の呼吸量 (R_a: 地上部植物の呼吸量 + R_r) を差し引いたものを純一次生産量 NPP (Net Primary Production)、GPP から樹木をはじめとする生態系を構成するすべての生物の呼吸量 (R_e) を差し引いた値を純生産量 NEP (Net Ecosystem Production) と呼ぶ。この NEP が森林生態系全体での正味の CO₂ の固定量ということになる (Fig. 1.1)。また、微気象学的手法によって測定される森林生態系の炭素収支は純生態系交換量 NEE (Net Ecosystem Exchange) と呼ばれ、NEP = -NEE の関係にある。

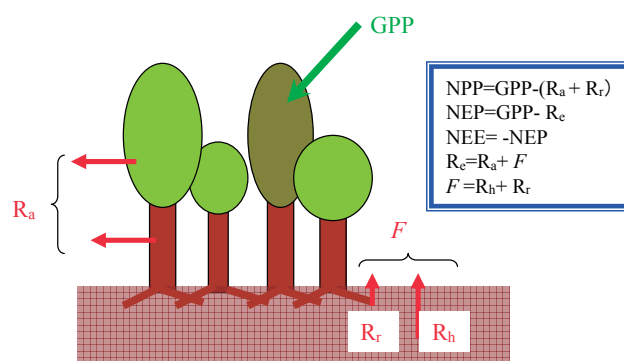


Fig. 1.1. 森林生態系における炭素収支の概念図
Schematic diagram of carbon budget in forest ecosystem

GPP	総一次生産量 Gross Primary Production	= 総光合成量
NPP	純一次生産量 Net Primary Production	
NEP	純生態系生産量 Net Ecosystem Production	
NEE	純生態系交換量 Net Ecosystem Exchange	
Re	生態系呼吸量 Ecosystem respiration	
Ra	地上部呼吸量 Respiration above the ground	
Rr	従属栄養生物呼吸量 Heterotrophic respiration	
Rh	根呼吸量 Root respiration	
F	土壌呼吸量 (林床面 CO ₂ 放出フラックス)	
	Soil respiration (Forest floor CO ₂ efflux)	

森林生態系における呼吸 (R_e) は、地上部の樹木をはじめとする植物の呼吸 (R_a) に加えて、地下部における植物根による呼吸 (R_r) と土壌内小動物や微生物による呼吸 (R_h) が含まれる。地下部から地上部へと放出される CO₂ は林床面 CO₂ 放出フラックス (F) として測定される。一般にこの土壌からの CO₂ 放出フラックスは土壌呼吸と呼ばれる。しかし、土壌呼吸は、土壌における根系や微生物活動の結果としての CO₂ 発生量を指すこともある (Raich & Schlesinger, 1992)。この場合、発生した CO₂ の一部が土壌から放出されずに土壌気相内に留まり、土壌気相内の CO₂ 濃度が変化することが考えられる。すなわち、土壌における根系や微生物活動の結果としての CO₂ 発生量と土壌から大気へ放出される CO₂ フラックスは等しくない可能性がある。このように、土壌呼吸の定義は、曖昧である。したがって、本研究では土壌表面から放出される CO₂、すなわち「CO₂ 放出フラックス」を、一般的に用いられている「土壌呼吸」の代わりに用いる。

近年、様々な森林において微気象学的手法による NEE の観測結果から、NEE の季節変化、年々変動が報告されている。その変動要因を解明するためには、NEE を構成する光合成や各種呼吸による CO₂ フラックスを NEE と同時に観測・評価することが必要である。日中の生態系呼吸量に対する土壌からの CO₂ 放出量を正確に把握することは難しい。しかし、夜間の NEE は生態系呼吸量を表すことから、夜間においては全体の総呼吸量に占める各呼吸量の割合を推定することが可能である。夜間林床から放出される CO₂ は、森林の CO₂ 放出量全体の 5～7 割を占めることが報告されている (Goulden et al., 1996; Lavigne et al., 1997)。このように森林からの放出量は生態系呼吸量全体の大きな割合を占

めると考えられている (Schlesinger, 1997)。森林においては、大量の CO₂ の吸収と放出が行われており、その差し引きで対象となる森林が CO₂ を吸収しているか放出しているかが決定される。環境の変化によって CO₂ 放出の大きな割合を占めるとされる林床面 CO₂ 放出フラックスの変化が引き起こされた場合、森林の CO₂ 収支に大きな影響を及ぼす。したがって、森林生態系における CO₂ 収支の鍵を握る要素として、CO₂ 放出フラックスの大きな部分を占めるとされる林床面 CO₂ 放出フラックスの正確な把握は、森林生態系の炭素動態を考える上で非常に重要である。

1.2 土壌からの CO₂ 放出フラックス研究の変遷と現状

1.2.1 生態系純一次生産量と土壌からの CO₂ 放出量研究

森林をはじめとする陸上生態系における炭素動態の解明のため、古くから土壌からの CO₂ 放出に関する研究は行われてきた。生態系内物質循環のメカニズムの解明から、農林業における生産力の向上のための純生産量や土壌特性の把握まで、その目的は幅広く、基礎研究的な関心だけではなく、産業分野の生産性という視点からも主要な課題の一つであった。1920 年代には、すでに土壌からの CO₂ 放出フラックスが測定されている (Lundegårdh, 1927)。その後 1960 年代には、国際生物学事業計画 (IBP: International Biological Programme) の様々な生態系における純一次生産量 (NPP) の定量化の流れを受けて (Lieth, 1975; Shidei & Kira, 1977)、土壌からの CO₂ 放出フラックスに関する数多くの研究が行われた (Wiant, 1967; Witkamp, 1966a; 1966b; 1969; Witkamp & Frank, 1969; Reiners, 1968; de Jong & Schappert, 1972)。

1970 年代に入ると、赤外線を用いた CO₂ 濃度測定装置による測定も行われるようになり、土壌面 CO₂ 放出フラックス測定法の改良が盛んに行われるようになってきた (桐田・穂積, 1966; Howard, 1966; 桐田, 1971a; Minderman & Vulto, 1973; Edwards, 1974; Kanemasu et al., 1974 など)。測定手法の開発・改良は、野外での詳細な測定を促した (Kucera & Kirkham, 1971; Edwards & Harris, 1977; Klein, 1977; 瀬戸ら, 1978; Edwards & Sollins, 1973; 河原, 1985 など)。

1.2.2 地球温暖化問題と土壌からの CO₂ 放出量研究

1970 年代、赤外線を用いた CO₂ 濃度測定装置の開発がすすんだ。従来、潜熱・顕熱などを対象として行われてきた微気象学的手法の測定対象を CO₂ フラックスにも広げることが可能となった (Hicks et al., 1975; Ohtaki & Matsui, 1982; Ohtaki, 1984; Desjardins et al., 1984)。1980 年代、国際的に地球温暖化に対する懸念が高まり、温暖化防止の取り組みの一つとして、陸上生態系、特に森林の炭素吸収能に対する期待が高まってきた。これら、技術的進歩と世論の流れを受けて、1990 年代に入ると

様々な生態系を対象とした微気象学的手法による CO₂ フラックス観測が行われるようになってきた (Wofsy et al., 1993; Valentini et al., 1996; Goulden et al., 1996 など)。従来、生態系の炭素収支を求めるためには、バイオマス (植物体乾燥重量) 測定を基本とした、いわゆる「積み上げ法」と、光合成や呼吸などの各要素を個別に測定し、その測定結果をもとに生態系全体の炭素収支を求める方法が用いられていた。微気象学的手法を用いることにより、空間代表性が高く時間分解能の高い生態系 CO₂ 収支を連続的に得ることが可能となった。一方、生態系の CO₂ 収支を構成する光合成や生物呼吸などの各要素のデータは、微気象学的手法によって得られる CO₂ 収支のデータと比較して十分な精度のデータが不足しており、生態系の炭素循環のメカニズム解明には、それら各要素の空間代表性、時間分解能、長期の連続データなどの必要性が再認識された。そのため、海外では BOREAS (Boreal Ecosystem -Atmosphere Study 北方生態系-大気研究) と呼ばれる大規模な観測プロジェクト (Goulden et al., 1996; Black et al., 1996) が、日本でも生態学・土壌学各分野と気象学の分野の連携によって、詳細な観測と解析が行われるようになってきた (Ohtani et al., 2001; Fujinuma et al., 2001; Yamamoto & Koizumi, 2005)。

Schlesinger (1997) は地球規模で化石燃料による炭素の排出量が年間 5.5Pg yr⁻¹、土壌からの炭素放出量は 60 Pg yr⁻¹ と見積もっている。このように、地球規模の炭素収支において土壌からの炭素放出量は、大きな割合を占めている (Raich & Schlesinger, 1992; Raich & Potter, 1995; Schlesinger & Andrews, 2000)。また、炭素吸収・貯留能の期待の高い森林生態系においては、土壌面 CO₂ 放出フラックスが生態系呼吸量の大きな割合を占める (Goulden et al., 1996; Lavigne et al., 1997) ことから、森林生態系における林床面 CO₂ 放出フラックスの研究は非常に重要視されている。このような背景から、微気象学的手法で得られる CO₂ フラックス連続データとの比較が可能な、より精度の高い連続的な手法による林床面 CO₂ 放出フラックス観測が求められるようになった。

1.3 本研究の目的と構成

森林による CO₂ 吸収が地球温暖化防止のための施策の一つとして用いられている。しかし、森林の炭素動態に対する科学的知見は不十分である。近年、微気象学的手法による NEE の観測が様々な森林によって行われ、NEE の季節変化、年々変動が報告されている。この NEE の季節・年々変動の要因解析のためには、NEE を構成する光合成や呼吸などの個別の CO₂ フラックス測定とそれぞれの要因解析が重要である。したがって、本研究では、森林生態系における炭素循環のなかで、CO₂ 放出フラックスの大きな部分を占める林床面 CO₂ 放出フラックスを、より精度高く測定、評価することを目的

とする。

これまでの林床におけるチャンバを用いた測定法で不足しているのは、空間代表性と時間分解能の高い長期連続データである。林床面 CO_2 放出フラックスは、空間的ばらつきが大きい、空間代表性のある微気象学的手法で測定された NEE との比較には、空間代表性の確保は不可欠である。また、様々な環境変化に起因する林床面 CO_2 放出フラックスの変化の要因解析には、環境変動が起こる時間間隔と同程度の時間分解能の高いデータが要求される。さらに、周辺環境の季節・年々変動に対応した林床面 CO_2 放出フラックスの季節・年々変動のデータは、長期連続観測によってのみ正確に得ることができる。長期連続データは、林床からの年間炭素放出量の正確な把握のみならず、林床面 CO_2 放出フラックスを形成する環境条件などの要因解析のためにも必要な測定である。

まず、チャンバ法で空間代表性を持つデータを得るために行われる多点観測を正確に行うため、応答能にそれぞれ特性のある小型 CO_2 センサの出力値の補正方法について検討を行う。さらに、長期連続測定を行うためのチャンバ法の測定システムの妥当性について検討する。これらの手法の開発を基礎に、観測タワー上で微気象学的手法を用いて森林の CO_2 フラックス観測を行っている落葉広葉樹林内において、3 年以上にわたって林床面 CO_2 放出フラックスの連続測定を行い、加えて多点観測を行うことによって、対象とする落葉広葉樹林における環境要因と林床面 CO_2 放出フラックスとの関係の解明、対象森林における季節・年間 CO_2 放出量の評価を行う。

本論文の構成は大きく 2 つの章から構成されている。2 章：2.1 節では、多点観測にしばしば用いられる簡易な小型 CO_2 センサの精度評価と、応答特性実験の結果を示す。さらに、センサの応答特性がチャンバ法による林床面 CO_2 フラックス測定時に与える影響を評価し、応答特性に応じたセンサ出力の補正法について述べる。2.2 節では、チャンバ法による長期連続測定手法について述べる。従来のチャンバ法では、時間分解能と精度の低いアルカリ吸収法、多大な労力を必要とし長期間の連続測定が難しいサンプリング法、または、非常に高い CO_2 濃度の測定精度を求められる通気法が用いられてきた。本研究では複数のチャンバと 1 台の CO_2 センサを用いて、空気の流れをコンピュータと電磁弁を使って制御するシステムを開発した。このシステムの使用により、長期連続データを得ることが可能となった。本節では測定システムの概要について述べ、新システムを用いた場合のチャンバ内の環境変化について考察する。

3 章：2 章の新測定システムを用いた長期連続測定を、落葉広葉樹林内において行った。日変化のような時間分解能の高いデータを、長期連続的に得られたことから、より精度の高い林床面 CO_2 放出フラックスの測定が可能となった。これらのデータを用いて周辺の環境が林床

面 CO_2 放出フラックスに与える影響について考察する。また、同じサイトで多点観測を行った結果から、空間代表性についても検討を行う。さらに、これらのデータから対象森林林床からの年間 CO_2 放出量の評価と年々変動の要因解析を行う。

使用単位： CO_2 フラックスに用いられる単位は $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ をはじめとして、 $\text{mgCO}_2\text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、 $\text{mgC m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、 $\text{mgCO}_2\text{ m}^{-2}\text{hr}^{-1}$ など、様々な単位が用いられている。単位に CO_2 や C などの物質名を使用するのは、SI 単位系に準拠しない。しかし、測定している対象は CO_2 だが、最終的に炭素の蓄積・放出量という生態系炭素収支の議論に発展する場合も多く、誤解を招かないために、慣例的に物質名を使用しているケースが多く見られる。近年、 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ が一般的になりつつあるが、本研究では、測定対象地における CO_2 フラックスに関する他の論文が、 $\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$ を使用しているため、比較が容易な $\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$ を用いることにする。また、本文中で特に明記がない場合、 CO_2 フラックスの単位 $\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$ は $\text{mgCO}_2\text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ を意味する。

2. CO_2 放出フラックス測定手法の開発

土壌表面における CO_2 フラックスを測定する方法は、乱流変動法をはじめとする微気象学的測定法、フィックの法則を用いて土壌の CO_2 濃度勾配と CO_2 拡散係数から求めるプロファイル法、さらにチャンバを用いてチャンバ内の濃度変化からフラックスを計算するチャンバ法がある。

裸地では微気象学的測定法による測定が行われている (Norman et al., 1997)。この方法は、空間代表性と連続性のあるデータを得ることができる優れた方法である。林床においても、微気象学的測定法による測定が試みられている (Jannsens et al., 2000)。しかし、森林群落内では、水平一様などの微気象学的測定法を適用するための前提条件を満たすことが難しいと考えられる (Rayment & Jarvis, 1997)。

プロファイル法は、小型の CO_2 センサが普及する以前は、細いサンプリング用の管を土中の各深さに埋設し、吸引した管内の気体の濃度を測定する必要があった (de Jong & Schappert, 1972; Osozawa & Hasegawa, 1995)。この方法では不自然な空気の流れを作ることになる (Fang & Moncrieff, 1998b)。Hirano et al. (2003) は、小型の CO_2 センサを土中の各深さに埋設し、土壌内空気の濃度を直接測定した。土壌内の空気を吸引する必要のないこの方法は、不自然な空気の流れによる影響を無くし、さらに、 CO_2 濃度プロファイルを連続的に測定することが可能である。しかし、プロファイル法は、土壌内の CO_2 濃度の空間分布変動が大きい、空間代表性を持つ値を得ることは難しい。

チャンバ法は、現在、土壌からの CO_2 放出フラックスを測定する最も一般的な方法である (阪田, 1999; 小

Table 2.1. 林床面 CO₂ 放出フラックス測定のためのチャンバ法の種類
Various chamber methods to measure forest floor CO₂ efflux

フラックス計 算方法 Calculation	空気の流れ Air flow	チャンバ Chamber	CO ₂ 濃度測定法 Measurement for CO ₂ concentration	一般的呼称 General term	測定例 Reference
濃度変化速度 Rate of concentration change	静的 static	密閉型 Closed system	中和滴定 Neutralization analysis	アルカリ吸収法 Alkali absorption method	Witkamp (1966a, 1966b), 桐田 (1971a)
			ガスクロマトグラフィ、 赤外線式ガスアナライ ザー (IRGA) Gas chromatography, Infrared gas analyzer (IRGA)	サンプリング法 Sampling method	Matthias et al. (1980), 石塚ら (2004)
			拡散型 IRGA Diffusion type IRGA		Nobuhiro et al. (2003), 玉井ら (2005)
					Xu & Qi (2001b), Liang et al. (2004), Kosugi et al. (2007)
	動的 dynamic	密閉循環型 Closed and air circulation	IRGA		
		自動開閉密閉循環 型 Closed and air circulation with automatic open / close capability	IRGA		本研究 This study
濃度差 Concentration difference	動的 dynamic	通気型 Flow-through	IRGA	通気法 Flow-through method	Reiners (1968), Kanemasu et al. (1974)
		自動開閉通気型 Flow-through with automatic open / close capability	IRGA		Liang et al. (2003)
		オープン通気型 Open and flow- through	IRGA	オープントップ チャンバ法 Open top chamber method	Fang and Moncrieff (1998a), 木部・鞠子 (2004)

泉ら, 2003)。フラックスの計算方法により、チャンバ内の濃度上昇速度から計算する方法と、チャンバ内外の濃度差から計算する方法の2つに大別される (Table 2.1)。空気の流れの有無からは、静的 (static) な方法と動的 (dynamic) な方法の2つに区分される。チャンバの形状や濃度測定方法によっても、さらに細かく区分することができる。これら様々な方法のうち、人的労力は要するが簡便で多点観測がコスト的に最も有利な方法は、静的 (static) な方法である。また、長期連続測定に適しているのが、自動開閉型のチャンバを用いる方法である。

2.1 小型センサの応答特性を用いた出力の遅れ補正

2.1.1 はじめに

林床面放出フラックス測定には、一般的にチャンバ法が用いられている。その理由の一つは、手法的に簡便という点にある。さらに、乱流変動法はその適用条件を満たすことが林内では難しく、プロファイル法では、空間代表性の確保が難しいためである。しかし、チャンバ法もまた、プロファイル法ほどではないが、空間代表性を確保するために、多点観測を行う必要がある (Russel & Voroney, 1998; Xu & Qi, 2001a; Yim et al., 2003; Liang et al., 2004)。

最も安価で簡便な方法として、以前はアルカリ吸収法が使用されていた (桐田, 1971b など)。しかし、アルカリ吸収法はそれ以外の手法と比較して、その精度が疑問視されている (Janssens et al., 2000; Cropper et al., 1985; Ewel et al., 1987; Nakadai et al., 1993; Ito & Takahashi, 1997; Bekku et al., 1997)。近年、多点観測にはアルカリ吸収法の代わりに、チャンバ内の空気を採取し、研究室に持ち帰って濃度を測定するサンプリング法や (Matthias et al., 1980; 阪田, 1999)、小型の赤外線式 CO₂ センサ (IRGA) をチャンバ内に直接取り付け、空気を循環させずに静的な (static) 状態でチャンバ内の CO₂ 濃度上昇を測定する方法 (Nobuhiro et al., 2003; 玉井ら, 2005) が用いられている。また、IRGA と小型のポンプを組み合わせた密閉循環 (動的) 型の測定法もしばしば用いられている (Kosugi et al., 2007)。密閉循環 (動的) 型には1回の測定が自動で行える LI-6400 (LI-COR 製) を用いた測定法 (Xu & Qi, 2001b; Liang et al., 2004) が用いられることも多い。

Nobuhiro et al. (2003) が用いた小型センサ (GMD20: VAISALA 製) などは、静的状態で測定が行え、空気循環、通気の影響 (阪田ら, 1994) を排除できる。さらに、比較的安価であることから、多くのセンサを用いて多点測定を容易に行うことが可能である。しかし、小型セン

サの多くは Rocchete et al. (1991) らの用いたセンサに比べ、応答速度が遅く測定精度も低い。従って、これらの小型センサの使用に際しては、その特性を十分把握した上で使用する必要がある。各センサの応答速度の違いは、測定セル内の濃度の不均一性、防塵フィルタの影響、一部のセンサは内部演算によって出力を平均化しているなど、様々な要因の結果として生ずる。仕様書に示された応答時間は、これら測定条件等による違いを明確に示していない場合があり、仕様書の情報だけではセンサ間の単純な比較はできない。チャンバ内の濃度変化速度から放出フラックスを求める場合、応答時間は測定精度に影響すると考えられることから、各センサの応答特性を知る必要がある。

本研究では、市販されている小型センサの出力精度、時間応答特性を室内実験により把握し、応答速度の遅いセンサで得られた放出フラックス測定結果の誤差推定及び精度向上のための手法を検討する。

2.1.2 小型センサの特徴

赤外線式センサは、渦相関法によるフラックス測定に用いることが可能な高精度で応答時間の短い LI-7000、LI-6262 (LI-COR 製)、これらより精度は劣るが安価で土壌内濃度や土壌表面の放出フラックス測定に用いられる GMD20、GMT222、GMM222 (VAISALA 製)、これらの中間的な精度を持つ GMP343 (VAISALA 製)、LI-820、LI-840 (LI-COR 製) などがある。

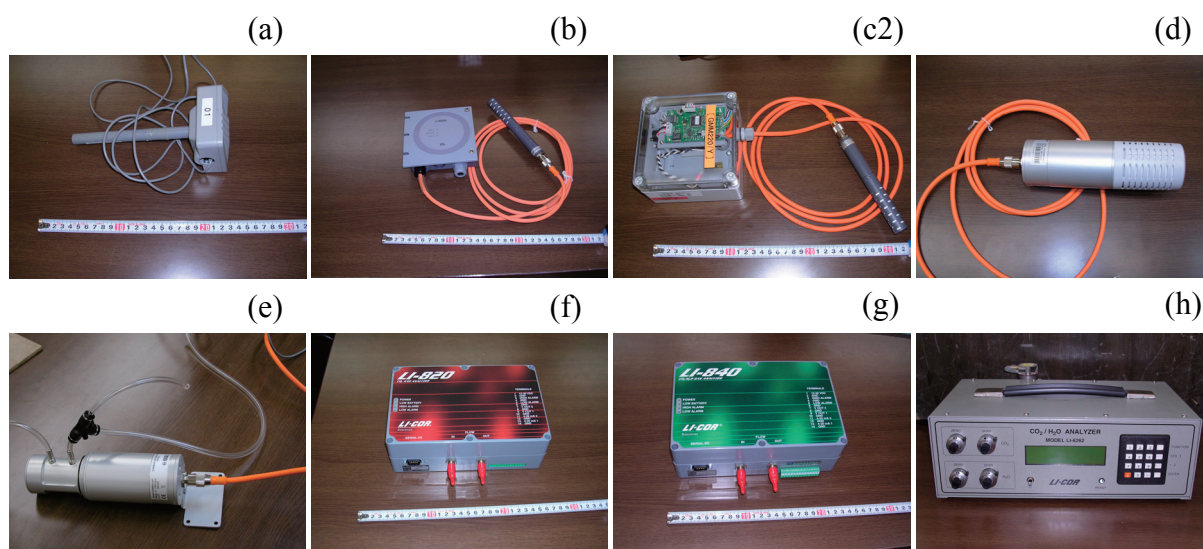
Table 2.2 に、土壌表面の放出フラックス測定に使用可能な主なセンサ (Photo 2.1) の仕様をまとめた。センサは、赤外線の光路 (測定セル) が外気に触れる位置にあり、対象となる空気を直接測定することができる拡散タイプと、測定セルが測器内部に組み込まれているため、空気を測定セル内に送り込む必要がある通気タイプとに分けられる。拡散タイプのセンサの中で、GMD20 と GMP343D は測定セルと制御部が一体となっている。GMM222B および GMM222C は GMT222 の OEM 用途

Table 2.2. CO₂ センサと CO₂ 分析計の主な仕様と特徴 (溝口・大谷, 2005)
Catalogue specifications of CO₂ sensors

CO ₂ センサ Sensor	メーカー Manufacture	測定タイプ Instruction	濃度測定範囲 Measuring range	供給電圧 Operating voltage	精度 Accuracy	応答時間 Response time
(a) GMD20	VAISALA	Diffusion	0-2000ppm ⁵	18-30VDC	30ppm + of reading 2%	60s(63%)
(b) GMT222C ¹	VAISALA	Diffusion	0-2000ppm ⁶	24VDC/ 24VAC	120ppm + of reading 2%	30s (63%)
(c1) GMM222B ²	VAISALA	Diffusion	0-2000ppm ⁶	11-18VDC/ 18-30VDC	120ppm + of reading 2%	105s(63%)
(c2) GMM222C ¹	VAISALA	Diffusion	0-2000ppm ⁶	11-18VDC/ 18-30VDC	120ppm + of reading 2%	30s (63%) 75s(90%) ⁹
(d) GMP343D ³	VAISALA	Diffusion	0-1000ppm ⁷	10-36VDC	2.5% of reading	<2s(90%) ¹⁰ 26s(90%) ¹¹
(e) GMP343F ⁴	VAISALA	Flow-through	0-1000ppm ⁷	10-36VDC	2.5% of reading	8s(90%) ¹²
(f) LI-820	LI-COR	Flow-through	0-2000ppm ⁸	12-30VDC	10ppm + of reading 4.0%	-
(g) LI-840	LI-COR	Flow-through	0-3000ppm	12-30VDC	better than of reading 1.5%	-
(h) LI-6262	LI-COR	Flow-through	0-3000ppm	100-130VAC/ 10.5-16VDC	1ppm at 350ppm 2ppm at 1000ppm	-

1: プローブタイプ C、2: プローブタイプ B、3: 拡散タイプ、4: 通気タイプ、5: 購入時に選択可能な最大濃度測定範囲 (0-20000ppm)・4 濃度範囲から選択可能、6: プローブタイプの選択・交換可能、7: 購入時に選択可能な最大濃度測定範囲 (0-5000ppm)・5 濃度範囲から選択可能、8: 購入時に濃度測定範囲を選択可能 (0-2000ppm または 0-20000ppm)、9: 防塵フィルタ装着、10: 防塵フィルタ未装着、11: 気体流量 0.3Lmin⁻¹、12: 気体流量 1.2Lmin⁻¹

1: probe type C, 2: probe type B, 3: diffusion type, 4: flow-through type, 5: selection of the range from 0-2000 to 0-20000ppm is possible when purchasing, 6: selection and alteration of the probe type is possible, 7: selection of the range from 0-1000 to 0-5000ppm is possible when purchasing, 8: selection of the range, 0-2000 or 0-20000ppm, is possible when purchasing, 9: dust filter installed, 10: no dust filter, 11: gas flow rate = 0.3 Lmin⁻¹, 12: gas flow rate = 1.2 Lmin⁻¹.

Photo 2.1. 各種の CO₂ センサと CO₂ 分析計CO₂ sensors and analyzers

VAISALA 製 Vaisala products : (a) GMD20, (b) GMT222, (c2) GMM222C: GMM222B の外見は同じ The shape of GMM222B is same as GMM222C, (d) GMP343D, (e) GMP343F; LI-COR 製 LI-COR products (f) LI-820, (g) LI-840, (h) LI-6262.

向けの製品である。GMM222 と GMT222 は測定セルと制御部が分かれ、プローブは互換である。GMM222 と GMT222 用の測定範囲 0-2000ppm のプローブは、応答速度の違う B および C タイプがある。拡散タイプのセンサの中で測定精度が最も高いのは GMP343D である。通気タイプの GMP343F は、測定セル周辺が外気と触れないように覆われている以外は、基本的に拡散タイプの GMP343D と同じ仕様である。表中の通気タイプの中で測定精度が最も高いのは LI-6262 である。応答特性に関して GMP343 は測定時の流量（通気タイプ）や防塵フィルタの有無（拡散タイプ）の記述があるが、それ以外の VAISALA のセンサは、応答特性に関して 63% あるいは 90% 応答にかかる時間以外、応答時間を求めた方法など詳細な記述はない。LI-820、LI-840 および LI-

6262 の LI-COR のセンサも応答時間に関する具体的情報はないが、測定セルが小さく時間応答性はよい。

2.1.3 センサ応答特性実験の方法

(1) 濃度測定

Table 2.2 のセンサの (a) ~ (f) を対象に実験を行った。実験開始の 30 分以上前にセンサの電源を入れた。一連の実験では、GMP343F および LI-820 はそのままの状態、GMP343D は付属のキャリブレーションキャップ (CC) (Photo. 2.2) を、それ以外のセンサはキャリブレーションチューブ (CT) にセンサを取り付け (Fig. 2.1)、濃度測定を行った。各センサはアナログ出力およびシリアル出力が可能である。アナログ出力はデータロガー (サ

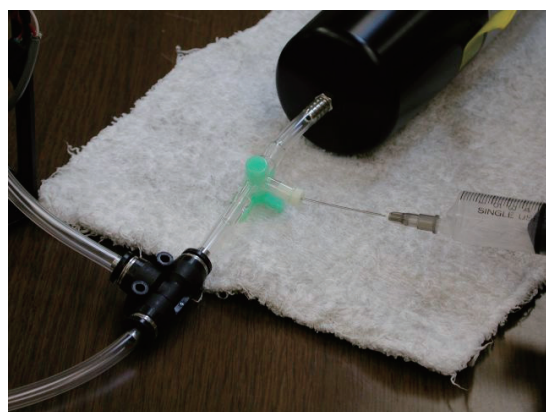
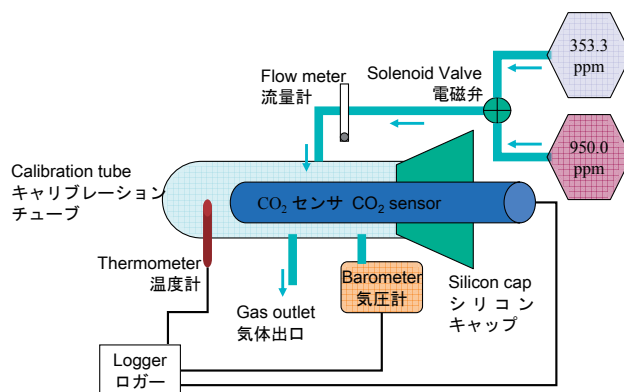


Photo 2.2. 非通気拡散状態での応答実験の様子

CO₂ sensor response experiment under the diffusion condition

GMP343D で、キャリブレーションキャップを用いた場合。(GMP343 diffusion type and the provided calibration cap)

Fig. 2.1. CO₂ センサ応答実験の模式図 (通気状態の場合) (溝口; 大谷, 2005)Schematic diagram of the CO₂ sensor response experiment under flow-through condition

通気状態では 353.3ppm から 950ppm の標準ガスへの切り替えは電磁弁によって行った。Under the flow-through condition, the solenoid valve was used to switch the standard gases of two different CO₂ concentrations: 353.3ppm and 950.0ppm.

ーモダック EF、江藤電気製)、シリアル出力はパーソナルコンピュータにより 1 秒間隔で記録した。ただし、GMD20 のシリアル出力のみは 2 秒毎にしか出力しないため、2 秒間隔で記録した。GMP343 および LI-820 は、制御ソフトにより出力値の平均化時間を選択可能である。今回の実験では、平均化時間は 0 秒に設定し、内部演算による出力値の平均化は行わなかった。

(2) センサ出力の校正

LI-820 の校正には CO₂ 濃度 0ppm および 420.5ppm の標準ガス (Air balance) を用いた。LI-820 をのぞくセンサは CO₂ 濃度 0、353.3、420.5、950.0ppm の標準ガス (Air balance) を用いて校正を行った。LI-820 と GMP343 は、コンピュータから通信ソフトを用いて校正を行い、出力値に反映させた。ユーザが校正を行えない GMD20、GMT222 および GMM222 の各センサ校正は、標準ガスの既知 CO₂ 濃度とセンサ出力値の関係をj用いて多項式近似を行い、得られた近似式に各センサ出力値を代入し、CO₂ 濃度を再計算した。

(3) 通気状態におけるセンサの応答速度

仕様書に記述されている応答時間の情報だけではセンサの応答特性を十分把握できない。そこで、各センサの測定時の空気の流量、防塵フィルタの有無の測定条件別の応答特性を把握するため、空気の流れがある状態における応答速度に関する室内実験を行った。センサの値が安定するまで CO₂ 標準ガス (353.3ppm, Air balance) を一定流量で流し、その後、電磁弁により流路を切り替え、より高濃度の CO₂ 標準ガス (950.0ppm, Air balance) を同じ流量で流し、CO₂ センサの出力変化を求めた (Fig. 2.1)。この応答速度に関する実験は流量 0.3、0.5、1.2Lmin⁻¹ の 3 段階で行った。電磁弁による流路の切り替え時に、一時的なチューブ内の圧力変動があったが、測定開始前後の圧力変化はなかったことから、流入量と流出量は同じと見なした。

(4) 非通気拡散状態におけるセンサの応答速度

非通気拡散状態におけるセンサの応答速度の測定には、Fig. 2.1 の CT の出口部分および Photo. 2.2 の CC の気体の入り口部分にコックおよびセプタムを取り付け、シリンジによる空気の注入が行えるよう配管を変更して用いた。最初に CO₂ 標準ガス (353.3ppm, Air balance) を CT あるいは CC 内に流し、センサの値が一定となったところで空気の流れを遮断し密閉状態とした。その後、セプタムからシリンジで 10cm³ の CO₂ 標準ガス (1938ppm, Air balance) を 5 秒間で注入し (Photo. 2.2)、CO₂ センサの出力を記録した。CT あるいは CC に CO₂ 標準ガスを注入する間は、小さな穴を確保し、CT あるいは CC 内の圧力変化が起こらないようにした。通気状態での使用を前提とした GMP343F、LI-820 の通

気タイプは実験対象から除外した。

2.1.4 各センサの精度

(1) 精度・再現性

センサを用いた観測を行う際には、事前にそのセンサの出力値の精度や器差を十分把握しておく必要がある。

Fig. 2.2 に測定した標準ガスの CO₂ 濃度と校正前の GMD20、GMT222C、GMM222B および 2 台の GMM222C のシリアル出力 60 秒間平均値を示した。CO₂ 濃度 950.0ppm の標準ガスに対して、GMD20 は 140ppm、GMM222C のうち 1 台は 90ppm、もう 1 台は 25ppm 過大な値を示し、GMT222C と GMM222B はそれぞれ 25ppm、190ppm 過小な値を示した。CO₂ 濃度 353.3ppm の標準ガスに対しては、GMD20 は 100ppm、GMM222C のうち 1 台は 75ppm、もう 1 台は 5ppm、GMT222C は 110ppm 過大な値を示し、GMM222B は 110ppm 過小な値を示した。このようにセンサの中には標準ガスの濃度と出力値に大きな差があるものがあり、同じ形式のセンサ間でも誤差の程度に差があり器差は大きかった。また、GMT222C や GMM222B はセンサ出力値と標準ガスの CO₂ 濃度に明確な線形関係にはなかった。

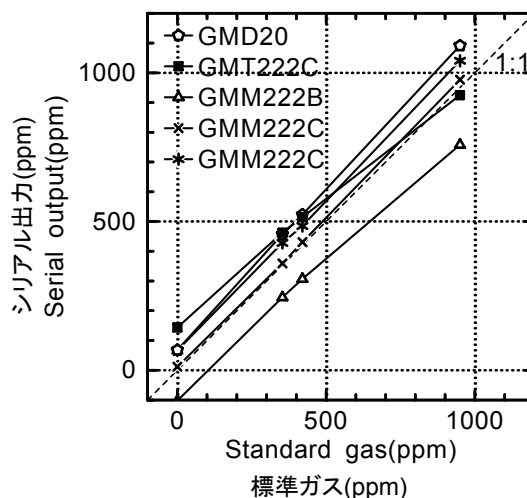


Fig. 2.2. 標準ガスの CO₂ 濃度と CO₂ センサのシリアル出力 60 秒間平均値の比較 (溝口・大谷, 2005)
Relationship between the CO₂ concentrations of input standard gases and serial outputs of each tested CO₂ sensor averaged over 60 seconds

Table 2.3 に CO₂ 濃度 353.3ppm および 950.0ppm の標準ガスを 0.75L min⁻¹ で流したときの各センサの校正後の 120 秒間平均出力値および誤差を示す。GMD20 と GMT222C の出力値は校正後も 10 ~ 20ppm の誤差を示した。GMM222B、GMM222C は標準ガス CO₂ 濃度 353.5ppm の場合の誤差は 6ppm 以下で、GMD20、GMT222C のそれよりも小さかった。GMP343 は他の VAISALA のセンサより精度が高く、353.3ppm、950.0ppm それぞれの標準ガス CO₂ 濃度で誤差は 6ppm、1%以内だった。LI-820 は誤差 0.1%以内で、他のいずれのセンサよりも高い精度を示した。

Table 2.3.CO₂ センサの出力安定性 (溝口・大谷, 2005)
The stability of CO₂ sensors

Sensor センサ	Standard gas 標準ガス 353.3ppm (Air balance)		Standard gas 標準ガス 950.0ppm (Air balance)	
	Serial output シリアル出力	Error 誤差	Serial output シリアル出力	Error 誤差
	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)
GMD20	339.8	-3.8	940.2	-1.0
GMT222C	372.6	5.5	938.7	-1.2
GMM222B	353.3	0.0	968.4	1.9
GMM222C	359.2	1.7	931.9	-1.9
GMP343F	349.7	-1.0	956.0	0.6
GMP343D	354.5	0.3	951.5	0.2
LI-820	353.6	0.1	950.0	0.0

シリアル出力は校正後の 120 秒間の平均値を表す。
Serial outputs were averaged over 120 seconds after calibration.

(2) アナログ出力とシリアル出力

各 CO₂ センサは、測定条件によってシリアル出力を用いるかアナログ出力かを選択することができる。各センサは内部演算を行い、デジタルデータをアナログ変換し、アナログ出力している。したがって、シリアル出力とアナログ出力で、値に差が生じる場合がある。また、アナログ出力の場合、信号にノイズが生じる場合がある。一般的に小型センサの場合、アナログ出力をロガーに取り込むことが多い。デジタルデータをアナログ変換した際に問題がないかどうか、両者を比較した。

Fig. 2.3 に CO₂ 標準ガス (353.3ppm、Air balance) を流量 0.75L min⁻¹ で CT あるいは CC に流した場合のセンサのシリアル出力値とアナログ出力値を示す。値

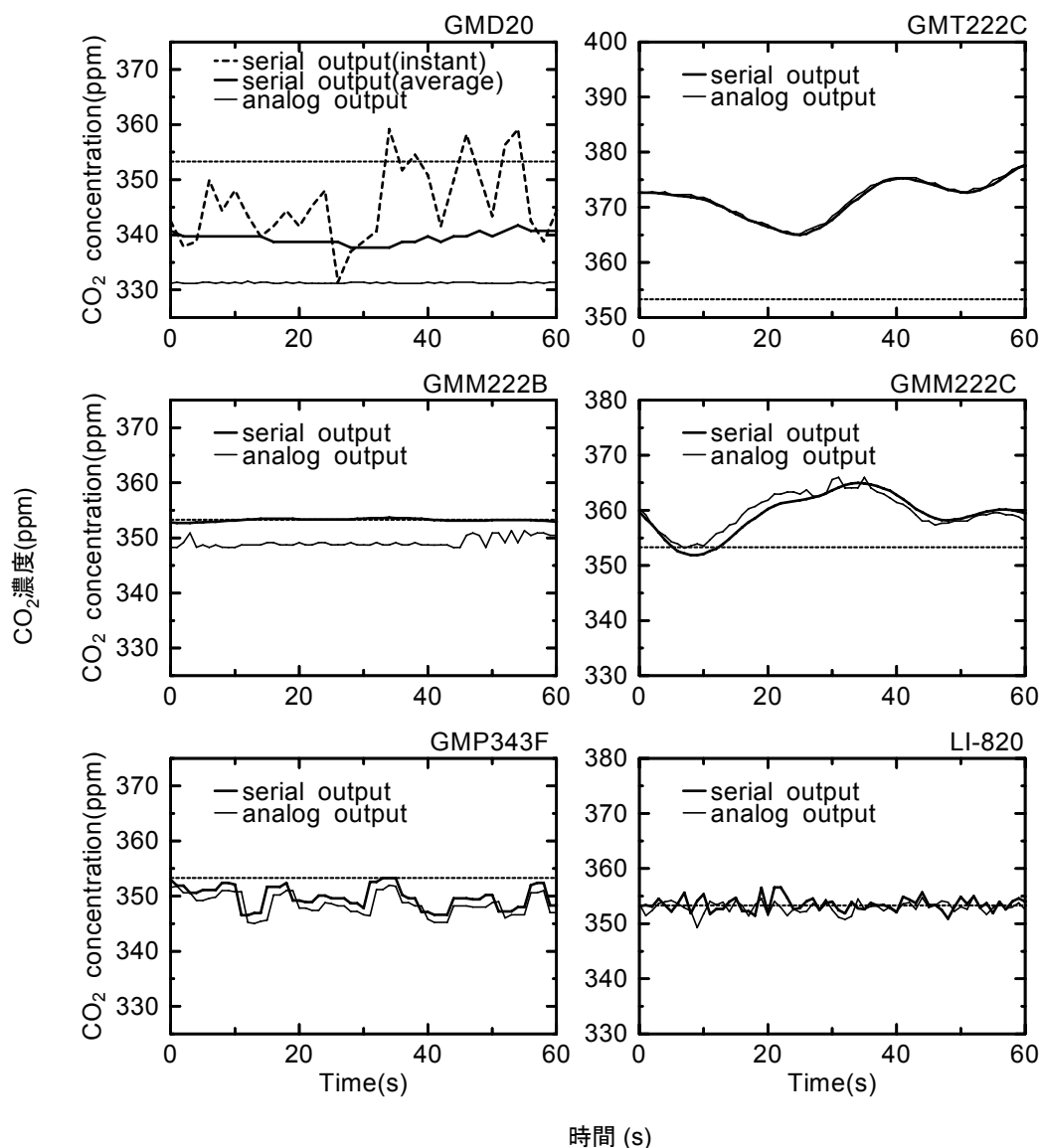


Fig. 2.3. 各 CO₂ センサのアナログ出力値とシリアル出力値の比較 (溝口・大谷, 2005)

Comparison between the analog and serial outputs of each CO₂ sensor
GMD20 のシリアル出力値は、瞬間値と内部演算による平均値を示した。各グラフの水平の破線は実験中にキャリブレーションチューブ内に流した標準ガスの CO₂ 濃度 (353.3ppm) を表す。
Both instant and internally averaged values are shown for the serial output of GMD20. The horizontal broken lines show the CO₂ concentration of standard gas (353.3ppm).

は測定時の温度、圧力による補正を行っている。ただし、ユーザ側で校正が行える GMP343F と LI-820 以外は、校正データは反映させていない。GMD20 のシリアル出力は、内部演算によって平均化された値と瞬間値が 2 秒毎に出力される。アナログ出力は前者の値が反映される。アナログ出力値と平均化されたシリアル出力値には約 10ppm の差があった。また、変動幅はシリアル出力瞬間値が最も大きく、ついでシリアル出力平均値、最も小さかったのがアナログ出力値であった。GMT222C と GMM222C は、アナログ出力、シリアル出力ともに、60 秒の間に約 15ppm の変動がみられた。GMM222B はアナログ出力、シリアル出力ともに、GMM222C にみられたような大きな変動はみられなかった。GMT222C ではアナログ出力とシリアル出力の差はほとんどなかった。GMM222B、GMM222C のアナログ出力には、シリアル出力にはないノイズがみられた。GMP343F のアナログ出力値とシリアル出力値の差は 1 ~ 2ppm あったが、変動の傾向はほぼ同じであった。GMP343F 出力値の 60 秒間の変動幅は約 8ppm で、GMT222C や GMM222C と比べて、安定した出力が得られた。GMP343D は GMP343F と同様の傾向が見られた。LI-820 は変動幅が約 5ppm 以内で、GMP343 よりもさらに安定した出力が得られた。

2.1.5 各センサの応答特性

(1) 通気状態におけるセンサの応答遅れ

LI-820 の仕様書には応答時間の記述はない。今回の実験では、流路切り替え時の圧力変動の影響が数秒見られたが、それを除けば応答は速やかであった。以上のことから、このセンサ自体の応答時間は、チャンバによる CO₂ 放出フラックス測定では問題にならないと考えられる。したがって、本節の応答時間に関する記述は VAISALA のセンサのみを対象とした。また、今後の解析はすべてのセンサでシリアル出力のみを対象とした。

CO₂ 標準ガスを 353.3ppm から 950.0ppm に切り替えたときのセンサ出力値の例として、流量 0.3Lmin⁻¹ および 1.2Lmin⁻¹ の時の GMP343F と GMM222B の出力変化を Fig. 2.4 に示す。細線はセンサ測定セルあるいは CT 内の予想される CO₂ 濃度（以降「実際の CO₂ 濃度」）変化を示す。実際の CO₂ 濃度は、初期の標準ガスの CO₂ 濃度、流路を切り替えた後の標準ガスの CO₂ 濃度および入出流量、測定セルの容積あるいは CT 内のセンサの体積を除いた CT の容積から求めた。このとき、CT あるいはセル内の濃度は均一と仮定した。GMP343F の出力は、15 ~ 30 秒で実際の濃度と同じになった。GMM222B は GMP343F と比べて非常に応答が遅く、実際の濃度と同じになるまでに 300 秒前後かかった。実験に用いた CO₂ 濃度、各センサの精度、再現性の影響を除去するため、測定された値は式 (2.1) で変数変換を行った。

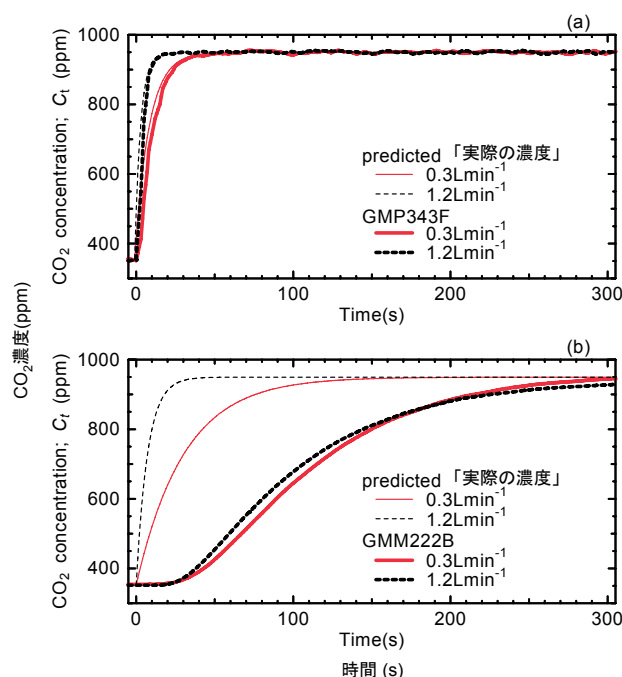


Fig. 2.4. 通気条件（流量：0.3 and 1.2Lmin⁻¹）下のセンサ応答実験時の CO₂ センサ出力値と「実際の CO₂ 濃度」の比較（溝口・大谷，2005 を一部改変）

The CO₂ concentration in the response experiments under the flow-through condition (flow rate: 0.3 and 1.2Lmin⁻¹)

(a)GMP343F, (b) GMM222B. 細線：キャリブレーションチューブ内の予想される CO₂ 濃度（「実際の濃度」）、太線：センサ出力値。The CO₂ concentration of input standard gas was switched at $t = 0$ from 353.3ppm to 950ppm. The predicted curves of CO₂ concentration were calculated using input/output flow rates of the standard gases and those concentrations. The outputs of (a) GMP343F and (b) GMM222B are shown by thick lines.

$$k_t = \frac{C_t - C_0}{C_1 - C_0} \quad (2.1)$$

ここで、 C はセンサの出力値 (ppm) を表し、始めに流した標準ガスの出力値を C_0 (ppm)、流路を切り替え一定の値に達した時の出力値を C_1 (ppm) とした。流路切り替え時を $t=0$ に設定し、各経過時間 t (s) の出力値を C_t (ppm) とした。係数 k_t は流路切り替え前の初期濃度 ($C_t = C_0$) のとき $k_t=0$ 、流路切り替え後出力値が一定 ($C_t = C_1$) となったとき $k_t=1$ となる。Fig. 2.5 に流量 0.75Lmin⁻¹ の時のセンサ出力値を変数変換した k_t の値の変化例を示す。Fig. 2.5a, b はそれぞれ GMP343D と GMM222C の防塵フィルタを取り付けた場合と取り外した場合の k_t の変化である。両センサとも防塵フィルタを取り付けた場合より取り外した場合の方が早く C_t はほぼ一定 ($k_t=1$) になった。Fig. 2.5c は GMT222C と GMM222B の k_t の変化である。両センサのプロブ構造は同じで、内部演算処理による平均化時間に差がある。GMM222B の $k_t=1$ になる時間は GMT222C のそれより長かった。Fig. 2.5d は GMD20 の平均化された値と瞬間値の k_t の変化である。GMD20 の平均値は瞬間値と比べ C_t がほぼ一定になる時間は長かった。

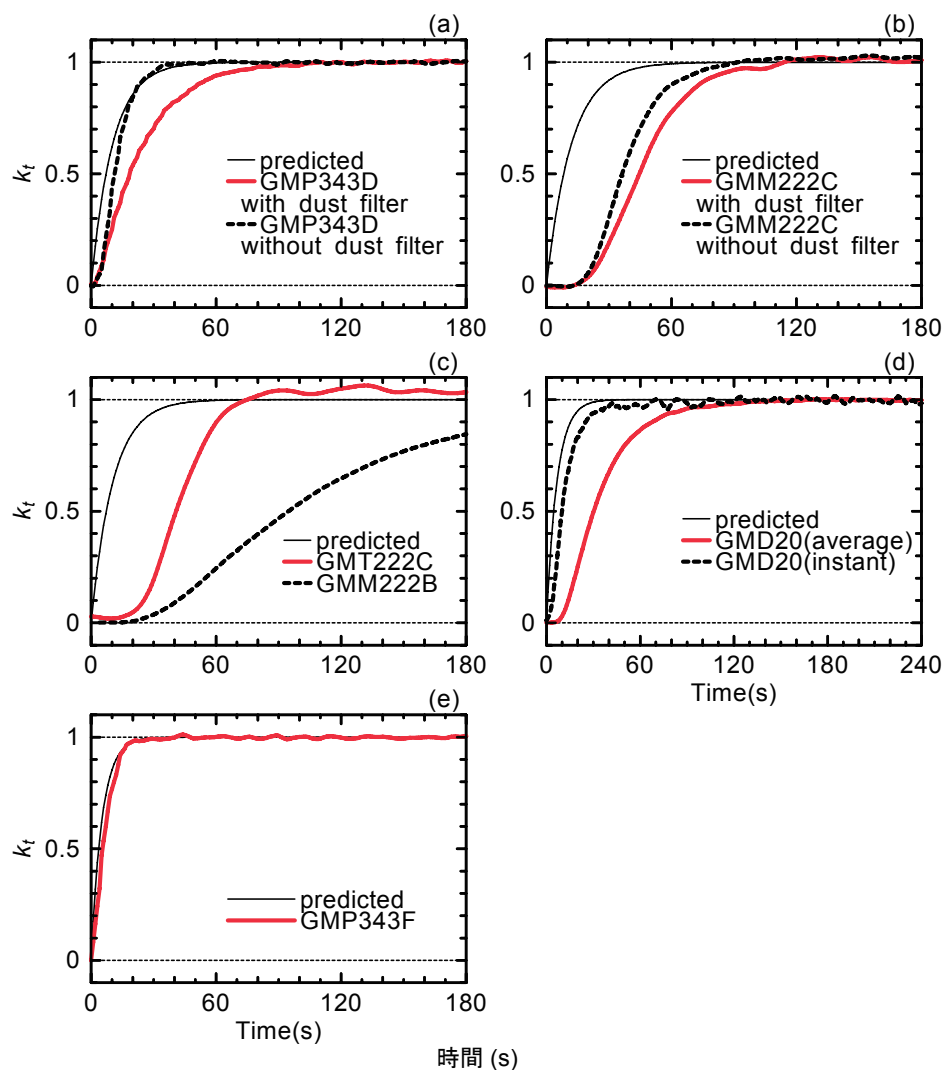


Fig. 2.5. 通気条件下でのセンサ応答実験時の k_t (溝口・大谷, 2005 を一部改変)

The normalized CO₂ concentration (k_t) obtained in the response experiments under the flow-through condition (a)GMP343D (防塵フィルタ装着時および未装着時)、(b) GMM222C (防塵フィルタ装着時および未装着時)、(c) GMT222C と GMM222B (防塵フィルタ装着)、(d) GMD20 (内部演算による平均値と瞬間値)、(e) GMP343F。

$k_t = (C_t - C_0) / (C_1 - C_0)$, where C_0 is the initial concentration (ppm), C_1 is the final CO₂ concentration (ppm) and C_t is the measured CO₂ concentration (ppm) at time t .

(a) GMP343D with and without a dust filter, (b) GMM222C with and without a dust filter, (c) GMM222B and GMT222C with a dust filter, (d) the average and instant serial data of GMD20 and (e) GMP343F.

Fig. 2.5 の k_t の変化傾向から実際の CO₂ 濃度の変化とセンサ出力の変化との関係が式 (2.2) であらわされると仮定し、既知である各センサの応答実験の経過時間 t (s) 時の実際の CO₂ 濃度 (C_t' : ppm)、各センサ出力値 (C_t) を代入し、最小二乗法により各センサの α 、 τ を求めた。

$$k_t = k_t' (1 - \exp(-\alpha t)) \quad (2.2)$$

$$k_t = \frac{C_t - C_0}{C_1 - C_0} \quad k_t' = \frac{C_t' - C_0}{C_1 - C_0}$$

ここで、 α は各センサ毎の定数とする。また、式 (2.1) の C_t は $C_{t+\tau}$ に置き換えた。 τ (s) は時間軸の移動を意味し、各センサ毎の定数とした。

各センサの 90% 応答時間および係数 α 、 τ を Table 2.4 に示す。90% 応答時間は係数 α 、 τ を式 (2.2) に

代入し $k_t / k_t' = 0.9$ に達する時間として求めた。決定係数は 0.97 以上であった。係数 α 、 τ の流量による系統的な差はみられなかった。したがって、流量による α 、 τ の差は生じないとみなし、各センサの流量別に求めた α 、 τ の平均をそのセンサの値とした。

90% 応答時間が最も長かったのは防塵フィルタ付きの GMM222B で 117s であった。最も短かったのは GMP343F、次いで防塵フィルタを取り外した場合の GMP343D で、それぞれ 11s、16s であった。防塵フィルタの有無による比較を行った GMM222C と GMP343D は防塵フィルタを取り外した場合の方が応答時間はそれぞれ 19s、30s 短かった。

Table 2.4. 通気条件下での各 CO₂ センサの応答時間および式 (2.2) の係数 (α 、 τ) (溝口・大谷, 2005)
Response time and coefficients (α and τ) of each CO₂ sensor under the flow-through condition

Sensor センサ	90% response time (s) 90% 応答時間	α	τ
GMD20 (Average)	76	0.0192	15
GMD20 (Instant)	25	0.0632	5
GMT222C with dust filter	65	0.0566	23
GMM222B with dust filter	117	0.0126	34
GMM222C with dust filter	77	0.0421	21
GMM222C without dust filter	58	0.0582	18
GMP343D with dust filter	46	0.0510	0
GMM343D without dust filter	16	0.1532	0
GMP343F	11	0.2210	0

α 、 τ は式 (2.2) に既知の濃度を代入して求まるセンサ固有の係数。

α and τ , which were calculated by a least squares regression, are constants in the following equation: $k_t = k'_t \exp(-\alpha t)$, where $k_t = (C_{t+\tau} - C_0)/(C_1 - C_0)$, $k'_t = (C'_t + C_0)/(C_1 - C_0)$, t is the time (sec), $C_{t+\tau}$ is the sensor output (ppm) at $t+\tau$ sec, and C'_t is the predicted concentration (ppm) at t sec when sensor output is not delayed.

(2) 拡散状態におけるセンサの応答遅れ

拡散状態における応答速度実験の結果を、通気状態の実験結果と同様に整理した (Fig. 2.6、Table 2.5)。ただし、ここでは CT あるいは CC にシリンジを用いて高濃度の標準ガスを注入し始めた時を $t=0$ (s) とした。決定係数は GMT222C が 0.80 と低かったが、それ以外は 0.92 以上であった。90% 応答時間および係数 α 、 τ は各センサの 3 回の繰り返し実験の平均値を示す。GMM222C、GMP343D は、通気状態での実験と同様に防塵フィルタを取り付けた状態の時より取り外した状態の方が C_t は早く一定 ($k_t=1$) に近づき、90% 応答で防塵フィルタの有無によってそれぞれ 16s と 131s の差があった。フィルタを取り付けた状態の GMP343D、次いで GMM222B の 90% 応答時間は長く、それぞれ 304s、279s であった。GMD20 の瞬間値は 90% 応答時間が最も短く、66s であった。GMD20 の瞬時値に次いで応答時間が短かったのは、GMD20 平均値、ついで防塵フィルタを取り外した GMM222C で、90% 応答でそれぞれ 116s、135s であった。

2.1.6 センサ出力の遅れ補正

式 (2.2) を展開した式 (2.3) を用いて、応答時間の長いセンサの出力から実際の濃度を推定することができる。

$$C'_t = C_0 + \frac{C_{t+\tau} - C_0}{1 - \exp(-\alpha t)} \quad (2.3)$$

Fig. 2.7 に通気条件下の、Fig. 2.8 に拡散条件下の応答速度実験時の実際の CO₂ 濃度から求めた k'_t 、センサ出力値から求めた k_t および Table 2.4、Table 2.5 の α 、 τ と実際の濃度を式 (2.3) に代入して推定した k_t の例を示す。通気条件下での GMP343F および GMP343D と拡散条件下での GMP343D は、式 (2.3) から推定した

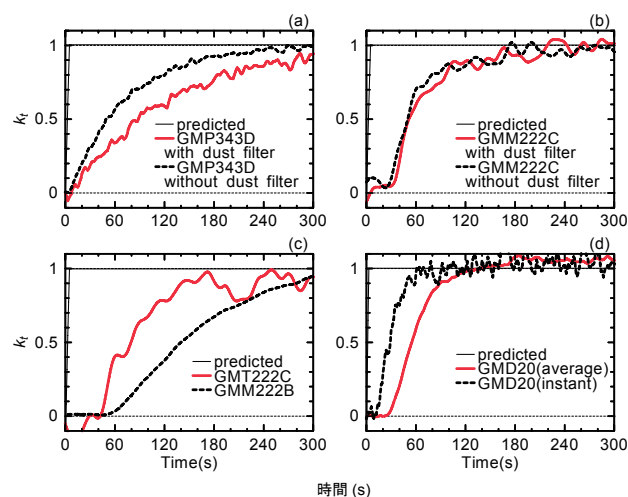


Fig. 2.6. 拡散条件下での応答実験時の k_t (溝口・大谷, 2005)

The normalized CO₂ concentration (k_t) obtained in the response experiments under the diffusion condition
(a) GMP343D (防塵フィルタ装着時および未装着時)、
(b) GMM222C (防塵フィルタ装着時および未装着時)、
(c) GMT222C と GMM222B (防塵フィルタ装着)、
(d) GMD20 (内部演算による平均値と瞬間値)。
 $k_t = (C_t - C_0)/(C_1 - C_0)$, where C_0 is the initial concentration (ppm), C_1 is the final CO₂ concentration (ppm) and C_t is the measured CO₂ concentration (ppm) at time t . (a) GMP343D with and without a dust filter, (b) GMM222C with and without a dust filter, (c) GMM222B and GMT222C, and (d) the average and instant serial data of GMD20.

Table 2.5. 拡散条件下での各 CO₂ センサの応答時間および式 (2.2) の係数 (α 、 τ) (溝口・大谷, 2005)
Response time and coefficients (α and τ) of each CO₂ sensor under the diffusion condition

Sensor センサ	90% response time (s) 90% 応答時間	α	τ
GMD20 (Average)	116	0.0136	31
GMD20 (Instant)	66	0.0215	11
GMT222C with dust filter	197	0.0153	17
GMM222B with dust filter	279	0.0101	53
GMM222C with dust filter	151	0.0182	23
GMM222C without dust filter	135	0.0196	17
GMP343D with dust filter	304	0.0076	0
GMM343D without dust filter	173	0.0133	0

α 、 τ は式 (2.2) に既知の濃度を代入して求まるセンサ固有の係数。

α and τ , which were calculated by a least squares regression, are constants in the following equation: $k_t = k'_t \exp(-\alpha t)$, where $k_t = (C_t - C_0)/(C_1 - C_0)$, $k'_t = (C'_t + C_0)/(C_1 - C_0)$, t is the time (sec), $C_{t+\tau}$ is the sensor output (ppm) at $t+\tau$ sec, and C'_t is the predicted concentration (ppm) at t sec when sensor output is not delayed.

k_t とセンサ出力から求めた k'_t はよく一致した (Fig. 2.7、Fig. 2.8 上図)。GMM222C の k_t は、GMP343 の場合 $\tau=0$ (s) であった時間軸の調整を意味する τ を導入することにより良い一致がみられた (Fig. 2.8 下図)。

CO₂ センサの応答の遅れの原因としては、CT あるいは CC 内、特に測定セル内の CO₂ 濃度の不均一性、平均化を含む内部演算処理による遅れなどが考えられる。限られた情報の中でこれらの影響を正確に分離することは難しい。 α の値が小さく τ の値が大きいくほど CO₂ センサの応答時間は長くなる。 α 、 τ ともにこれらの影響を表現していると考えられる。ただし、内部演算によ

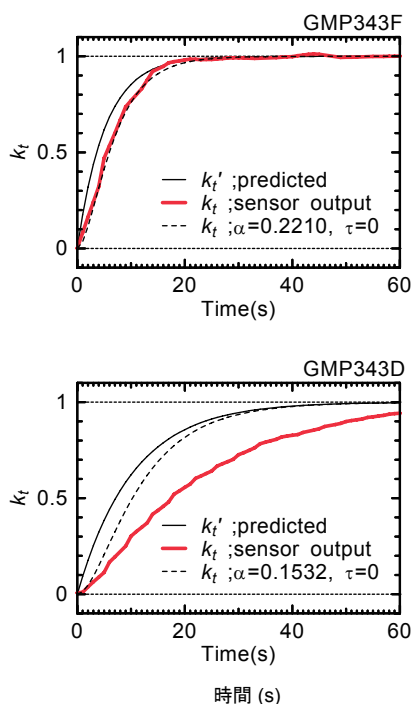


Fig. 2.7. 通気条件下の応答実験時の k_t と実際の CO₂ 濃度を式 (2.3) に代入して得られた k_t の比較 (溝口・大谷, 2005 を一部改変)
Comparison of the sensor outputs in the response experiments and the CO₂ concentrations estimated using equation (2.3) ($k_t = k_t' \exp(-\alpha t)$) under the flow-through condition.

る平均化を行っていない GMP343 や GMD20 瞬間値は τ の値は小さく、平均化時間の長い GMM222B は τ の値が通気、拡散状態ともに大きい傾向が見られた。

2.1.7 センサ出力の遅れが CO₂ 放出フラックスに与える影響の推定

チャンバ密閉法で CO₂ 放出フラックス測定を行う場合を想定し、実際の CO₂ 濃度とセンサ出力値の差が CO₂ 放出フラックスの値にどの程度の影響を与えるのかを推定するため、簡易なシミュレーションを行った。CO₂ はフィックの法則によって移動するものとする。チャンバ内の初期 CO₂ 濃度 400ppm、土壌深さ 2cm の CO₂ 濃度 1500ppm、土壌表層厚さ 2cm の CO₂ 拡散係数 $2.0 \times 10^{-6} \text{m}^2 \text{s}^{-1}$ 、大気圧 101.3kPa、気温 20℃、水蒸気圧 0Pa、土壌表層厚さ 2cm からの CO₂ 発生および土壌表層厚さ 2cm 内の CO₂ 濃度変化は無視でき、チャンバ内の濃度は常に均一であると仮定したときの、密閉されたチャンバ内の CO₂ 濃度変化を計算した (Fig. 2.9 実線)。さらに、上記条件下で想定されるチャンバ内 CO₂ 濃度 (C_t) 変化が起こった場合のセンサ出力 (C_s) を式 (2.3) を用いて推定した (Fig. 2.9 破線)。

チャンバ密閉法による CO₂ フラックス測定の場合、線形法、非線形法、指数関数近似法などによって CO₂ フラックスは計算される (Nakano et al., 2004)。これらの計算方法のうち、従来からよく用いられ、分子拡散の原理に沿った非線形法 (Hutchinson & Mosier, 1981) は式 (2.4) で計算される。

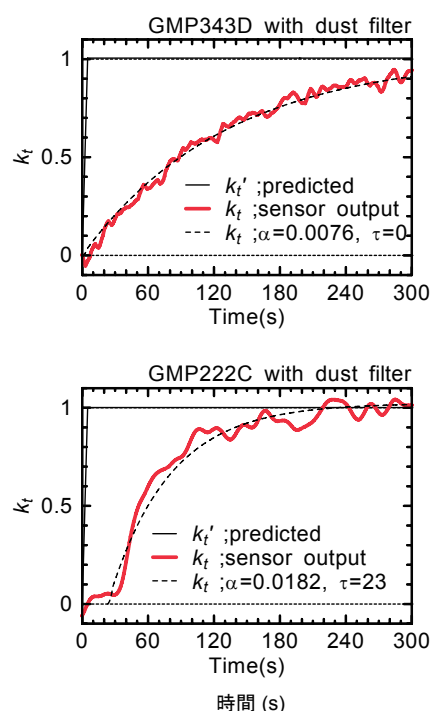


Fig. 2.8. 拡散条件下の応答実験時の k_t と「実際の CO₂ 濃度」を式 (2.3) に代入して得られた k_t の比較 (溝口・大谷, 2005)
Comparison of the sensor outputs in the response experiments and the CO₂ concentrations estimated using equation (2.3) ($k_t = k_t' \exp(-\alpha t)$).

$$F = \frac{V}{A} \frac{(c_{t_0+dt} - c_{t_0})^2}{dt(2c_{t_0+dt} - c_{t_0+2dt} - c_{t_0})} \ln \left(\frac{c_{t_0+dt} - c_{t_0}}{c_{t_0+2dt} - c_{t_0+dt}} \right) \quad (2.4)$$

ここで、 F は土壌から放出される CO₂ フラックス ($\text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 V はチャンバ内体積 (m^3)、 A はチャンバ底面積 (m^2)、 dt は測定間隔 (s)、 t_0 は測定開始時刻、 c_{t_0} 、 c_{t_0+dt} 、 c_{t_0+2dt} は時間 t_0 、 t_0+dt 、 t_0+2dt の時間間隔 dt で測定されたチャンバ内 CO₂ 濃度 (mgm^{-3}) である。上述の条件で得られる Fig. 2.9 実線に示した CO₂ 濃度変化の場合 CO₂ フラックス (F_{model}) は $0.2 \text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$ と計算される。

Fig. 2.9 に示したセンサ出力推定値 (C_s) を式 (2.4) に代入し CO₂ フラックス (F_{sensor}) を計算し、上記条件時の CO₂ フラックス (F_{model}) に対する F_{sensor} の比 ($r = F_{\text{sensor}} / F_{\text{model}}$) を Fig. 2.10 に示した。Fig. 2.10a、c、e は、チャンバとセンサ間で空気を循環させた場合を想定 (通気状態)、Fig. 2.10b、d、f は、チャンバ内にセンサを取り付け、空気の循環がない場合を想定 (拡散状態) した。Fig. 2.10a、b は、チャンバ密閉開始時刻を式 (2.4) の測定開始時間 t_0 として計算した場合の値である。通気状態、拡散状態いずれの場合も測定間隔 dt が長くなるほど r は大きくなり、通気状態の GMP343F は $dt=60\text{s}$ 以上、防塵フィルタを取り付けた場合の GMP343D は $dt=600\text{s}$ 以上、拡散状態の GMP343D のうち、防塵フィルタを取り付けた場合 $dt=1800\text{s}$ 、防塵フィルタを取り外した場合 $dt=1200\text{s}$ 以上で $r=1.000$ となった。すなわち、これらの長さ以上の測定間隔 dt でフラックス測定を行った場合、CO₂ センサ出力値に対して式 (2.3) の補正を

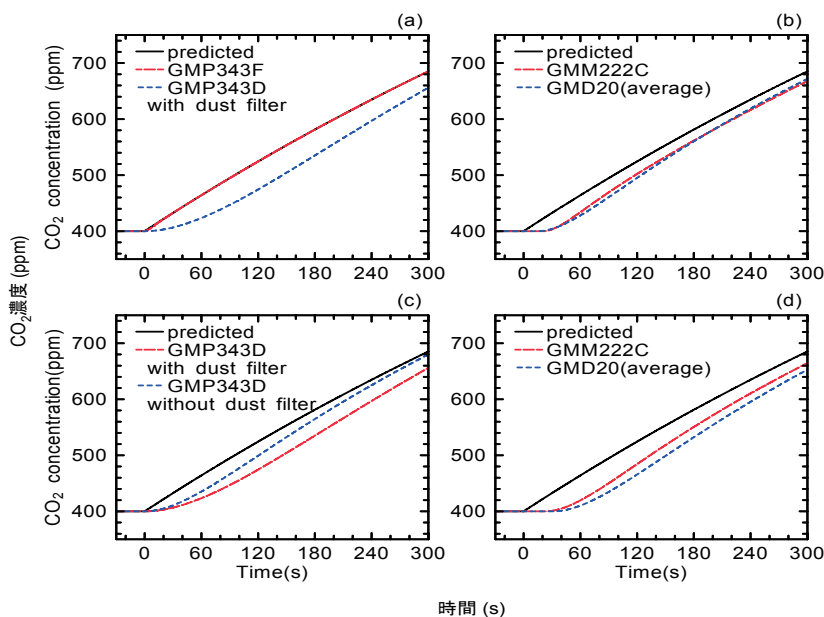


Fig. 2.9. チャンバ内の CO₂ 濃度は拡散モデル (フィックの法則) によって決定されると仮定した場合の「実際の CO₂ 濃度」と式 (2.3) を用いて予測されるセンサ出力値 (溝口・大谷, 2005 に追記)

The CO₂ concentration in a closed chamber calculated using the diffusion model and CO₂ sensor outputs estimated using equation (2.3) based on the response characteristics of each CO₂ sensor
 拡散モデルの初期条件 (チャンバ内の初期 CO₂ 濃度: 400ppm, 深さ 2cm の土壌内空気 CO₂ 濃度: 1500ppm, 土壌表層の拡散係数: $2.0 \times 10^{-6} \text{m}^2 \text{s}^{-1}$, 大気圧: 101.3kPa, 気温: 20°C, 土壌表層の CO₂ 生成と貯留は無視).
 (a), (b) はチャンバとセンサ間で空気を循環させた通気状態, (c), (d) はセンサがチャンバ内に取り付けられ空気の流れがない拡散状態.
 The diffusion model was run under the following conditions: initial CO₂ concentration in the chamber = 400ppm; CO₂ concentration at a soil depth of 0.02m = 1500ppm; diffusion coefficient of the soil surface = $2.0 \times 10^{-6} \text{m}^2 \text{s}^{-1}$; air pressure = 101.3kPa; air temperature = 20°C; the CO₂ production rate and storage at the soil surface and up to a depth of 0.02m were ignored. (a) and (b) under flow-through condition, (c) and (d) under diffusion condition.

行わなくとも真値が得られる。GMM222C は $dt=1800\text{s}$ の場合、 r は通気、拡散の両条件下において 0.986 で、1 に到達しなかった。GMD20 は $dt=1800\text{s}$ の場合、通気状態で $r=0.991$ 、拡散状態で $r=0.981$ で、GMM222C と同様に r は 1 に到達しなかった。

応答の遅いセンサを用いて密閉チャンバ法による CO₂ 放出フラックスを測定する場合、密閉開始時刻を式 (2.4) の測定開始時刻 t_0 とせず、密閉開始後 x (s) 後の値を測定開始時刻 $t_0 = t_0 + x$ と置き換える場合がある。Fig. 2.10c, d は Table 2.2 に示された応答時間を x とし、Fig. 2.10e, f は Table 2.4, 2.5 に示した 90% 応答時間を x とし、 $t_0 = t_0 + x$ と置き換えて計算した結果である。

Fig. 2.10c, d では、GMM222C のように仕様書に応答時間を求めた際の測定条件の記述がないものは、拡散状態、通気状態ともに同じ値を x として使用した。また、GMP343F は 0.3 Lmin^{-1} と 1.2 Lmin^{-1} の応答時間の平均が 17s であることから、 $x=17\text{s}$ を代入した。通気状態の GMP343F は $dt=30\text{s}$ の時のみ $r=1$ を超えたが、 $dt=60\text{s}$ 以上は r は 1 未満で、 dt の間隔が長くなるほど r は小さくなった。通気状態、防塵フィルタ付きの GMP343D は $dt=30 \sim 900\text{s}$ の間は r は 1 より大きかった。拡散状態における GMP343D 防塵フィルタ付きで $dt=300 \sim 1200\text{s}$ の場合、防塵フィルタ無しで $dt=600 \sim 1800\text{s}$ の場合、 r は 1 を超え、両者とも $dt=600\text{s}$ の時 r は最大となった。GMM222C は通気状態で $dt=60 \sim 1800\text{s}$ の場合、拡散状態で $dt=240 \sim 1800\text{s}$ の場合、 r は

1 を超え、それぞれ $dt=120, 300\text{s}$ の時 r は最大となった。GMD20 の場合、通気状態で $dt=60 \sim 900\text{s}$ の場合、拡散状態で $dt=180 \sim 1800\text{s}$ の場合、 r は 1 を超え、それぞれ $dt=180, 300\text{s}$ の時 r は最大となった。

Fig. 2.10e, f では、通気状態における GMP343F は $dt=30 \sim 600\text{s}$ の時 r は 1 を超え、 $dt=30\text{s}$ の時 r は最大となった。通気状態における GMP343D 防塵フィルタ付きは、 dt の間隔が長くなるほど小さくなり、 $dt=180\text{s}$ 以上で r は 1 より小さくなった。拡散状態における GMP343D 防塵フィルタ付きで $dt=120\text{s}$ の時 $r=0.865$ で最大、防塵フィルタ無しで $dt=60\text{s}$ の時 $r=0.995$ で最大となり、 r が 1 以上になることはなかった。GMM222C は通気状態で $dt=30 \sim 120\text{s}$ の場合 r は 1 を超え $dt=30\text{s}$ の時 r は最大となった。拡散状態では $dt=30\text{s}$ の時 $r=0.971$ で最大となり、 dt が大きくなるにつれて r は小さくなった。GMD20 は通気状態で $dt=30 \sim 600\text{s}$ の場合 r は 1 を超え $dt=120\text{s}$ の時 r は最大となった。拡散状態では $dt=180\text{s}$ の時最大となり、 $dt=900\text{s}$ 以上で r は 1 より小さくなった。

以上のように、密閉チャンバ法で応答時間の長い CO₂ センサを用いて測定を行った場合、土壌表面の CO₂ 放出フラックスの測定誤差が生じる可能性が示された。応答時間を全く考慮せずに単純に密閉開始直後から計算を行った場合、測定間隔 dt が長いほど誤差は小さくなる。GMP343 の場合、 dt を大きくすることで誤差は防げることがわかった。また、応答の遅れ x を考慮し、 $t_0 = t_0 + x$

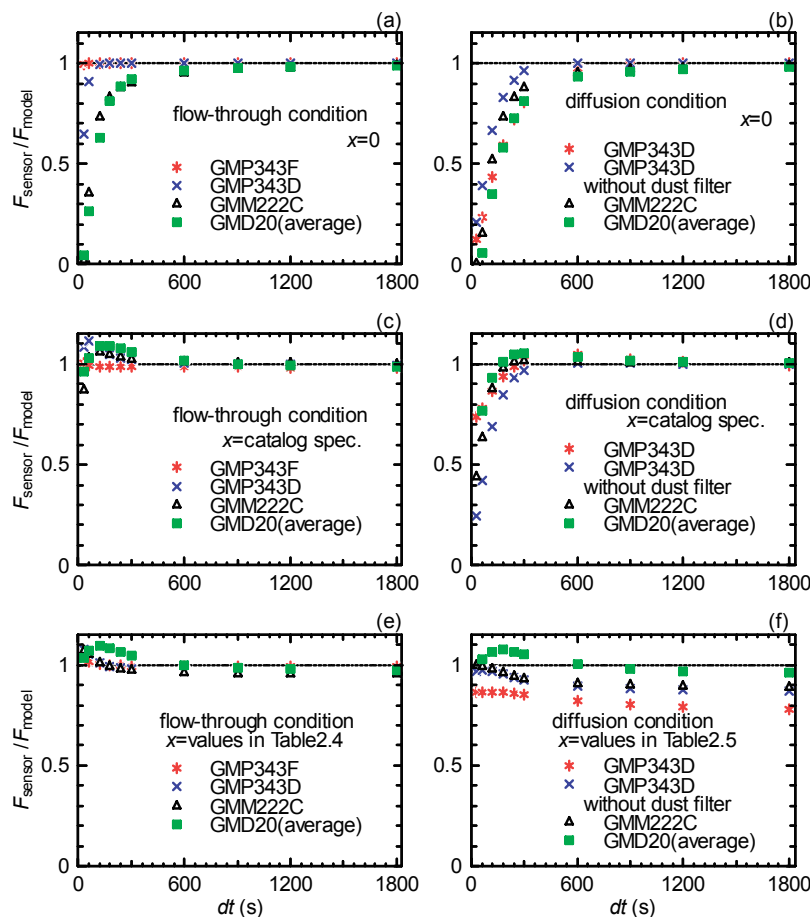


Fig. 2.10. 拡散モデルから計算される CO₂ フラックス (F_{model}) に対する予想されるセンサ出力から計算される CO₂ フラックス (F_{sensor}) の比 ($F_{\text{sensor}}/F_{\text{model}}$) (溝口・大谷, 2005 を一部改変)

Ratios ($F_{\text{sensor}}/F_{\text{model}}$) of the effluxes calculated with the CO₂ sensor (F_{sensor}) to the effluxes given in the diffusion model (F_{model}) (a), (c), (e) はチャンバとセンサ間で空気を循環させた場合、(b), (d), (f) はチャンバ内にセンサを取り付け空気が流れがない場合。図中のセンサは、記述がない限り、防塵フィルタ装着。x (s) はチャンバ密閉開始時間とフラックス計算開始時間との差。

(a), (c) and (e) under flow-through condition and (b), (d) and (f) under diffusion condition. Dust filter is mounted to each sensor when not described. x (s) is the difference between chamber closing time and initial time for flux calculation.

として計算を行う場合、x と dt の取り方によっては、過大・過小評価両方の可能性があり、遅れを考慮しない時よりも大きな誤差を導く可能性がある。測定間隔によらず正しいフラックスを求めるためには、式 (2.3) を用いて実際の CO₂ 濃度を推定した後に CO₂ フラックスを求める必要がある。

式 (2.3) によってセンサ自体の出力の遅れによる誤差は改善される。しかし、実際にチャンバで測定した場合、センサで検出される遅れ時間には、本研究で扱ってきたセンサ自体に由来する遅れ成分のほかに、チャンバ内の拡散過程にともなう遅れ、すなわちチャンバ内の濃度の不均一が起こりうることを念頭におく必要がある。

2.1.8 まとめ

チャンバ法で用いる CO₂ センサの最適な選定と、CO₂ 放出フラックスの測定精度向上のため、土壌からの CO₂ 放出フラックスの多点観測にしばしば用いられる小型 CO₂ センサの出力特性を調べた。

GMD20、GMM222、GMT222 の器差は大きかったが、校正を行うことによって精度は改善され、120 秒間の平

均値では 20ppm 以下と、仕様書の記述以上の精度が得られた。瞬時値は 120 秒間の間に GMM222、GMT222 用のプローブ C タイプで約 15ppm、GMP343 は約 8ppm、LI-820 は約 5ppm の変動がみられた。GMM222 のアナログ出力は、シリアル出力にはないノイズがみられた。

GMD20、GMT222、GMM222、GMP343 の応答時間は、通気状態の方が拡散状態時より短かった。今回の実験では、流量による応答時間の明確な差はなかった。また、防塵フィルタを取り付けない場合の方が、拡散、通気時ともに応答時間は短かった。応答実験の結果を用いて、センサ出力値から実際の CO₂ 濃度を推定する推定式を提示した。応答の遅れによる CO₂ 放出フラックスの測定誤差は、非線形法の場合、測定間隔を長くともことや、初期 CO₂ 濃度を実際の測定開始時間より後の CO₂ 濃度に置き換えることによって改善される場合もある。野外観測のためのセンサの選定や測定方法は、精度とともにコストや簡便性なども考慮される。測定間隔を長くすることは、多点観測を行う際には不利である。この場合、推定式を用いることにより短い測定間隔で精度の高いフ

ラックス測定が可能となり、野外観測が効率的に行えるようになる。

2.2 連続測定手法の開発

2.2.1 はじめに

チャンバ法は、チャンバを設置することによってチャンバの内と外との熱・物質移動の遮断がおこり、結果としてチャンバ内の環境の変化がおこる（木部・鞠子，2004）。チャンバ内の環境の変化は、土壌からの CO_2 放出フラックスへの影響をもたらすことが予想されるため、環境変化を最小限にするための工夫が必要となる。これまで用いられてきたチャンバ法の中で、時間分解能は低い、ある一定期間の積算 CO_2 放出量を求めることのできるアルカリ吸収法は、長期間チャンバ上部が覆われているため、チャンバ内への降水の侵入を妨げ、チャンバ内外の土壌の水分環境の差をもたらす。また、Reiners（1968）らの行った通気法は、時間分解能の高いフラックス測定が可能であるが、長時間の測定には徐々に大きくなるチャンバ内外の環境の差を解消するため換気が必要である（井上，1986）。

従来のチャンバ法のこのような問題を克服するために、近年、自動開閉型チャンバを用いた測定や、オープントップチャンバ法が用いられるようになってきた。自動開閉型のチャンバを用いると、測定している時間以外はチャンバの上部は大気に開放されているため、測定の対象としている土壌面は降雨などの影響をチャンバの外側と同様に受けることが可能となり、チャンバの長期設置による影響を小さくすることができる。オープントップチャンバ法の利点は、チャンバ上部が常に大気に開放されているため、チャンバの設置による影響を小さくできると、従来の通気法で問題として指摘されているチャンバ内外の気圧差を無くすることができる点にある。

土壌からの CO_2 放出フラックスの長期測定に有利と考えられている上述の自動開閉型チャンバとオープントップチャンバ法のうち、オープントップチャンバ法は、チャンバ内の CO_2 濃度が風の影響を受けやすく、風速の影響等を補正する工夫が必要（木部・鞠子，2004）となる。このため、本研究では自動開閉型チャンバによる林床面 CO_2 放出フラックスシステムの構築を行う。

自動開閉型チャンバと赤外線式 CO_2 アナライザ（IRGA）を用いたシステムは、チャンバ内の CO_2 濃度変化速度からフラックスを計算する方法とチャンバに入出入りする空気の CO_2 濃度差によって計算する方法、いずれの手法を用いても測定可能である。しかし、林内では CO_2 のソースとシンクの分布が複雑であり、気塊の移動にともなう CO_2 濃度の変動が大きく、濃度差測定に必要な CO_2 濃度の安定した基準空気を、連続的に確保することが難しい。Liang et al. (2003, 2004) は、バッファタンクを用いて基準ガスの確保を行い、通気法による測定を行った。ただし、Liang et al. (2003, 2004) の測

定システムは、大きなバッファタンクを必要とし、チャンバそれ自身も大きい、林床条件によっては設置することが困難な場合がある。このため、本研究では測定時間中はチャンバ内を密閉し、チャンバ内の濃度上昇速度から計算する方法を採用した。また、林床の条件に左右されない大きさのチャンバを用いた林床面 CO_2 放出フラックスの測定システムを開発した。この導入したチャンバ測定システムの概要とチャンバ設置によるフラックスへの影響について述べる。

2.2.2 測定システム

林床面 CO_2 放出フラックス測定に使用したチャンバは、底部の開口部の面積 $1,200\text{cm}^2$ 、高さ 13cm 、容積 $15,600\text{cm}^3$ のステンレス製の直方体で、深さ 3cm まで底部が埋まるように、落葉広葉樹林内林床（詳細は3章に記述）に設置した（Photo. 2.3）。チャンバの上部には 600cm^2 のガラス部を含むステンレス製の蓋が取り付けられている。チャンバ上部の蓋はモータによって駆動し、開閉はリミットスイッチで検出を行う。



Photo 2.3. 自動開閉型チャンバ
Dynamic closed chamber with automatic opening/
closing capability.
チャンバ横の箱にはチャンバ上部の蓋を開閉するためのモータが組み込まれている。
The small box beside the chamber contains the driving motor.

1 台の IRGA と 2 台のチャンバ（PC1、PC2 と呼ぶ）を用い、チャンバ設置場所のフラックスを交互に測定するシステムを構築した（Fig. 2.11）。チャンバ内の空気は、ポンプ（P）とマスフローコントローラ（MFC）を用いて IRGA（LI-6262、LI-COR 製）まで導かれ、測定後の空気は再びチャンバに戻される。チャンバと IRGA の間を結ぶポリエチレン製チューブは内径 4mm 、長さは約 40m である。チューブを流れる空気の流速は 1.6L min^{-1} である。このシステムでは、定期的なチャンバの上部の蓋の開閉、電磁弁の切り替えはコンピュータによって制御され、同じコンピュータで IRGA の出力を記録する。Fig. 2.11 上図は 2 台のチャンバのうち、PC1 でフラックス測定を行っているときの空気の流れを表す。このとき、PC1 の蓋は閉じられ、電磁弁 4 台のうちチャンバ PC1 とチューブでつながっている SV1 と SV2 はスイッチオンの状態にあるため、ノーマルクローズ（NC）の弁が開いた状態、ノーマルオープン（NO）の弁が閉

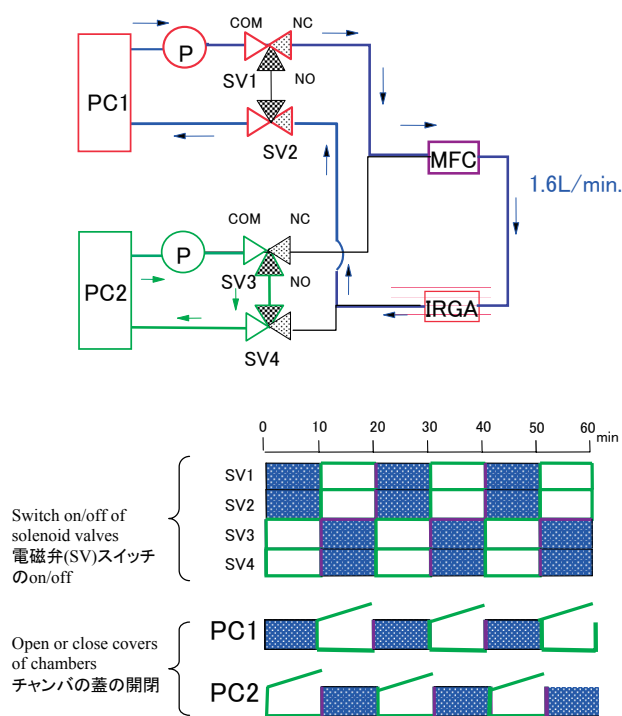


Fig. 2.11 CO₂ 放出フラックス測定システムの概念図 (溝口ら, 2003)

Diagram of the system for measuring soil CO₂ efflux
 上図はチャンバ PC1 でフラックス測定を行っているときの空気の流れを表す。図中、P：ポンプ、MFC：マスフローコントローラ、SV：電磁弁、COM：常に弁は開いた状態、NC：スイッチ off の時弁は閉じた状態、NO：スイッチ off の時弁は開いた状態を表す。
 下図は電磁弁 (SV1～SV4) のスイッチ on/off と、チャンバ (PC1、PC2) の開閉を表す。チャンバ PC1 測定中は電磁弁 SV1、SV2 のスイッチが ON で、チャンバ PC1 の蓋は閉じられて、チャンバ PC2 の蓋は開いている。
 PC1, PC2: chamber, P: air pump, SV1～SV4: solenoid valve, MFC: mass flow controller, IRGA: infrared gas analyzer, LI-6262. The arrows show the directions of the airflow when soil CO₂ efflux in chamber PC1 is being measured. COM indicates the common port of a solenoid valve that is always open. Ports NC and NO are normally closed and opened, respectively, when the switch of the solenoid valve is turned off. Lower diagram shows an example of the time schedule of the status of the solenoid valves and chamber covers. The solenoid valves SV1 and SV2 are turned on and the cover of the chamber in PC1 is closed, whenever soil CO₂ efflux in PC1 is being measured.

じた状態となる。したがって、チャンバ PC1 と IRGA の間で空気は循環する。この間、チャンバ PC2 の蓋は開いた状態で、空気はチャンバ PC2 から IRGA には流れず、電磁弁を通して PC2 に戻る。Fig. 2.11 下図は、10 分間隔でチャンバ PC1 と PC2 を交互に測定した場合の、電磁弁のスイッチのオン・オフとチャンバの蓋の開閉を表す。はじめの 10 分間はチャンバ PC1 の蓋が閉じられた状態で、チャンバ PC1 とチューブでつながっている電磁弁 SV1 と SV2 のスイッチがオン、その次の 10 分間はチャンバ PC1 のチャンバの蓋は開いた状態で、チャンバ PC2 の蓋が閉じられ、チャンバ PC2 とチューブでつながっている電磁弁 SV3 と SV4 のスイッチがオンとなる。

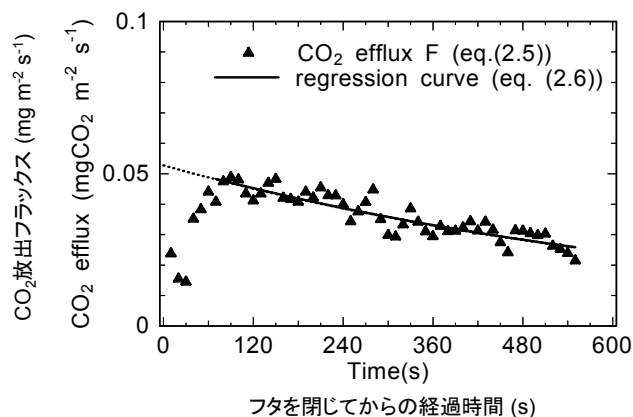


Fig. 2.12 測定期間中のそれぞれ 10 秒間の CO₂ 濃度変化から求めた CO₂ 放出フラックスの変化の一例 (溝口ら, 2003)
 An example of changes in soil CO₂ efflux calculated for each ten-second interval. Soil CO₂ efflux, calculated from the increase of atmospheric CO₂ inside the chamber, decreased exponentially.

2.2.3 フラックスの計算方法

密閉法において林床面からの CO₂ 放出フラックス F (mg m⁻² s⁻¹) は、チャンバ内の CO₂ 濃度の時間変化から、次式で与えられる。

$$F = \rho \frac{V \Delta C}{A \Delta t} \frac{273}{\Theta} \quad (2.5)$$

ここで ρ : 273K における純 CO₂ の密度 (mg m⁻³=1.96 × 10⁶)、 V : システム内の空気の全体積 (m³)、 A : チャンバの底面積 (m²)、 Δt : チャンバ内空気の CO₂ 濃度測定間隔 (s)、 ΔC : Δt におけるチャンバ内の CO₂ 濃度の変化 (10⁻⁶m³ m⁻³=ppm)、 Θ : チャンバ内の空気の絶対温度 (K)。

チャンバの上部を閉じた直後からチャンバ内の CO₂ 濃度は、土壌表面からチャンバ内への CO₂ 放出によって上昇する。チャンバ内の CO₂ 濃度は次第に高まり、土壌とチャンバ内の CO₂ 濃度差が減少するため、土壌表面からの拡散による CO₂ 放出には抑制がかかり、チャンバ内の CO₂ 濃度の上昇速度は時間の経過とともに指数関数的に低下する (Fig. 2.12)。

チャンバ密閉後 t (s) 経過した時の林床面からの CO₂ 放出フラックス $F(t)$ (mg m⁻² s⁻¹) は、

$$F(t) = a_0 \exp(-a_1 t) \quad (2.6)$$

で表される。ここで、 t : チャンバ密閉開始からチャンバから IRGA までの空気吸引による遅れ時間 15 秒を差し引いた後の経過時間 (s)、 a_0 、 a_1 : 各測定毎の係数である。本研究では、 $t=0$ s の放出フラックスの値 $F(0)$ が、チャンバ内の CO₂ 濃度上昇によって起こる濃度勾配の減少による CO₂ 放出フラックスの低下の影響を受けていない林床面からの CO₂ 放出フラックスを表すと考えることができる。したがって、測定中の 10 秒毎の CO₂ 濃度変化を式 (2.5) に代入し、各経過時間 t (s) の時の放出フラックス $F(t)$ を求める。次に t 、 $F(t)$ を式 (2.6)

に代入し、最小二乗法によって a_0 、 a_1 を求める。得られた a_0 、 a_1 より $F(0)$ 、すなわち林床面 CO_2 放出フラックスを計算した。ただし、既に除外したチャンバとセンサまでの遅れ時間以外にも、値が一定しない時間が見られた (Fig. 2.12)。この原因として回路の切り替えによる圧力変動や測定セル内の空気の入れ替わりによる影響が考えられる。そのため、式 (2.6) を用いたフラックス計算の際には、図中の $t=75\text{s}$ より後のデータのみを用いた。Fig. 2.12 に示した測定では、近似曲線の決定係数は 0.79 ($N=49$) で、 $F(0)$ は $0.053 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ と計算された。同じデータを用いて非線形法で計算した場合、林床面 CO_2 放出フラックスは $0.043 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ と計算された。この差は、初期の不安定な CO_2 濃度変化の影響によるものである。実際の測定では、チャンバ密閉直後の CO_2 濃度を正しく測定することが難しいため、 $F(t)$ の Δt を小さくしても安定的な ΔC を得られる IRGA を用いることができる場合には、 $t=0\text{s}$ の放出フラックスの値 $F(0)$ が求められるこの計算方法は非常に有効である。

2.2.4 測定中の環境変化についての検討

(1) 空気循環の影響

本研究で用いた測定システムでは、測定中の空気はチャンバと IRGA の間の閉鎖系内を循環する。循環時の流量は 1.6 L min^{-1} で、Davidson et al. (2002) の示した流量はより大きい。チャンバのフタを閉じた直後を除くと、測定開始前後のチャンバ内の気圧は同じであったことから、空気循環による影響は小さいと考えられるが、一般的に流量によるフラックスへの影響は大きいことから、林床面 CO_2 放出フラックス測定に及ぼす空気循環の影響を調べることとし、空気循環をさせずにチャンバ内の CO_2 濃度の時間変化を直接測定し、空気を循環させた場合と比較した。チャンバ内の CO_2 濃度の測定には、小型の IRGA (GMD20、VAISALA 製) を使用した。GMD20 は測定セルが外気とふれあう位置にあることから、チャンバ内の空気を吸引することなしに CO_2 濃度を測定できる利点がある反面、簡易型のため、 CO_2 濃度測定の絶対値の精度と分解能が LI-6262 よりかなり劣る。比較測定はあらかじめチャンバ内に GMD20 を設置し、空気を循環させる通常の測定を 10 分間行った後、チャンバの蓋を開け、GMD20 の出力が安定したところで、チャンバの蓋を再び閉じ、空気を循環させずに 10 分間 GMD20 によるチャンバ内の CO_2 濃度の測定を行った。GMD20 の値は、式 (2.3) に Table 2.4 および Table 2.5 の値を代入し、2.1 節で述べた応答特性を考慮した補正を行った。

空気循環がある状態での LI-6262 と GMD20 による CO_2 濃度上昇の測定値は、GMD20 の値が LI-6262 よりも全体に高かった。LI-6262 の精度は 350 ppm において $\pm 1 \text{ ppm}$ 、 1000 ppm において $\pm 2 \text{ ppm}$ で、定期的に純窒素ガスおよび CO_2 濃度が既知の標準ガス (夏季

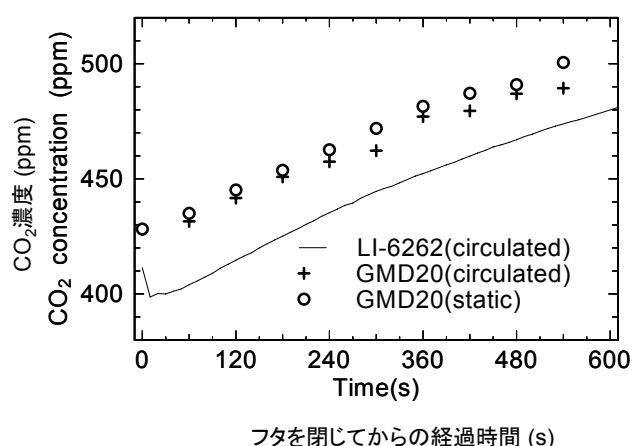


Fig. 2.13. 密閉法と自動開閉型チャンバ法の比較測定結果 (溝口ら, 2003)
Comparison of measurements of changes in CO_2 concentration between the static and dynamic closed chamber methods.

実線は自動開閉型チャンバによる測定中の LI-6262 で測定した濃度、+ は同じ時間の GMD20 の出力値。○ は、空気を循環させず、チャンバ PC を密閉したときの GMD20 の出力値。
Changes in CO_2 concentration in the circulating air were measured inside the chamber using GMD20 (+) and at about 40 m distant from the chamber using LI-6262 (solid line). Changes in the CO_2 concentration inside the chamber without air circulation were measured using GMD20 (○).

951ppm、冬季 451ppm) を用いて校正を行った。一方、GMD20 の精度は $0 \sim 2000 \text{ ppm}$ において $\pm 20 \text{ ppm}$ で、メーカー校正のまま使用した。このことが、GMD20 の示した CO_2 濃度が全体に LI-6262 のそれより高かった原因と考えられる。しかし、 CO_2 濃度上昇の傾向はほぼ同じであった。また、GMD20 によるチャンバ内の CO_2 濃度上昇の測定結果は、空気循環のある場合とない場合で、ほぼ同じ値を示した (Fig. 2.13)。空気循環のある場合の GMD20 と LI6262 および、静的な状態での GMD20 による CO_2 濃度上昇の測定結果から式 (2.4) を用いて求めた林床面 CO_2 放出フラックスの差は 5% 以内であった。したがって、今回の方法は、空気循環によるフラックスへの影響は考慮すべきほど大きくはないと考えられた。

(2) チャンバ内外の地温変化の比較

チャンバ法では、チャンバを設置したことによる温度条件への影響が予想される。特に変動の大きい地表面温度と深さ 2 cm の地温を、チャンバの内側と外側で比較した。夏季と冬季の日変化の大きい晴天日 (Fig. 2.14a、b)、さらに降雨日で地温の日変化の小さかった日 (Fig. 2.14c) における測定結果を示す。チャンバ内の地表面温度には、Fig. 2.14 に示したいずれの日もチャンバの開閉に呼応して、小さな変動が現れた。この変動は、ポンプを用いてチャンバ内の空気を IRGA との間で循環させる際に、ポンプや電磁弁の持つ熱によって空気が暖められた結果と考えられる。チャンバの蓋を開くとすぐに地表面温度は低下した。この変動は振幅が 0.3°C を超えない小さなものであった。

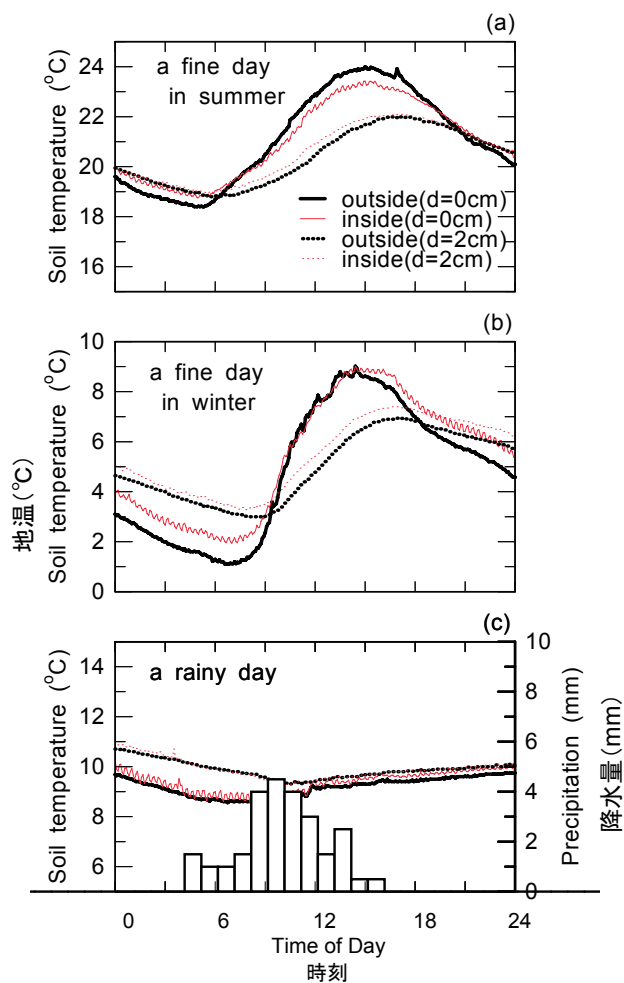


Fig. 2.14. チャンバ内外の地表面温度および深さ 2cm の地温の比較 (溝口ら, 2003 に一部追記)

Changes in soil temperature at 0 cm and 2 cm depth were compared between the inside and the outside of the chamber.

太実線と太点線はそれぞれチャンバの外側の地表面温度と深さ 2cm の地温、細実線と細点線はそれぞれチャンバ内側の地表面温度と深さ 2cm の地温を示す。

Solid thick line: at 0 cm depth outside the chamber; solid thin line: at 0 cm depth inside the chamber; dotted thick line: at 2 cm depth outside the chamber; dotted thin line: at 2 cm depth inside the chamber.

日変化の大きい晴天日における地表面温度は、夏季 (Fig. 2.14a)、冬季 (Fig. 2.14b) とともにチャンバの内側と外側で同様の日変化の傾向を示したが、チャンバの外側の方が内側より日較差は大きかった。ただし、夏季の晴天日は日中に内外の差が最も大きく、冬季の晴天日は夜間、差が大きかった。これらの晴天日のチャンバの内側と外側の地表面温度の差は最大で 1°C であった。降雨日 (Fig. 2.14c) は、チャンバの内側と外側の地表面温度の差は小さかった。

深さ 2cm の地温は、地表面温度と比べて、チャンバの内側と外側の差は小さかった。日変化の大きい晴天日において夏季、冬季ともに、チャンバ内外の温度差が同じかチャンバの外側の地温の方が僅かに低く、その差は最大でも 0.5°C であった。雨天日には深さ 2cm の温度差

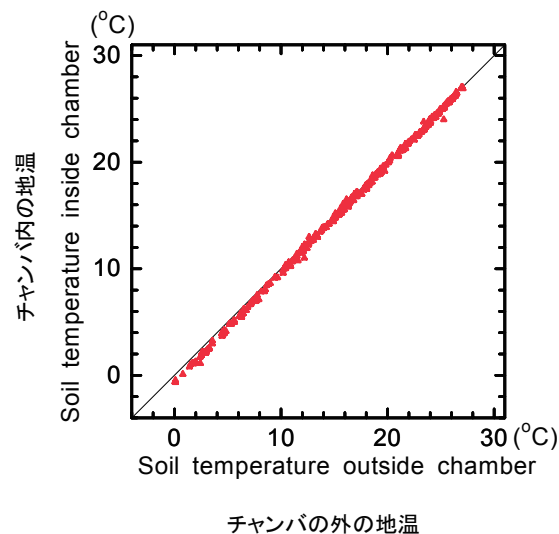


Fig. 2.15. チャンバの内側と外側で測定した深さ 2cm の日平均地温の比較 (溝口ら, 2003)
Relationship between the daily mean soil temperature at 2 cm depth inside and outside the chamber.

がほとんどみられなかった。

深さ 2cm の地温の 1 年間の日平均を内側と外側で比較した (Fig. 2.15)。地温が低くなるほど両者の差はやや大きくなる傾向を示したが、その差は最大でも 1°C 以内であった。

晴天日にみられた温度差は、チャンバ設置の影響以外に林床面に到達する日射、あるいは放射冷却の影響の場所による違いも反映したものと推察され、チャンバ設置それ自体による温度環境の変化は小さく、CO₂ 放出フラックスの値に大きく影響しないと考えられた。

2.2.5 まとめ

本研究で開発した林床面 CO₂ 放出フラックスの連続測定システムでは、チャンバと IRGA の間で空気を循環させたが、CO₂ 放出フラックスの測定に及ぼす空気循環の影響は小さく、無視できる程度であると考えられた。従来のチャンバ法では、土壌表面がチャンバで覆われているため、長期にわたって連続測定する場合に、チャンバの設置による影響を受けてチャンバの内側の環境条件が変化する可能性があった。今回用いた自動開閉型チャンバでは、測定している時間を除いてチャンバの上部は大気には開放されている。チャンバの内側と外側における地表面と深さ 2cm の地温に大きな差はなかった。また、ポンプ等の機械によって暖められた空気を循環することによってチャンバ内が加熱される影響も小さかった。したがって、温度環境に関して、自動開閉型チャンバを設置することによる影響は小さく、長期連続測定を行うための有効な手法であることが示された。

3. 温帯落葉広葉樹林の林床面 CO₂ 放出フラックス変動特性

森林の保護・育成管理は、地球温暖化防止への取り組みとして重要な施策の一つである。地球温暖化防止のためには、その森林の最も高い炭素固定能力を引き出すことが鍵となる。すなわち、地球温暖化防止をはかる有効な施策のためには、森林生態系による二酸化炭素動態の正確な把握と理解が必要である。

温帯林が地球の陸域全体に占める面積は約 6%、純一次生産量 (NPP) は 10% といわれている (Houghton & Skole, 1990)。つまり、温帯林は炭素固定能力の高い生態系といえる。日本の国土の 3 分の 2 を占める森林 (林野庁, 2005) の多くは温帯林に分類される (只木, 1996)。森林生態系の中でも温帯林における炭素動態の正確な把握は、日本の森林の今後の適正な管理に必要不可欠な課題である。したがって、本研究では、関東平野の典型的な温帯落葉広葉樹林を研究対象にした。

森林生態系炭素収支を構成する各要素で、CO₂ 放出の大きな割合を占めるとされる林床面 CO₂ 放出フラックスは、森林の炭素動態研究の中でも最も重要視されている要素の一つである。温帯落葉広葉樹林において、林床面 CO₂ 放出フラックス測定の時間分解能の高い長期連続測定を、2 章で開発した自動開閉型チャンバを用いて行った。また、空間代表性を確保するため手動による多点観測を適宜行った。本章では、まず、これまでにない時間分解能の高いデータが得られたことから、日変化や降雨イベント時の林床面 CO₂ 放出フラックス変化の要因解析を行う。さらに、長期連続データから、既往の報告にある温度とフラックスの関係の妥当性の検証を行う。また、林床面 CO₂ 放出フラックスに温度とともに影響を与えるとされている土壌水分の影響について、野外における測定データに基づいて解析を行う。

得られた落葉広葉樹林の高い精度のデータをもとに、様々な森林との比較や対象とした森林の総呼吸量と林床面 CO₂ 放出フラックスの比較を行い、その特徴について検討する。

3.1 試験地の概要

埼玉県川越市 (35.9°N, 139.5°E, 標高 26m) にある、農地と住宅地に囲まれた約 40ha の落葉広葉樹林 (川越森林気象試験地) において (Photo. 3.1、Photo. 3.2)、林床面 CO₂ 放出フラックスとそれに関係する諸要素の観測を行った。この森林は、開発が進んだ関東平野の平地林のなかで僅かに残された森林の一部である。日本において現存している森林は、そのほとんどが複雑な地形の山岳域に分布しているが、対象森林が水平でほぼ一様と見なせることから、微気象学的手法によるフラックス測定に適している。このため、1995 年から森林のエネルギー収支を測定するためのタワーが設置され、微気象学的手法によるフラックス観測が行われ (渡辺ら,

1997; Watanabe et al., 2000)、1997 年からはクロズドパス式ガス分析計を用いた林冠上の CO₂ フラックスの連続観測が追加された (安田ら, 1998)。フラックスおよびその他の微気象要素の測定は、2003 年 1 月まで行われた。川越森林気象試験地は、日本を代表する森林タイプの温帯林であること、また、現在の森林の炭素動態研究に不可欠の微気象学的手法による森林一大気間の純生態系交換量 (NEE) のデータが入手可能で、林床面 CO₂ 放出フラックスとの比較が可能なこと、さらに、林床が水平でほとんど起伏がなく、地形による環境の変化を受けないため、対象森林の林床面 CO₂ 放出フラックスとして空間代表性のある値を得やすいと考えられることから、林床面 CO₂ 放出フラックスの試験地として設定した。

森林を構成する樹種はコナラ (*Quercus serrata* Thunb.)、アカシデ (*Carpinus laxiflora* Blume)、アオハダ (*Ilex macropoda* Miq.)、リョウブ (*Clethra barbinervis* Sieb. et Zucc.) などで、群落の高さは約 15m である。リタートラップを用いた落葉量の季節変化から求めた葉面積指数は夏季に最大となり、約 6 (m² m⁻²) である。土壌は黒ボク土 (Andosols) に分類され、乾燥密度の平均は 0.46Mgm⁻³ である。堆肥作りのため、毎年冬に落ち葉かきが行われる。そのため、A₀ 層はほとんど発達していない。A 層は約 40cm で、細根の多くは土壌表層約 10cm の範囲に分布している。森林の下層植生は乏しい。試験地の周囲 20km 圏内に設置されている気象庁の所沢 (35.8°N, 139.4°E)、浦和 (35.9°N, 139.6°E)、鳩山 (36.0°N, 139.3°E) の 3 カ所のアメダス観測地点で得られた平年値 (気象庁, 2001) の平均は、年降水量、年平均気温それぞれ 1380mm、14℃である。この地域は通常、冬季の降雪は数日あるものの、積雪となることはまれである。

3.2 日変化と季節変化

3.2.1 はじめに

近年、微気象学的方法による森林一大気間の CO₂ フラックスの観測が行われ、空間を代表する NEE が連続して得られるようになった。森林生態系における CO₂ 収支の大きな構成要素である林床面からの CO₂ 放出フラックスを微気象学的手法によって測定される NEE と同程度の時間分解能を持ち、連続的に測定することは、森林生態系の炭素動態を正確に捉えるためには、非常に重要である。

林床面 CO₂ 放出フラックスの短期間の時間変動の測定は、Denmead (1979) の用いた通気法によって測定されてきた。しかし、長期間の測定時にはチャンバの内側と外側との環境の差を防ぐために、手動による換気が必要とする (井上, 1986) ことから多くの労力を必要とした。そのため、日変化や降雨などのイベントによる CO₂ 放出フラックスの変化を含む長期間にわたる時

JAPAN

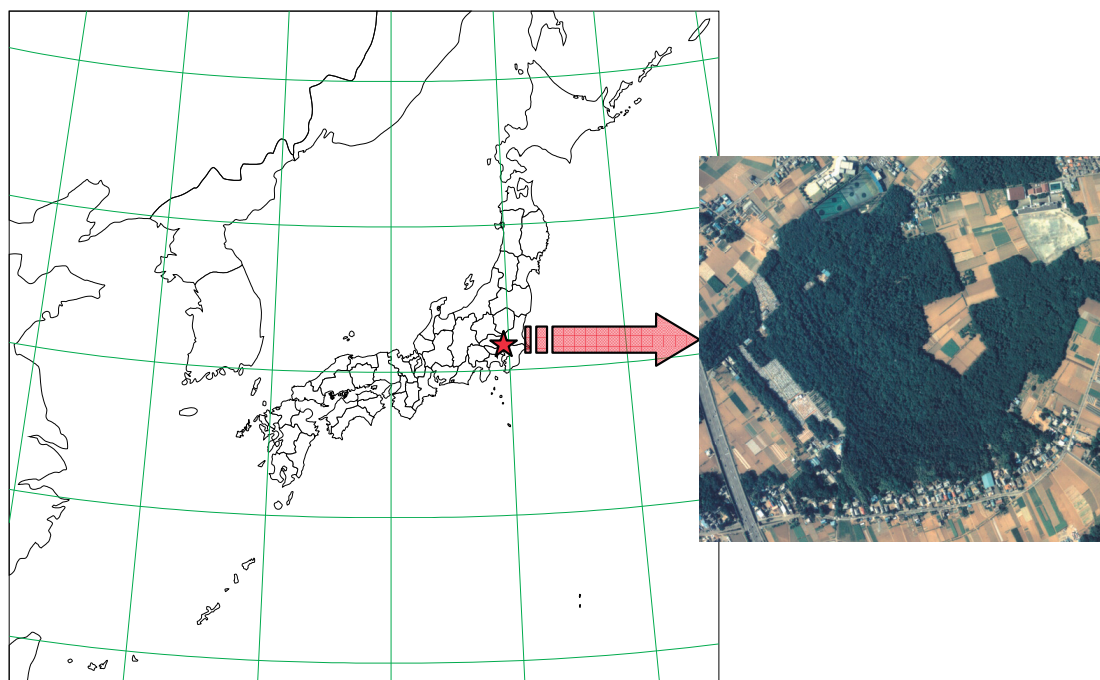
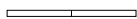


Photo 3.1. 川越試験地の位置

Location of Kawagoe forest meteorology flux research site (KWG)

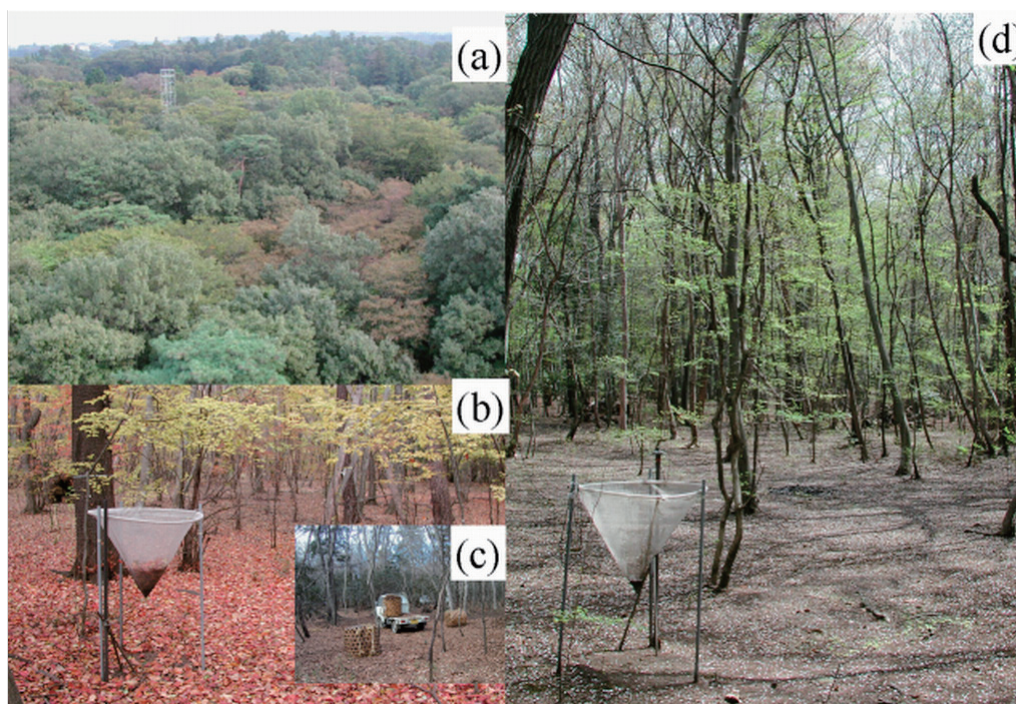


Photo 3.2. 川越試験地の様子

Kawagoe forest meteorology flux research site (KWG)

- (a) 南東側から見た観測タワー、(b) 秋の林内、(c) 落葉の持ち出し、(d) 展葉時期の林内。
 (a) Observation tower view from south-east side (b) in-canopy in autumn season, (c) export of leaf litter, (d) in-canopy in leafing stage.

間分解能の高いデータは、これまで得られなかった。また、ある期間の積算した CO_2 放出フラックスのデータは、アルカリ吸収法によって得ることができる。しかし、アルカリ吸収法の場合、その手法の問題点が指摘されており (Freijer & Bouten, 1991; Norman et al., 1992; Nakadai et al., 1993; Bekku et al., 1997)、より正確な測定のためには他の手法と比較して補正を行うなどの必要が生じる (Cropper et al., 1985; Ito & Takahashi, 1997)。さらに、一般的に行われている定期的な集中観測結果から、フラックスの季節変化や年間炭素放出量の算出する方法 (例えば Ohashi et al., 1999) は、観測されていない期間のデータがあるパラメータによって近似することになり、定期的な観測がその期間を代表した値を示していない場合、大きな誤差を導くことになる。

従来の手法の問題点を克服した 2.2 節で述べた自動開閉型チャンバによる測定システムを導入し、短い時間間隔で長期間の林床面 CO_2 放出フラックス測定を行った。本節では、林床面 CO_2 放出フラックスの日変化と季節変化の特徴についての解析結果について述べる。

3.2.2 測定方法

試験地に 2.2 節において開発した 2 台の自動開閉型チャンバを持つ CO_2 放出フラックス測定システムを設置し、林床面 CO_2 放出フラックス測定を 2000 年から 2002 年の 3 年間行った。本節の解析には、年間を通じて欠測が最も少なかった 2000 年の測定結果を用いた。試験地は都市の近郊にあり、林内を散策する人の出入りがあるため、試験地内にある 2 カ所のフラックス観測タワーのステー設置部を囲む柵内の約 10m^2 の空間に、2 台のチャンバ (それぞれ PC1、PC2 と呼ぶ) を 1 台ずつ設置した。PC1 と PC2 の間隔は約 60m である。林床面は起伏が無い、山岳地の森林の谷部と尾根部にみられるような土壌水分条件やその他の顕著な差はみられない。したがって、PC1 と PC2 はともに対象森林の同一条件下にある測定点とみなす。当初、林床面 CO_2 放出フラックス測定は PC1 の測定を毎時 0 分から 20 分まで行い、次に PC2 の測定を毎時 30 分から 50 分まで行った。測定開始から約 3 ヶ月間のチャンバ内の CO_2 濃度上昇速度のデータをもとに、10 分間の測定時間からフラックスの計算が可能であることが確かめられた。測定間隔が短く時間分解能が高いほど降雨などの影響による変化を的確に捉えることが可能なため、2000 年 4 月 3 日以降はチャンバの開閉間隔を 10 分とし、各チャンバの測定を 1 時間に 3 回行った。IRGA からの CO_2 濃度データの取り込みは、10 秒毎に行った。林床面 CO_2 放出フラックスの計算は 2.2.3 節の方法に従った。

チャンバ設置地点の土壌をできるだけ攪乱しないため、PC1 から 1m 離れたところに T 熱電対 (銅-コンスタンタン) を、PC2 から 1m 離れたところに白金抵抗温度計をそれぞれ 0、2、5、10、25、50cm の深さに埋設

し、地温の鉛直分布を測定した。さらに、測定点による違いの大きい土壌表層の温度測定のため、T 熱電対を各チャンバの内側の深さ 0cm と 2cm に埋設し、チャンバの内側の地温を測定した。温度計は観測開始前に恒温槽を使って器差を調べ、校正を行った。PC2 から 2m 離れたところに TDR 方式の土壌水分計 (TRIME-MUX6、IMKO 製) を深さ 5、25、50、100cm に埋設し、土壌の体積含水率を測定した。地温と土壌水分は 1 分毎に測定し、5 分間の平均値をコンピュータに記録した。また、試験地では冬に落ち葉かきが行われる。試験地林床を代表する値を得るため、森林全体の落ち葉かきにあわせてチャンバ内とその周囲、温度計と土壌水分計を埋設した場所の落ち葉を取り除いた。降水量は隣接する畑地において転倒ます型雨量計 (RT-5、池田計器製) で測定した。

3.2.3 結果と考察

(1) 日変化

林床面 CO_2 放出フラックスの日変化の例として、夏季の降雨があった場合とほとんどなかった場合の 9 月 4～7 日と 6 月 16～19 日、冬季の降雨があった場合とほとんどなかった場合の 11 月 15～18 日と 12 月 16～19 日のチャンバ PC2 における測定結果を示す (Fig. 3.1)。いずれも降雨があった前後の数日間における林床面 CO_2 放出フラックスと地温 (深さ 0、2、5、10、25、50cm)、土壌の体積含水率 (深さ 5、25cm)、降雨量を示す。地温のうち深さ 0cm と 2cm はチャンバの内側、深さ 5cm 以下はチャンバから 1m 離れた場所での測定結果である。

林床面からの CO_2 放出フラックスの日較差は、夏季 (6 月 16～19 日、9 月 4～7 日) の $0.1 \sim 0.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ と比べて、冬季 (11 月 15～18 日、12 月 16～19 日) は $0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 以下で小さかった。降雨のなかった日の CO_2 放出フラックスには、特に夏季の日中で明瞭なピークが観察されたのに加えて、夜間にも再びピークが現れた。このとき、地温の日変化のピークはどの深さにおいても一日に一つしか現れていない。このように、林床面 CO_2 放出フラックスの日変化は、特定の深さの地温変化と単純に対応しなかった。Liang et al. (2004) が示した日変化は、おおむね地温の変化と対応していた。Law et al. (2001a) は日変化は明確でなかったとしている。Widén & Majdi (2001) も日中と夜間の明確な差がなかったと報告している。一方、Vose et al. (1995) や江口ら (1997) は、本研究でみられた日変化と同様の現象を報告している。江口ら (1997) はこの地温の変化に対応しないフラックスの変化は、H/A 層のフラックス変化と連動していたことを報告した。本研究を行った林床には、H/A 層はほとんどみられない。したがって、本研究の測定結果に H/A 層のフラックスは関与していない。

土壌表面の CO_2 放出フラックスは土壌各層からのフラックスの結果である。土壌各層の温度は位相差があり、

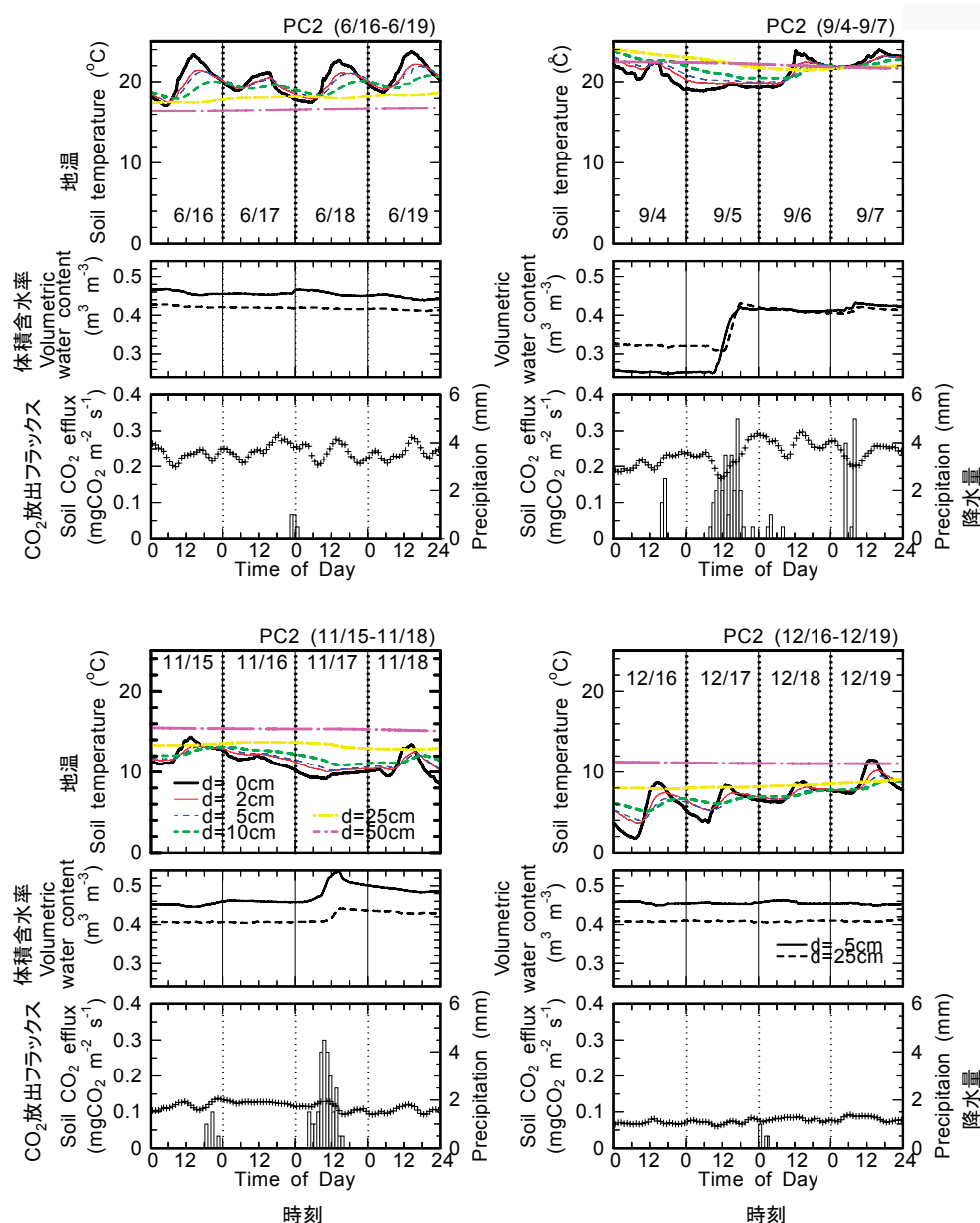


Fig. 3.1 林床面 CO₂ 放出フラックスと地温（深さ 0～50cm）、体積含水率（深さ 5, 25cm）、降水量の日変化（溝口ら, 2003）
Diurnal changes in soil CO₂ efflux, soil temperature, soil volumetric water content, and precipitation on rainy and non-rainy days in hot and cold seasons.

深度が深くなるほど温度のピークは遅れる。根茎や微生物の量や種類は、土壌の各層で異なる。そのため、土壌のある層のフラックスの温度に対する感度が大きく異なる場合や、表層の温度との位相差の大きい層でのフラックスの値が大きい場合、ある深さの地温の日変化と対応しない可能性も考えられる。したがって、日変化と環境因子の関係を調べるためには、土壌表層のフラックス測定と同時に、土壌各層の温度、フラックス測定および、各層の CO₂ 放出に影響する根茎や微生物量の分布の把握が必要である。

9月5日の降雨において、地温は僅かな変化しかみられなかったにも関わらず、CO₂ 放出フラックスは降り始めとともに約 $0.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 減少し、その後増加した。逆に、11月17日の降雨では、CO₂ 放出フラックスは降

り始めとともに約 $0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 増加し、その後減少に転じた。プロファイル法によって CO₂ 放出フラックスを求めた Hirano et al. (2003) は、本研究の9月5日の観測結果と同様に、降雨時のフラックスの減少を報告した。今回の自動開閉型チャンバを用いた連続的な林床面からの CO₂ 放出フラックスの測定により、降雨時の林床面からの CO₂ 放出フラックスの変化を得ることができた。Lee et al. (2002) は土壌水分の CO₂ 放出フラックスに対する影響を見極める指標として、降雨による CO₂ 放出フラックスの区分を行っている。しかし、本研究で得られた日変化の傾向を見ると、単純に降雨の影響がフラックスの増減のどちらかに寄与するわけではなく、降雨強度やそれまでの土壌の水分状態が関係していることが示された。

林床面 CO_2 放出フラックスの日変化の測定結果は、林床面 CO_2 放出フラックスが地温以外の影響をうけるため、地温の日変化に単純に一致するとは限らないことを示した。このことは、林床面 CO_2 放出フラックスの日変化の測定結果は、1日に数回行っただけの測定から1日を代表する平均値を求めるのは難しいことを示している。降雨のなかった Fig. 3.1 に示した 6 月 18 日と 12 月 16 日に行ったそれぞれ 72 回の測定のすべての値から求めた 1 日の平均値と 6 時間毎の 4 回の測定値から求めた平均値は、最大でそれぞれ 12% および 7% の差があった。特に日変化の大きい 6 月 18 日にはその差が大

きくなった。このことは、1日に数回の観測では、日変化の細かい変化をきちんと測定できていないため、日平均値に誤差が生じることを示している。したがって、林床面 CO_2 放出フラックスの時間変化に対する解析時のみならず、林床面からの CO_2 放出フラックスの日平均値や、それらを積算した年間放出量など、その絶対値を議論する場合、推定精度を向上させるためには、短い時間間隔で連続的に測定することが必要である。

(2) 季節変化

2000 年 1 月から 12 月における林床面 CO_2 放出フラ

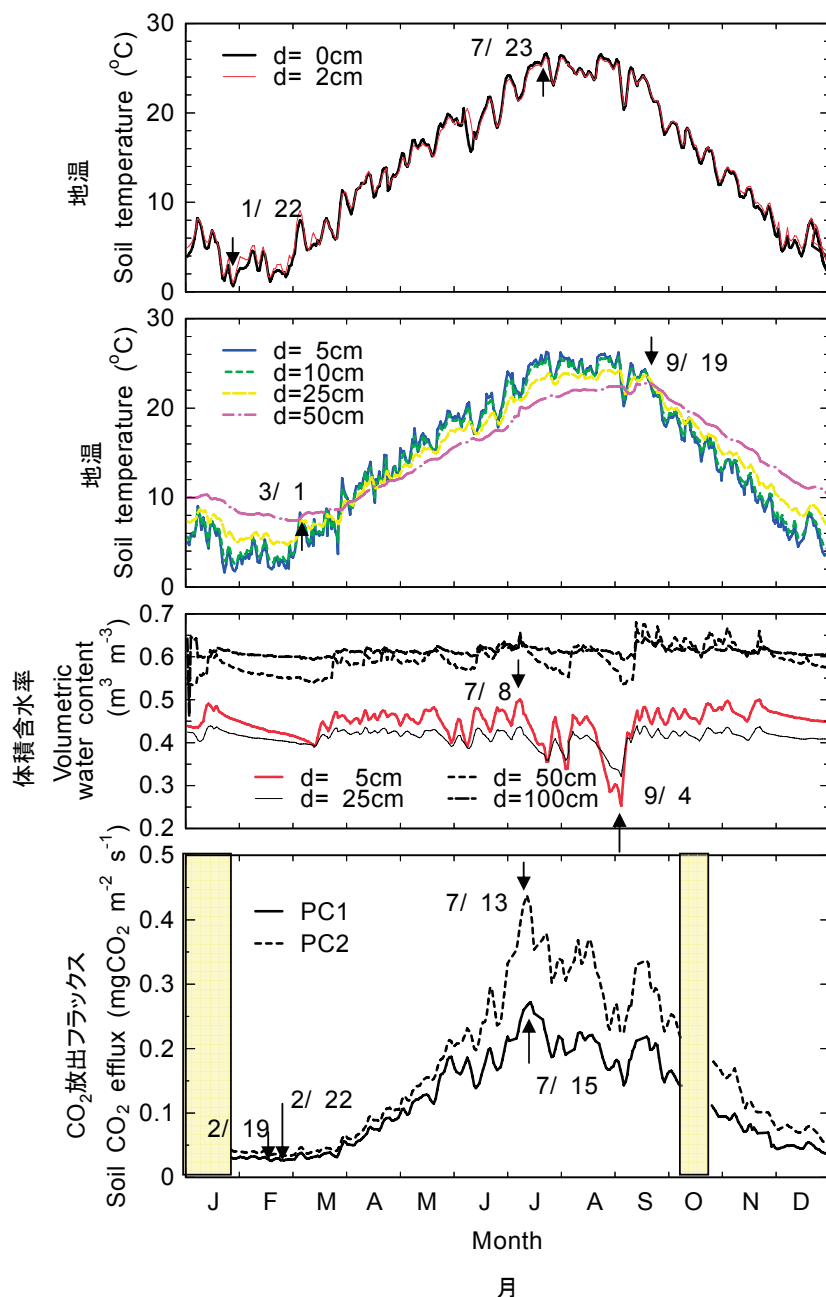


Fig. 3.2. 林床面 CO_2 放出フラックスと地温 (0 ~ 50cm), 体積含水率 (5 ~ 100cm) の季節変化 (2000 年) (溝口ら, 2003 に一部追記)

Seasonal changes in the daily mean soil CO_2 efflux, soil temperature and volumetric water content.

グラフ内の矢印および日付は 2000 年の最大値・最小値が記録された日を表す。林床面 CO_2 放出フラックスを示すグラフ内の塗りつぶし区間はフラックスの欠測期間を表す。

Arrows and dates in figures represent maximum and minimum values in 2000. Fill zones in the lowest graph represent missing observation periods.

ックスの日平均の変化を Fig. 3.2 に示す。測定機器のトラブルによる欠測期間は1月1日から25日と10月9日から24日である。地温と土壤水分の測定結果としてPC2の内側の土壌における深さ0cmと2cmの地温の日平均、PC2から1m離れた場所の地温（深さ5、10、25、50cm）の日平均および、土壌の体積含水率（深さ5、25、50、100cm）の日平均を示す。

地表面温度の日平均は、7月23日に最高の26.8℃、1月22日に最低の0.3℃を記録した。深さ50cmの地温は、9月19日に最高の22.9℃、3月1日に最低の7.4℃を記録した。地表面と深さ50cmの温度変化の位相は約2カ月ずれていた。各チャンバから約1m離れた2カ所の深さ5cmの地温の間の相関係数は0.999、他の深さにおいても同様に両者の相関係数は高く0.998以上であった。

土壌の深さ5cmの体積含水率の日平均の最大は0.53m³ m⁻³、最小は0.27 m³ m⁻³、年平均は0.45 m³ m⁻³であった。最大値と最小値はいずれも夏季に記録された。深さ25cmにおける体積含水率は、8月下旬から9月上旬を除いて、深さ5cmにおける体積含水率と同じか、または小さかった。深さ50cmと100cmの体積含水率は、深さ5cmと25cmにおける体積含水率より大きかった。深さ100cmにおける体積含水率の変化は他の深さに比べて小さかった。冬季の降雨が少ないことを反映して、深さ100cmよりも浅い土壌における体積含水率は1月下旬から2月下旬まで減少し続けた。

2台のチャンバにおける林床面CO₂放出フラックスは年間を通してPC1よりPC2の方が大きかったが、両者の変化傾向はよく似ていた。1月から2月下旬の地温が低い期間における林床面からのCO₂放出フラックスは小さく、その変動幅も小さかった。林床面CO₂放出フラックスの日平均の最小値はPC1とPC2ともに冬季に記録され、それぞれ2月19日に0.02mg m⁻² s⁻¹、2月22日に0.03mg m⁻² s⁻¹であった。3月下旬から6月にかけて、地温の上昇とともにCO₂放出フラックスは大きくなった。表層の地温は7月から8月に高く、下層の地温は8月から9月に高かったが、PC1とPC2それぞれ7月15日に0.28mg m⁻² s⁻¹、7月13日に0.46mg m⁻² s⁻¹の最大値を示した。夏季にはCO₂放出フラックスの変動は大きく、特に8月下旬から9月上旬にかけて林床面からのCO₂放出フラックスは大きく減少した。このとき、5cmおよび25cmの深さにおける土壌の体積含水率に大幅な減少があった。冬季は体積含水率の変動が小さく生物活性も低いことから、温度による依存度が大きいため、林床面CO₂放出フラックスの最小値は、表層と深さ50cmの最低値を記録した日の間に出現したと考えられる。一方、フラックスの最大値は、最も早く最高値の現れた表層の地温の出現日より早い時期に記録された。地温の変動と必ずしも一致しなかった原因は、夏季は土壤水分の変動が大きく、生物活性が水分条件に大きく左右されるためと考えられる。

これまでも、通年を通じた林床面からのCO₂放出フラックスの測定が、様々な手法を用いて行われてきた（Longdoz et al., 2000; Thomas et al., 2000; Xu & Qi, 2001a; Rey et al., 2002）。しかし、これらの測定はいずれも手動によって行われ、数時間から数日間の集中観測を定期的に行った結果である。したがって、例えば降雨時間などのように測定条件の悪い時間帯を避けるなど、測定時間、条件が制限されてきた。本研究のように、測定間隔を短く、さらに、長期にわたって環境条件に関係なく測定を連続的に行えたことにより、温度・土壤水分条件の変化にともなう林床面CO₂放出フラックスの変化をとらえることができた。林床面からのCO₂放出フラックスの季節変化、あるいは環境要因の解析のためには、連続測定を行うことが必要と考えられる。

3.2.4 まとめ

自動開閉型チャンバを用いた林床面CO₂放出フラックスの測定システムの導入により、環境条件に関係なく測定間隔の短いデータを連続的に測定することが可能となり、これまでは測定が難しかった降雨時のCO₂放出フラックスの時間変化を、落葉広葉樹林内において観測することができた。その結果、単純に降雨の影響がフラックスの増減のどちらかに寄与するわけではないことが示された。また、地温の変化と林床面CO₂放出フラックスの変化の傾向は、概ね対応していたが、日変化は地温とフラックスの変化傾向が一致しない場合もあることが示された。

3.3 地温と林床面CO₂放出フラックス

3.3.1 はじめに

土壌内のCO₂発生源となる土壌動物、土壌微生物の活動や植物の地下部の呼吸は温度に依存する生化学反応であることから、土壌内のCO₂発生量は温度に依存する。土壌内のCO₂発生量の増減は、土壌内のCO₂濃度に影響する。土壌からのCO₂放出は、おもに拡散プロセスによって起こるとされている。つまり、CO₂の濃度勾配と拡散係数の積で求まる。したがって、温度はCO₂放出フラックスに影響すると考えられる。実際の観測でも、林床面CO₂放出フラックスは温度の影響を強く受けることが知られている。3.2節で示したように、日変化の一部や土壤水分条件などのその他の環境要因が大きく変わらなければ、地温の変化とCO₂の変化傾向は一致した。本節では、林床面CO₂放出フラックス温度依存性について述べる。

3.3.2 使用データ

3.2節と同様に、川越森林気象試験地に設置した林床面CO₂放出フラックス連続測定システムから得られたCO₂放出フラックスと地温のデータを用いた。

3.3.3 結果と考察

(1) 林床面 CO₂ 放出フラックスの地温依存性

地温と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係を求める場合、どの深さの地温を用いるかの明確な基準はない。土壌表層の環境が最も林床面 CO₂ 放出フラックスに関係していると考えられていることから、深さ 2～10cm の範囲の地温が用いられることが多い。ここでは、一般的によく用いられる (Pumpanen et al., 2003; 玉井ら, 2005 など) 深さ 5cm の日平均地温と自動開閉型チャンバを用いて測定された日平均 CO₂ 放出フラックスの関係を、2000 年について Fig. 3.3 に示す。チャンバ PC1、PC2 ともに、温度が高くなるとフラックスも大きくなった。ただし、地温が 20℃ 以上の時、CO₂ 放出フラックスのばらつきが大きく、特にチャンバ PC2 ではその傾向が顕著であった。地温の高い夏季は 3.2 節で示したように、土壌水分の変化も大きく、地温以外の環境因子の影響を強く受けた可能性がある。

温度と土壌からの CO₂ 放出フラックスの関係を表す式として、線形関数、指数関数、べき乗関数、アレニウスの式、Lloyd & Taylor (1994) が提唱した修正アレニウスの式がある (Qi & Xu, 2001)。ここでは、一般的に多く用いられている (例えば Kucera & Kirkham, 1971; Pumpanen et al., 2003 など) 指数関数を用いて近似を行った。

$$F = b_0 \exp(b_1 \times T_5) \quad (3.1)$$

ここで、 F : 林床面 CO₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、

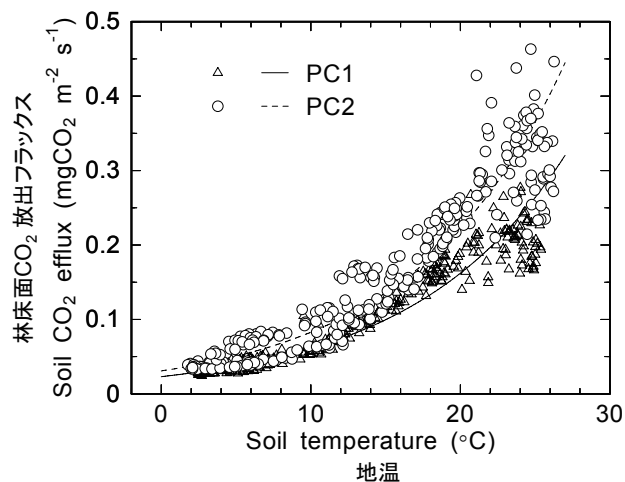


Fig. 3.3. 深さ 5cm の日平均地温と日平均林床面 CO₂ フラックスの関係 (2000 年) (溝口ら, 2003)

Relationship between the daily mean soil temperature at 5 cm depth and soil CO₂ efflux

△、○はそれぞれチャンバ PC1、PC2 での観測値を表す。実線および破線はそれぞれ PC1、PC2 の近似曲線を表す。PC1: $F=0.022\exp(0.099T_5)$ 、PC2: $F=0.030\exp(0.100T_5)$ 、 F : 林床面 CO₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 T_5 : 地温 (°C)。Triangles and circles indicate the observed values for chambers PC1 and PC2, respectively. The solid and broken lines show the regression curves for PC1 and PC2, respectively. $F=0.022 \exp(0.099T_5)$ for PC1, $F=0.030 \exp(0.100T_5)$ for PC2, F : soil CO₂ efflux ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), T_5 : soil temperature at 5cm depth (°C).

T_5 : 深さ 5cm の日平均地温 (°C) である。チャンバ PC1、PC2 それぞれの係数は、 b_0 が 0.022 と 0.030、 b_1 が 0.088 と 0.100、決定係数 (R^2) が 0.948 と 0.921 であった。

呼吸フラックスの温度依存性を表す指標として、しばしば、温度が 10℃ 上昇した場合に反応速度が何倍になるかを示す温度係数 Q_{10} が用いられる。 Q_{10} は、以下の式で求められる。

$$Q_{10} = \exp(10 * b_1) \quad (3.2)$$

各深さの地温に対する林床面 CO₂ 放出フラックスの Q_{10} を Table 3.1 に示す。土壌の深い場所の地温との関係から求めた Q_{10} ほど、値は大きくなった。これは、一般的に見られる傾向である (Xu & Qi, 2001a)。深い場所の地温ほど、年較差は小さくなる。したがって、一年間の地温とフラックスの関係を導く場合、対応する深い場所の地温の幅は、表層の地温幅より小さくなるが、対象とする表層で測定された CO₂ 放出フラックスの幅は一定である。結果として、下層の地温に対する Q_{10} は大きくなる。

それぞれの深さの地温と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係から求めた近似式の決定係数は高い値を示したが、深さ 0cm から 25cm までに比べて、50cm の地温との決定係数は PC1、PC2 ともに小さかった。土壌の深い部分は、一般的に CO₂ の発生源が少ないため、表層の放出フラックスへの寄与が小さいこと、土壌の上層と下層とでは温度変化の位相がずれており、結果として下層の放出フラックスの変化傾向が、必ずしも表層の放出フラックスの変化傾向と一致しないことが原因と考えられる。また、決定係数が最も高かった地温の深さは、PC1 が 5cm、PC2 が 25cm であった。この結果は、温度と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係を考える上で、林床面 CO₂ 放出フラックスに関係する地温の鉛直分布と、CO₂ 発生源の鉛直分布を考慮する必要性を示唆している。

(2) 地温依存性と季節変化

Fig. 3.4 に、深さ 5cm の月平均地温と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係をプロットした。2000 年の場合、

Table 3.1. 各深さの地温から求めた林床面 CO₂ フラックスの Q_{10} (溝口ら, 2003)
 Q_{10} of forest floor CO₂ efflux according to temperature at each depth

測定深さ (cm) Depth (cm)	PC1		PC2	
	Q_{10}	R^2	Q_{10}	R^2
0	2.5	0.929	2.7	0.915
2	2.5	0.937	2.7	0.920
5	2.4	0.948	2.7	0.921
10	2.8	0.945	2.8	0.931
25	3.3	0.907	3.3	0.941
50	4.1	0.809	4.3	0.880

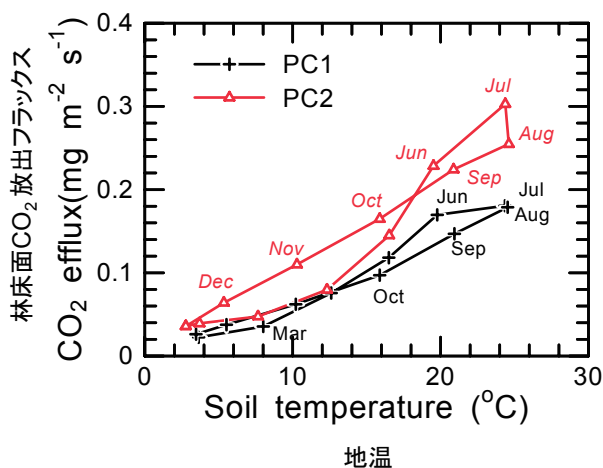


Fig. 3.4. 2000 ~ 2002 年の 3 年間の深さ 5cm の月平均地温と月平均林床面 CO₂ フラックスとの関係
Relationship between the monthly mean soil temperature at 5cm depth and soil CO₂ efflux (averages since 2000 till 2002)

図中の数字はチャンバ PC1 (標準)、チャンバ PC2 (斜字) の測定月を表す。

Digits in figure represent observation months. Italic fonts represent PC2.

月別平均を求めるには 1、10 月のデータが不足している。また、他の年も単年度の月別のデータは不十分な場合があるため、2000 年から 2002 年の 3 年間のデータを使用した。ほぼ同じ深さ 5cm の平均地温の 3 ~ 5 月と 10 ~ 12 月のチャンバ PC2 の CO₂ 放出フラックスを比較すると、フラックスは 3 ~ 5 月の方が 10 ~ 12 月より小さかった。一方、チャンバ PC1 はこの期間のフラックスの差は小さかった。このように、深さ 5cm の地温とチャンバ PC2 は顕著な季節変化がみられたが、深さ 5cm の地温とチャンバ PC1 のフラックスの関係は、季節による差はみられなかった。同じ温度環境でも季節に応じた生物反応によって、CO₂ 放出フラックスのポテンシャルや温度依存性は変化すると考えられる。ただし、測定点によって温度依存性やその季節変化も異なってくると考えられる。

2000 年から 2002 年の 3 年間の月毎の深さ 5cm の地温 (1 時間平均値) と PC1、PC2 それぞれの林床面 CO₂ 放出フラックス (1 時間平均値) の関係を指数関数で近似し、各チャンバの月毎の近似式から Q₁₀ を求めた (Fig. 3.5a)。Q₁₀ は、春に大きく 7 月に最小となり、冬に向かって増加した。チャンバ PC2 の Q₁₀ は、6、8、11 月を除いてチャンバ PC1 の Q₁₀ より小さかった。Xu and Qi (2001a) は、*Pinus ponderosa* Dougl. の 7-8 年生の人工林で、Janssens & Pilegaard (2003) は、*Fagus sylvatica* L. の 80 年生の林での Q₁₀ の季節変化を示し、また、Widén (2002) は、*Picea abies* (L.) Karst と *Pinus sylvestris* L. の混交林において観測した地温と林床面からの CO₂ 放出フラックスの関係を指数関数で近似し、Q₁₀ の値を決定する指数関数の係数 b₁ の季節変化を示した。いずれも、本研究と同様に、Q₁₀ は春に大きく、夏に最小となり、再び冬に向かって増加する傾向を示した。こ

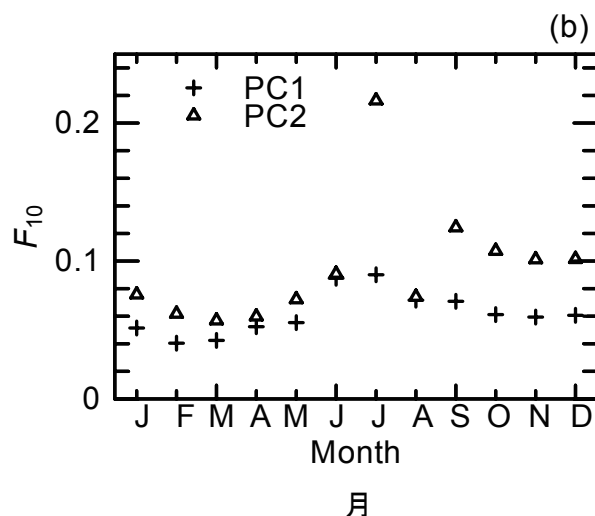
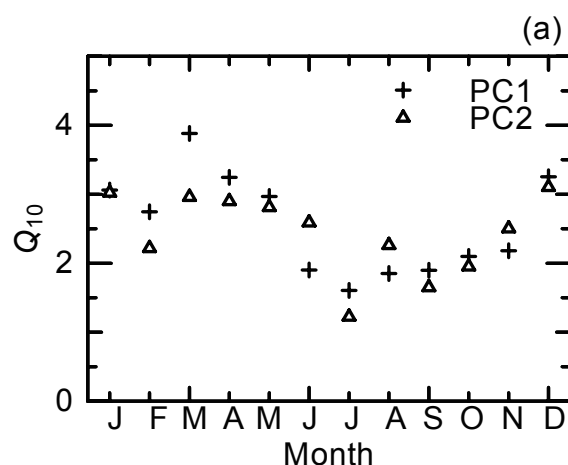


Fig. 3.5. 深さ 5cm の地温と林床面 CO₂ フラックスの関係から求めた Q₁₀ と 10°C における林床面 CO₂ フラックス (F₁₀) の季節変化

Seasonal changes of soil CO₂ efflux at 10°C (F₁₀) and Q₁₀ for the automatically continuous measurements using the chambers; PC1 and PC2.

2000 年 ~ 2002 年の 3 年間のデータを使用。
Data for 3 years since 2000 till 2002 are used.

のことは、CO₂ 放出フラックスの温度依存性が季節によって変化することを示している。

Fig. 3.6 に、深さ 5cm の月平均地温と各月の Q₁₀ の関係を示した。温度が高くなるほど Q₁₀ は小さくなる傾向が見られた。しかし、同程度の温度でも、PC1 では 10 ~ 11 月の Q₁₀ より 3 ~ 5 月の Q₁₀ が大きく、PC2 では 9 ~ 11 月の Q₁₀ より 4 ~ 6 月の Q₁₀ の方が大きかった。いずれの期間も体積含水率は 0.45 前後であった。このことは、Fig. 3.5a の Q₁₀ の季節変化が、各データセットの対象温度によって変化しているだけでなく、CO₂ 放出フラックスに関係するバイオマス、生物活性の季節変化にも関係している可能性を示唆している。さらに、夏の期間は土壌水分の変動が大きいので、土壌水分条件によって大きく変化すると考えられる。

Fig. 3.5b には Q₁₀ とともに、Q₁₀ を求めた指数関数の近似式に温度 10°C を代入したときに求められる CO₂ 放出フラックス、すなわち 10°C の時に予想される林床面

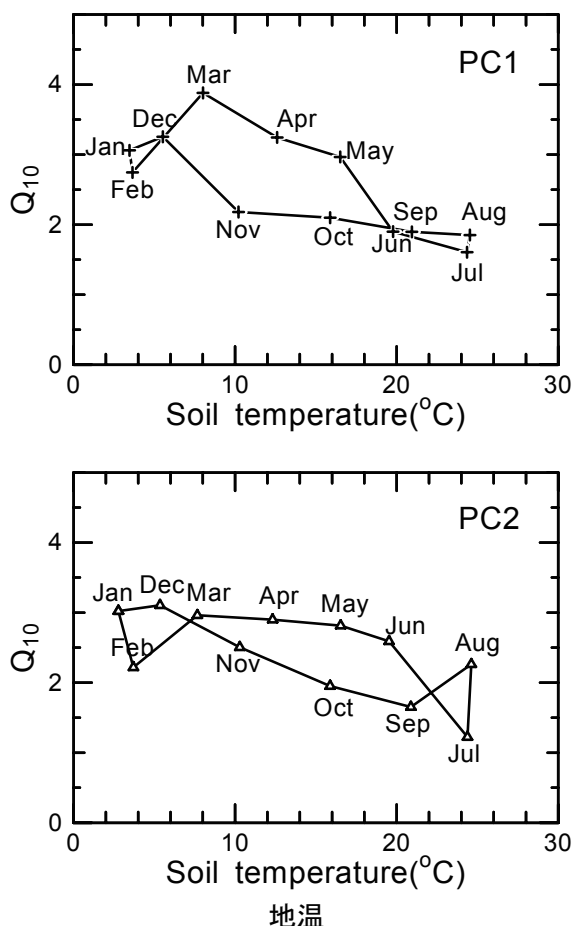


Fig. 3.6. 深さ 5cm の月平均地温と月別 Q_{10} の関係
Temperature dependence of monthly Q_{10} in soil CO_2 efflux

CO_2 放出フラックス (F_{10}) の年変化を示した。 F_{10} は放出フラックスのポテンシャルを表している。 F_{10} は、 Q_{10} の季節変化とは逆に、冬に小さく、夏に大きくなった。チャンバ 2 台は同様の变化傾向を示したが、PC2 の値は常に PC1 より大きく、7 月および 9 ~ 12 月はチャンバ 2 台の差が大きかった。Widén (2002) は、 F_{10} の変化を決定する指数関数の係数 b_0 の季節変化を示し、本研究の結果と同様夏の値が大きいことを示した。秋の放出ポテンシャルの高さは、Fig. 3.6 のチャンバ PC2 に現れた春より秋の方が、同じ地温でも放出フラックスが大きい原因の一つと考えられる。

Fig. 3.5b では、7 月の PC2 の F_{10} が、非常に大きくなっていた。Fig. 3.7 に、月平均体積含水率がほぼ同じ 2000 年と 2002 年の 7 月の地温とフラックスの関係を示した。2000 年のフラックスは、2002 年と比べてかなり大きかった。2001 年は 2002 年とほぼ同様の傾向だった。Fig. 3.5b の 7 月の F_{10} が大きい理由は、2000 年の非常に大きいフラックスの影響を受けた結果である。2002 年 7 月の体積含水率は 0.45 と他の月と同程度の値になっているが、2002 年 6 月の平均体積含水率が 0.39 と、かなり乾燥していた。9 月の F_{10} も 7 月ほど顕著ではないが、その前の月の乾燥が顕著な 2000 年および 2001

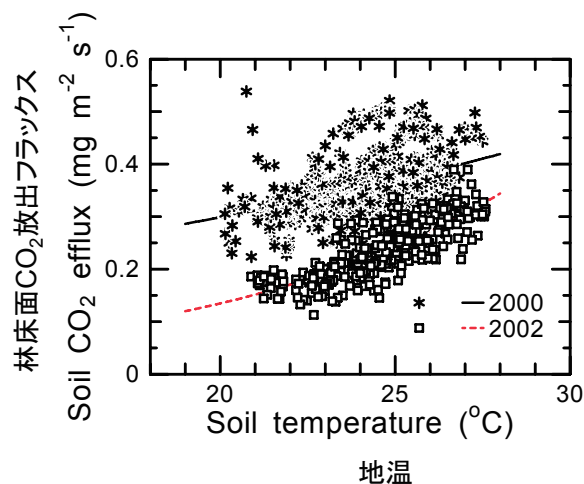


Fig. 3.7. 7 月の深さ 5cm の地温とチャンバ PC2 の CO_2 放出フラックス (1 時間平均値) の関係
Relationship between the hourly mean soil temperature at 5cm depth and CO_2 efflux of PC2 in July.

年と前の月の乾燥があまりなかった 2002 年では F_{10} に差があった。チャンバ PC2 の地点では、土壌の乾燥によって変動する生物相が多く存在し、2000 年 6 月の極端な乾燥が、 CO_2 フラックスの放出ポテンシャルに関係する生物反応に影響を与えたのではないかと推測される。

Janssens & Pilegaard (2003) は、温度依存性は、温度そのものだけでなく、季節によって、あるいは年によって生物反応は変化するため、長期間の推定には誤差がともなうとしている。Fig. 3.5、3.6 で示されたように、本研究の観測サイトにおいても、Janssens & Pilegaard (2003) が指摘したような温度依存性の季節変化がみられた。さらに CO_2 フラックスの放出ポテンシャルにも季節変化がみられた。このように、温度依存性の季節変化がみられる場合、温度依存性を温度のみの関数として取り扱う修正アレニウス式 (Lloyd & Taylor, 1994) では、その季節変化を表現することはできない。したがって、温度依存性や放出ポテンシャルの季節変化を考慮した CO_2 放出フラックスの推定には、ある期間毎、たとえば季節毎や月毎の指数関数による近似を行うことは、一つの有効な手段と考えられる。

3.3.4 まとめ

1 年を通じた日平均地温と林床面 CO_2 放出フラックスの関係は、従来から行われている指数関数の近似によって表すことができた。しかし、測定箇所によっては、顕著な季節変化が現れる場合がある。また、どの深さの地温が最もフラックスに影響を与えているか検討する必要性が示唆された。

また、月別に Q_{10} を求めた結果、 Q_{10} は温度が高いと小さくなる傾向にあるが、季節変化も無視することができないことがわかった。さらに、土壌面 CO_2 放出フラックスの放出ポテンシャルを求めた結果、ポテンシャルも季節変化をすることがわかった。

3.4 土壌水分と林床面 CO₂ 放出フラックス

3.4.1 はじめに

地温と同様に土壌の水分条件も、土壌面 CO₂ 放出フラックスに与える環境要因と考えられている。土壌水分の影響を重視する場合、地温を一変数とした近似式の代わりに、地温と土壌水分を変数とした土壌面 CO₂ 放出フラックスの近似式が、しばしば求められる (Davidson et al., 1998; 玉井ら, 2005 など)。土壌の水分条件を短時間に变化させる降雨に注目した研究も数多くあり、Rochette et al. (1991)、Sekikawa et al. (2002) や Lee et al. (2002) は降雨によってフラックスの増加を、逆に Ito & Takahashi (1997) や Ball et al. (1999) はフラックスの減少を報告している。しかし、これらは定性的な記述や経験式を導いたもので、水分条件の変化によるフラックスの減少・増加の相反する現象が観測される説明には至っていない。

土壌からの CO₂ の放出は、主に拡散プロセスによって起こるとされている (Jury et al., 1991)。つまり、土壌内の CO₂ 濃度変化と拡散係数の変化がフラックスに影響すると考えられる。Orchard & Cook (1983) や 阪田ら (1996) は土壌水分の増加は微生物による CO₂ 発生量を増加させることを示した。一方、CO₂ のソースとなる細根量は、湿潤な土壌よりも乾燥した土壌の方が多という報告がある (Noguchi et al., 2007)。しかし、温度などその他の条件によって土壌水分の影響は変化する (Keith et al., 1997; Jiang et al., 2005)。また、酸素濃度は微生物や根茎の活動に影響を及ぼすが、土壌水分が過度に増加し通気性が低下することによって、酸素濃度が低下し CO₂ 発生量が低下する可能性もある (Campbell, 1985)。このように、土壌水分の増加は、土壌内の CO₂ 濃度上昇・低下の両方に寄与し、土壌内の CO₂ 濃度の上昇は放出フラックスの増加、CO₂ 濃度の低下はフラックスの減少につながる。一方で、土壌水分の増加は土壌の気相率を減少させ、結果として拡散係数の低下を導く。拡散係数が低下すると、CO₂ 放出フラックスは減少する。このように、土壌水分条件の変化によって、CO₂ 濃度上昇によるフラックスの増加、CO₂ 濃度や拡散係数の低下によるフラックスの減少という、相反する作用をもたらしていると考えられる。このことが、水分条件の変化による影響がサイトによって相反する作用がもたらされていると考えられる。さらに、Keith et al. (1997) や Jiang et al. (2005) が指摘するように、土壌水分の CO₂ 放出フラックスに対する影響は、温度などのその他の環境条件によって変化することが、土壌水分が CO₂ 放出フラックスに与える影響をより複雑なものにしている。

従来の土壌水分と CO₂ 放出フラックスの関係に関する研究は、経験式による土壌水分の林床面 CO₂ 放出フラックスに対する影響評価や、定性的記述が多い。本節では、拡散プロセスを考慮して、土壌水分の林床面 CO₂ 放出フラックスに与える影響について述べる。

3.4.2 方法

(1) フィックの法則

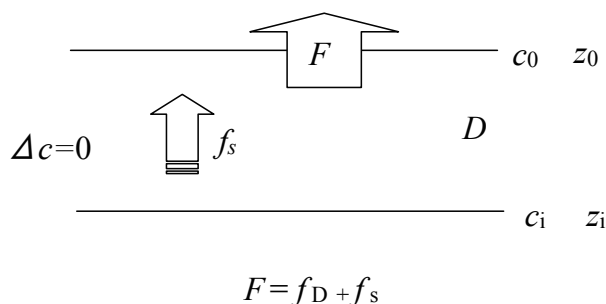
気体の拡散は以下のフィックの法則に従う (de Jong & Schappert, 1972; 中野ら, 1995)

$$f_D = -D \, dc / dz \quad (3.3)$$

ここで、 f_D は拡散によって輸送される CO₂ フラックス ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 D は土壌の CO₂ 拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)、 c は CO₂ 濃度 (mg m^{-3})、 z (m) は土壌の深さを表す。 dz が限りなくゼロに近い場合、 f_D は林床面の CO₂ フラックスに相当する。極めて薄い土壌表層の濃度勾配 (dc / dz) を実際に測定することは不可能である。表層 z_0 の濃度を c_0 、極浅い深さ z_i の濃度を c_i とし、土壌表層の厚さ $dz = z_0 - z_i$ の濃度差を $dc = c_0 - c_i$ 、 dz の厚さを持った土壌表層の CO₂ 生成速度を考慮した次式によって土壌面 CO₂ フラックスを求めることが可能である (Hirano et al., 2003)。

$$F = f_D + f_s \quad (3.4)$$

ここで、 f_s は厚さ dz の表層内の CO₂ 発生速度 ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) である。このとき、厚さ dz の表層内の CO₂ 濃度変化 (Δc) はないものとする (Fig. 3.8)。



$$f_D = -D \, dc / dz, \quad dc = c_0 - c_i, \quad dz = z_0 - z_i$$

Fig. 3.8. フィックの法則による CO₂ 移動量 (f_D) と土壌表層の CO₂ 発生量 (f_s) を考慮した林床面 CO₂ 放出フラックス概念図

Schematic diagram of forest floor CO₂ efflux with CO₂ transfer (f_D) and CO₂ production (f_s) in soil surface layer considering Fick's law.

(2) 林床面 CO₂ 放出フラックス

川越森林気象試験地において空間代表性のある値を得るために、携帯型のチャンバ SC を用いて、林床面 CO₂ 放出フラックス測定を不定期に行った。さらに、チャンバ内の土壌特性を調べるため、チャンバ SC より径の大きなチャンバ BC を用いたフラックス観測を行った。

市販されているチャンバ SC (LI6000-09、LI-COR 製) は直径 9.55cm、チャンバ内の体積は 962cm³ である。チャンバ内の空気をポンプによって CO₂ アナライザ (LI-6262、LI-COR 製) とチャンバ間で循環させ (Fig. 3.9、Photo. 3.3)、密閉中のチャンバ内の CO₂ 濃度変化から式 (2.4) を用い非線形法でフラックスを計算した。このときの流量は 1.2Lmin⁻¹、チャンバが地表面に密着

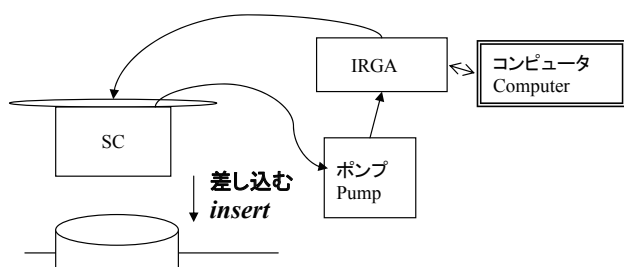


Fig. 3.9. チャンバ SC を用いた測定の模式図
Diagram of soil CO₂ efflux measurement using chamber SC

チャンバ SC の体積 $V=962\text{cm}^3$ 、底面積 $A=71.6\text{cm}^2$ 。
IRGA(LI-6262) とチャンバ間の空気を循環させて測定。
Volume of chamber SC is 962cm^3 and basal area is 71.6cm^2 .
Chamber SC adopts the system of circulation from IRGA to the chamber.

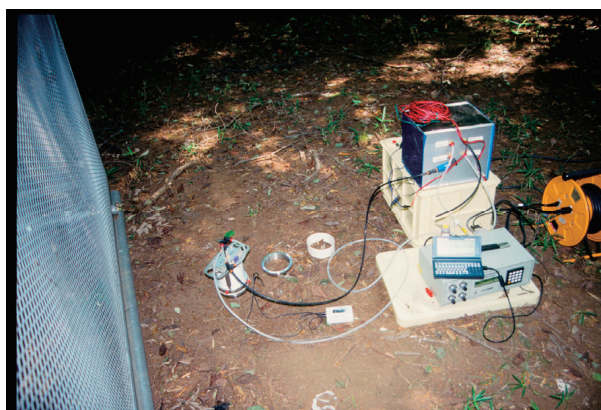


Photo 3.3. チャンバ SC を用いた測定の様子
Soil CO₂ efflux measurement using chamber SC

し、閉鎖系となった時間を測定開始時間、式 (2.4) の測定間隔 $dt=120\text{s}$ とした。チャンバとポンプ、IRGA を結ぶチューブは外径 6mm、内径 4mm のポリエチレン製を用いた。SC による測定は 1997 年 8 月から 2002 年 2 月にかけて、19 回行った。2000 年 7 月に、ステンレスあるいは塩ビ製の合計 12 個のソイルカラーを設置し、ソイルカラーにチャンバを挿入して測定する方法に変更し、それ以降の 9 回の測定は測定点を固定した。

チャンバ BC は直径 30cm、高さ 12cm の円筒の形状をしたステンレス製で、測定の 1 週間前に土壌とチャンバの隙間がないように土壌内に 2cm 挿入した。CO₂ センサ (GMT222、Vaisala 製) を塩ビ製の蓋に取り付け、蓋をあらかじめ設置したチャンバにかぶせて密閉した状態でフラックス測定を行った (Fig. 3.10、Photo. 3.4)。林床面 CO₂ 放出フラックスは、チャンバ密閉中のセンサの出力値を式 (2.3) で補正した後、チャンバ SC と同様、式 (2.4) の非線形法を用いて計算した。測定間隔はチャンバ SC と同様に $dt=120\text{s}$ とした。測定は 2001 年 5 月から 2002 年 2 月にかけて、3 か月毎に計 4 回行った。BC の測定日のうちの 3 回は、SC の測定と同じ日に行われた。BC によるフラックス測定後、チャンバを設置していた場所の土壌を採取したため、測定点は毎回移動した。

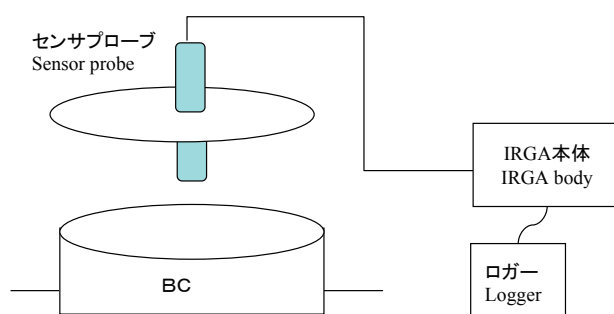


Fig. 3.10. チャンバ BC を用いた測定の模式図
Diagram of soil CO₂ efflux measurement using chamber BC

チャンバ BC の体積 $V=8478\text{cm}^3$ 、底面積 $A=706.5\text{cm}^2$ 、IRGA (GMT222) は静的 (static) 条件下で使用。
Volume of chamber BC is 8478cm^3 and basal area is 706.5cm^2 .
CO₂ concentration are measured with IRGA (GMT222) under the static condition.



Photo 3.4. チャンバ BC を用いた測定の様子
Soil CO₂ efflux measurement using chamber BC

(3) 土壌の CO₂ 拡散係数およびその他の物理特性

土壌の CO₂ 拡散係数をはじめとする土壌の物理特性を調べるため、100 cm³ の円筒を用いて試験地の土壌を不攪乱で採取した。一部の土壌サンプルの採取は、チャンバ BC による CO₂ 放出フラックス測定後のチャンバ設置場所で行った。採取した土壌サンプルは、オープンでの絶乾 (105℃、24 時間) 前後の重量測定を行い、体積含水率を求めた。また、オープンを用いた乾燥を行う前に、三相計 (DIK-1121、大起理化製) を用いた測定を行い、気相率を求めた。

遅沢・久保田 (1987) の方法に従い、多孔質体ガス拡散測定装置 (藤原製作所製) を用いて、拡散係数の測定を行った (Fig. 3.11、Photo. 3.5)。土壌中のガス濃度の分布は土壌中にガスの発生や吸収がなく、気相率が変化しない場合、式 (3.3) のフィックの法則と連続式を組み合わせ以下の移動式を解くことによって得ることができる (中野ら, 1995)。

$$a \frac{\partial G}{\partial t} = D \frac{\partial^2 G}{\partial z^2} \quad (3.5)$$

ここで、 G はガス濃度 (g m^{-3})、 a は気相率 ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)、 t は時間 (s) である。

拡散容器中のガスの濃度は、容器との接触面における土壌カラム中の濃度に等しいと考え、式 (3.5) を解くと次式になる。

$$\frac{G - G_a}{G_0 - G_a} = \frac{[2h \exp(-D\beta_1^2 t/a)]}{[L(\beta_1^2 + h^2) + h]} \quad (3.6)$$

ここで、 G_a は大気中の濃度 (g m^{-3})、 G_0 は容器内の初期濃度 (g m^{-3})、 L は土壌の長さ (m)、 L_a は容器の長さ (m)、 $h = a/L_a$ 、 β_1 は

$$\beta L \tan(\beta L) = hL \quad (3.7)$$

の一番目の正根である。

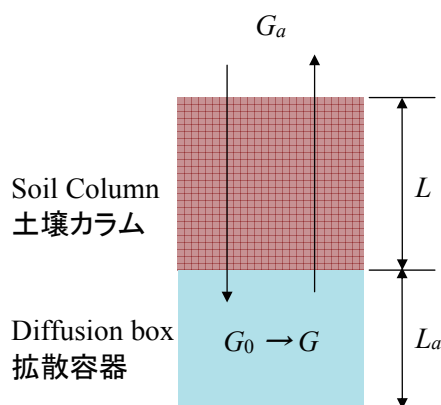


Fig. 3.11. ガス拡散係数測定概念図

Diagram of measurement of gas diffusion coefficient in soil column

G_a は大気中の濃度 (gm^{-3})、 G_0 は容器内の初期濃度 (gm^{-3})、 G は容器内の濃度 (gm^{-3})、 L は土壌の長さ (m)、 L_a は容器の長さ (m)。Diffusion coefficient is calculated by the following equation.

$$\frac{G - G_a}{G_0 - G_a} = \frac{[2h \exp(-D\beta_1^2 t/a)]}{[L(\beta_1^2 + h^2) + h]}$$

where D : diffusion coefficient ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$), a : air porosity ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), t : time (s), G_a : concentration in atmosphere (gm^{-3}), G_0 : initial concentration in diffusion box (gm^{-3}), G : concentration in diffusion box (gm^{-3}), L : length of soil (m), L_a : length of diffusion box (m), $h = a/L_a$, β_1 : first positive root in $\beta L \tan(\beta L) = hL$.



Photo 3.5. ガス拡散係数測定の様子

Measurement of gas diffusion coefficient in soil column

(4) 土壌内の CO₂ 濃度

2001 年 7 月から 2003 年 2 月にかけて、林床面 CO₂ 放出フラックス多点観測の際に、チャンバ周辺の深さ 5cm の空気をニードル法 (石塚, 1999) により 100 cm³ 採取した。採取した空気を実験室に持ち帰り、CO₂ 分析器 (ZFP9、富士電機製) を用いて CO₂ 濃度を測定した。

(5) 土壌の CO₂ 発生速度

試験地の表層厚さ 5cm の土壌を採取し、ふるい (<2mm) にかけて、植物根を取り除いた後、5、15、25、35℃の各温度で 24 時間培養後、容器を密閉し、容器内に取り付けた CO₂ センサ (GMT222、Vaisala 製) を用いて、CO₂ 濃度の変化を測定した。このときの含水比は 0.45 g g⁻¹ であった。その後、土壌サンプルを自然乾燥、あるいは吸水によって含水比を 0.37 および 0.66 g g⁻¹ に調整し、5、20、35℃の各温度でそれぞれ 24 時間培養後、密閉して容器内の CO₂ 濃度変化を測定した。

(6) 周辺環境

深さ 5cm の地温および体積含水率は 3.2 節で示したチャンバ PC2 近くに埋設した白金抵抗温度計および TDR 式土壌水分計のデータを用いた。

3.4.3 結果

(1) 地温・土壌水分と CO₂ 放出フラックスの関係

チャンバ SC および BC による多点観測日毎の林床面 CO₂ 放出フラックス平均値は、深さ 5cm の地温によって次式のように近似された (Fig. 3.12)。

$$F = 0.041 \exp(0.072 T_5) \quad R^2 = 0.635 \quad (3.8)$$

Fig. 3.12 では体積含水率別に地温と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係を示したが、体積含水率による明確な差はみられなかった。

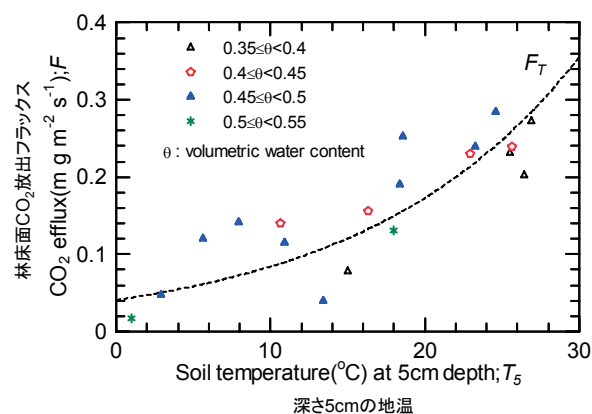


Fig. 3.12. 体積含水率別の地温とチャンバ SC および BC を用いて測定された林床面 CO₂ 放出フラックスの関係 (Mizoguchi et al., 2005 を一部改変)

Relationship between the soil temperature and the forest floor CO₂ efflux (F) measured with chamber SCs and BCs according soil water contents in Kawagoe Forest Research Site.

破線は近似曲線: $F = 0.041 \exp(0.072 T_5)$

The broken line shows the regression curve: $F = 0.041 \exp(0.072 T_5)$

3.2、3.3 節の自動開閉型チャンバの連続データで示されたように、地温とフラックスの関係のばらつきの原因の一つは土壌水分と考えられる。そこで、チャンバ SC および BC による測定日の地温を式 (3.8) に代入し推定されたフラックス (F_T) に対する、チャンバによって測定された林床面 CO_2 放出フラックス (F_{obs}) の比 (F_{obs}/F_T) を測定日毎に計算し、体積含水率と F_{obs}/F_T の関係を Fig. 3.13 に示す。 F_{obs}/F_T の値が 1 より大きい場合、式 (3.8) による推定値 (F_T) が観測値 (F_{obs}) より小さいことを示す。 F_{obs}/F_T の値のばらつきは大きい、3.2 節で示された年平均体積含水率 $0.45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ 付近を頂点として、その前後の体積含水率では F_{obs}/F_T は小さくなる傾向が見られた。

(2) 土壌の CO_2 拡散係数および物理特性

土壌サンプルコアの気相率は $0.15 \sim 0.61 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ の範囲で、平均は $0.41 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ であった。間隙率は $0.72 \sim 0.87 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ の範囲で、平均は $0.81 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ であった。乾燥密度の平均は 0.46 Mg m^{-3} であった。

土壌における気体のガス拡散係数は (D : $\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$)、大気中における気体の拡散係数 (D_0 : $\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) と気相率 (a) の関数 ($g(a)$) との積になる (Campbell, 1985)。

$$D = D_0 g(a) \quad (3.9)$$

Currie (1965) は気相率の関数として、次の式が測定値とよく適合することを示した。

$$g(a) = b a^m \quad (3.10)$$

ここで、 b および m は土壌のタイプに依存する定数である。

大気中の気体拡散係数は、大気温度・圧力および拡散分子の種類に影響される (Campbell, 1985)。圧力・温度依存性を表す関係式として以下の式が用いられる。

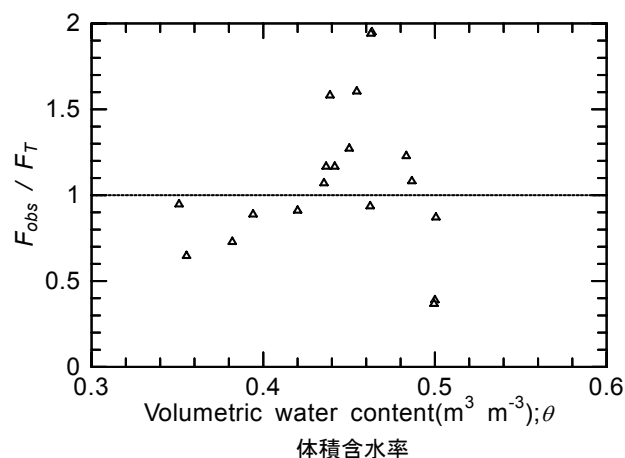


Fig. 3.13. 地温を式 (3.8) に代入して推定された林床面 CO_2 放出フラックス (F_T) に対する測定されたフラックス (F_{obs}) の比 (F_{obs}/F_T) の関係 (Mizoguchi et al., 2005)
Relationship between volumetric water content at 5cm depth (θ) and ratio (F_{obs}/F_T) of the observed CO_2 efflux (F_{obs}) to the CO_2 efflux estimated by soil temperature (F_T)

$$D_0(\theta, P) = D_0(\text{NTP}) (\theta/\theta^0)^n (P^0/P) \quad (3.11)$$

ここで、 $D_0(\text{NTP})$ は標準状態 ($\text{NTP}=101.3 \text{ kPa}$, 273.16 K) の大気中における拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) で、Pritchard and Currie (1982) は CO_2 の値として $1.39 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ を示した。 θ は絶対温度 (K)、 P は気圧 (kPa)、添え字 0 は標準状態での温度や気圧を表す。指数 n は CO_2 では 1.75 の値をとる (Campbell, 1985)。土壌サンプルを用いて測定した気相率と拡散係数の関係 (Fig. 3.14) から、試験地の土壌に対する式 (3.10) の定数は $b=0.970$ 、 $m=2.326$ ($R^2=0.725$) が得られた。

大気中における気体の拡散係数 (D_0) と気相率 ($g(a)$) の関数との積で求まる土壌における気体のガス拡散係数 (D) は、気圧、温度、気相率に依存する。気圧、温度が一定の場合、気相率が $0.3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ から $0.6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ へと変化するとき、 D は約 5 倍となる。気圧、気相率が一定で温度が 0 から 30°C に変化するとき、 D は約 20% 増加する (Fig. 3.15)。

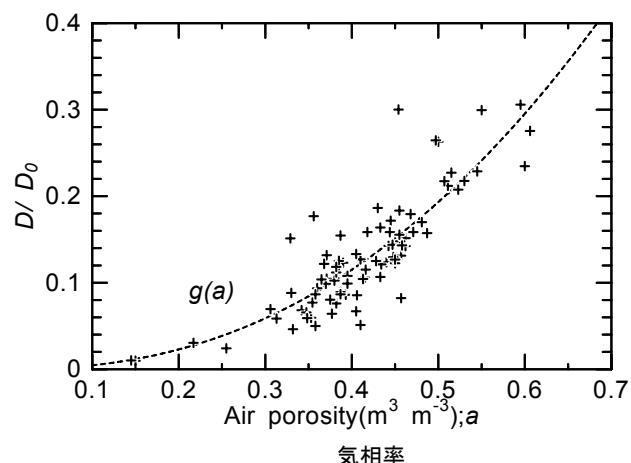


Fig. 3.14. 気相率 (a) と空気の拡散係数 (D_0) に対する土壌サンプルで測定された拡散係数 (D) の比 (D/D_0) の関係 (Mizoguchi et al., 2005)

Relationship between air porosity (ϕ_g) and ratio of diffusion coefficient (D) of the sampling soil cores to diffusion coefficient in air (D_0)

$$g(a) = 0.970 a^{2.326} \quad (R^2=0.725)$$

The fitted function is ; $\varepsilon(\phi_g) = D/D_0 = 0.970 \phi_g^{2.326}$, $R^2=0.725$.

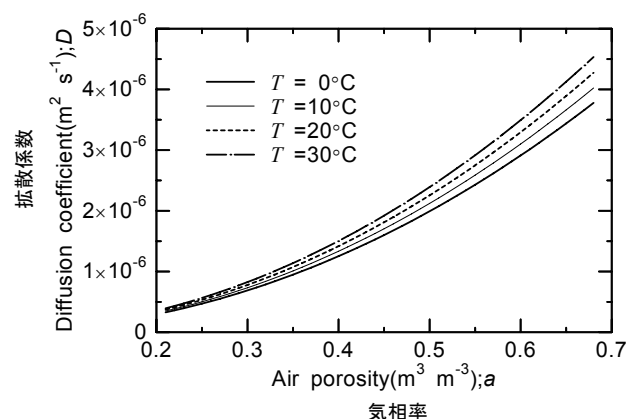


Fig. 3.15. 気相率 (a) および温度 (T) に対する拡散係数 (D) の依存性 (Mizoguchi et al., 2005)
Dependency of diffusion coefficient (D) on air porosity (ϕ_g) and temperature (T)

Table 3.2. ニードル法によって測定された深さ 5cm 土壌の CO₂ 濃度
CO₂ concentration at 5cm depth measured with the needle method

測定日 Date	深さ 5cm の地温 Soil temperature at 5cm depth	サンプル数 Sampling number	CO ₂ 濃度 CO ₂ concentration (ppm)		
			平均値 Average	最大値 Maximum	最小値 Minimum
2000/07/11	22.5	18	5548	9053	4134
2000/07/18	24.0	18	2385	4140	1326
2001/01/17	1.3	16	819	1086	561
2001/03/26	11.6	16	783	1512	463
2001/05/28	19.0	32	1591	3374	1020
2001/08/23	25.0	32	3288	5438	1058
2001/11/20	9.0	32	2008	4048	767
2002/02/19	5.0	32	722	874	440

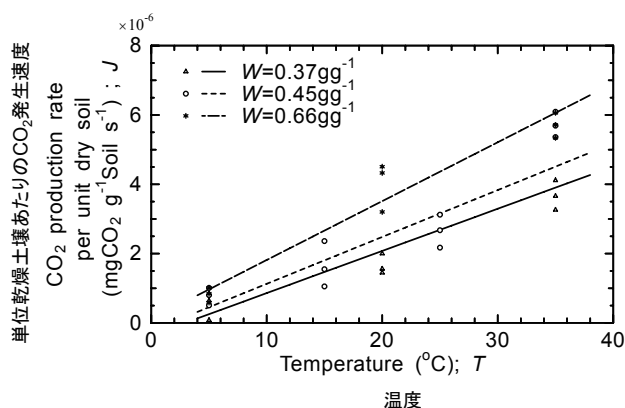


Fig. 3.16. 温度 (T) および含水比 (W) と単位乾燥土壌あたりの CO₂ 発生量の関係 (Mizoguchi et al., 2005)
Dependency of CO₂ production rate per unit dry soil (α) on temperature (T) and mass basis water content (W)

(3) 土壌内の CO₂ 濃度

Table 3.2 に、ニードル法によって採取した深さ 5cm の土壌内 CO₂ 濃度の測定結果を示す。最高濃度は 2000 年 7 月 11 日に 9053ppm、最低濃度は 2002 年 2 月 19 日に 440ppm を記録した。地温が高いほど CO₂ 濃度が高い傾向は見られたが、同じ測定日の最高濃度は最低濃度の 2～5 倍とばらつきが大きかった。また、2000 年 7 月の 2 度の観測の CO₂ 濃度の平均値の差は 3000ppm 以上であった。

(4) 土壌の CO₂ 生成速度

室内培養実験によって求めた土壌の単位乾燥土壌あたりの CO₂ 生成速度の結果を Fig. 3.16 に示す。温度、土壌水分の増加とともに CO₂ 生成速度は増加した。実験結果をもとに、単位重量あたりの CO₂ 生成速度 (J : mg g⁻¹s⁻¹) を次式で近似した。

$$J = (j_0 + j_1 T) \times 10^{-6} \quad R^2 = 0.883 \quad (3.12)$$

$$j_0 = -0.972 + 1.660W, \quad j_1 = 0.059 + 0.169W$$

ここで、 T は温度 (°C)、 W は含水比 (g g⁻¹) を表す。

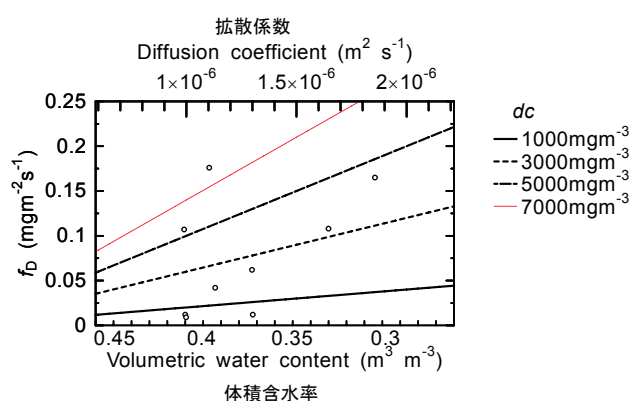


Fig. 3.17. 体積含水率および拡散係数と f_D の関係 (Mizoguchi et al., 2005 を一部改変)
Relationship between volumetric water content or diffusion coefficient and CO₂ transfer rate by diffusion (f_D)
図中の白丸はチャンバ BC 測定点付近で測定した土壌内 CO₂ 濃度と拡散係数から求めた f_D 。各線はそれぞれ濃度差 dc が 1000 ~ 7000 mgm⁻³ の場合の f_D 。
The circles show the averaged data for each observation date using chamber BC. The lines show f_D when dc is constant.

3.4.4 考察

(1) 体積含水率の分布と林床面 CO₂ 放出フラックス

表層の CO₂ 濃度を 400ppm とし、チャンバ BC 付近で採取した土壌サンプルで測定した拡散係数と深さ 5cm の土壌内 CO₂ 濃度それぞれの測定日毎の平均値から、式 (3.3) を用いて拡散によって輸送される CO₂ フラックス (f_D) を求めた (Fig. 3.17 白丸)。体積含水率と f_D は、一見無相関に見えるが、拡散による CO₂ の移動量 f_D は、CO₂ 濃度差 (dc) が同程度のものは拡散係数が大きくなるほど値は大きくなっている。拡散係数は式 (3.9) で示した気相率の正の関数である。また、間隙率が一定の場合、気相率の増加は体積含水率の減少を意味する。すなわち、体積含水率の減少は気相率の増加、拡散係数の増加につながり、拡散プロセスによる CO₂ の移動量を増加させる。したがって、CO₂ 濃度差が一定の場合、体積含水率が小さいほど林床面 CO₂ 放出フラックスは大きくなる。

チャンバ BC によるフラックス測定点での体積含水率と土壌内 CO₂ 濃度 (Fig. 3.18a)、拡散による CO₂ 移動

量 (f_D) (Fig. 3.18b) およびチャンバ BC で測定された林床面 CO_2 放出フラックス (F) (Fig. 3.18c) の関係を、2001 年 8 月 23 日、11 月 20 日、2002 年 2 月 19 日の 3 回の測定日について示す。土壌内の CO_2 濃度は CO_2 の生成速度と拡散係数によって左右される。Fig. 3.16 に示したように、土壌水分が大きいほど CO_2 生成速度は大きい。さらに、土壌の体積含水率と拡散係数は逆相関の関係にあるため、土壌水分が多い場所は拡散係数が小さく CO_2 濃度が高いと予想された。しかし、測定点ごとに CO_2 の生成ポテンシャルが異なるため、土壌水分と

CO_2 濃度の関係は明確ではなかった。 CO_2 濃度差と拡散係数の積である f_D は、体積含水率の多い地点で少ない傾向にあった。体積含水率と林床面 CO_2 放出フラックスの関係も、体積含水率と f_D の関係と同様に、体積含水率の大きいと林床面 CO_2 放出フラックスは小さかったが、2001 年 8 月 23 日、と 2002 年 2 月 19 日の測定値は、体積含水率と f_D の関係よりばらついた。逆に 2001 年 11 月 20 日の測定値は、体積含水率と f_D の関係よりばらつきが小さくなった。これは、式 (3.4) の CO_2 発生速度 f_S のばらつきのためと考えられる。

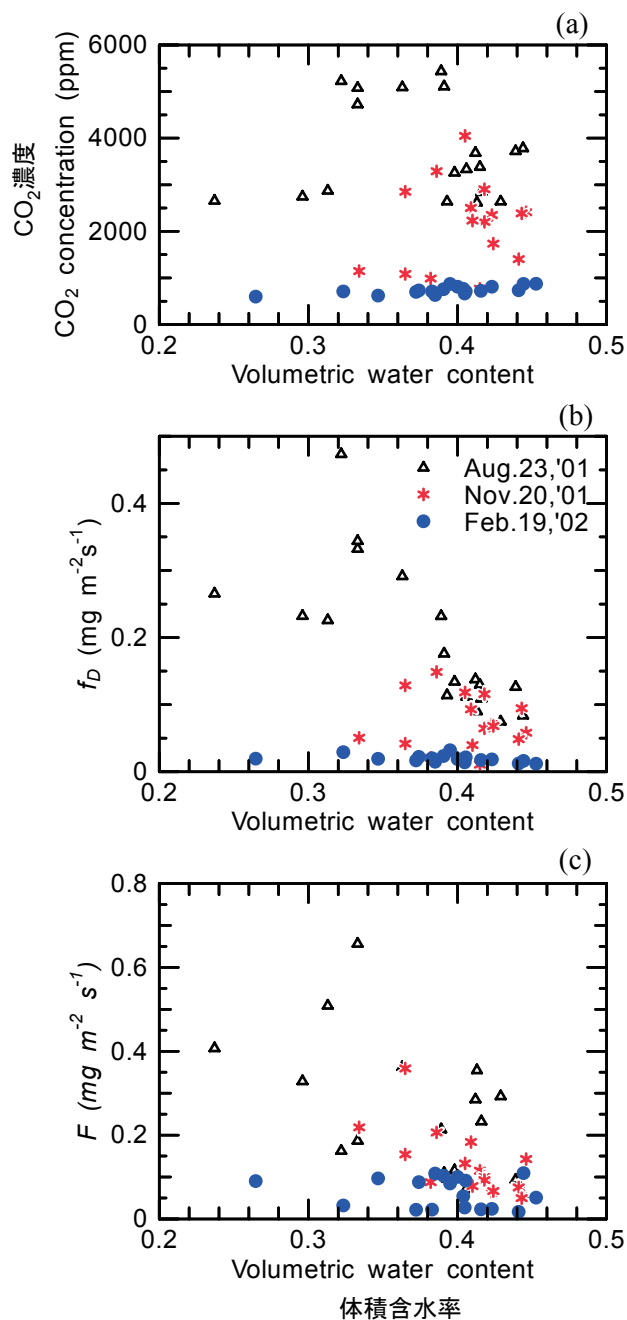


Fig. 3.18. 体積含水率と (a) 深さ 5cm の土壌内 CO_2 濃度, (b) 拡散による移動量 f_D および (c) 林床面 CO_2 放出フラックス F の関係
Relationship between soil water contents and (a) CO_2 concentration at 5cm depth in soil, (b) CO_2 transfer rate by diffusion (f_D), and (c) forest floor CO_2 efflux (F)

(2) 土壌水分の変化が林床面 CO_2 放出フラックスに与える影響

温度、 CO_2 濃度差が一定の場合、体積含水率の変化によって f_D と f_S の和である (式 (3.4)) 林床面の CO_2 フラックス (F) がどのように変化するかを推定した (Fig. 3.19)。このとき、土層厚さ $dz = 5\text{cm}$ 、 dz 層内の CO_2 濃度変化はないものとした。土壌水分の変化による f_S の

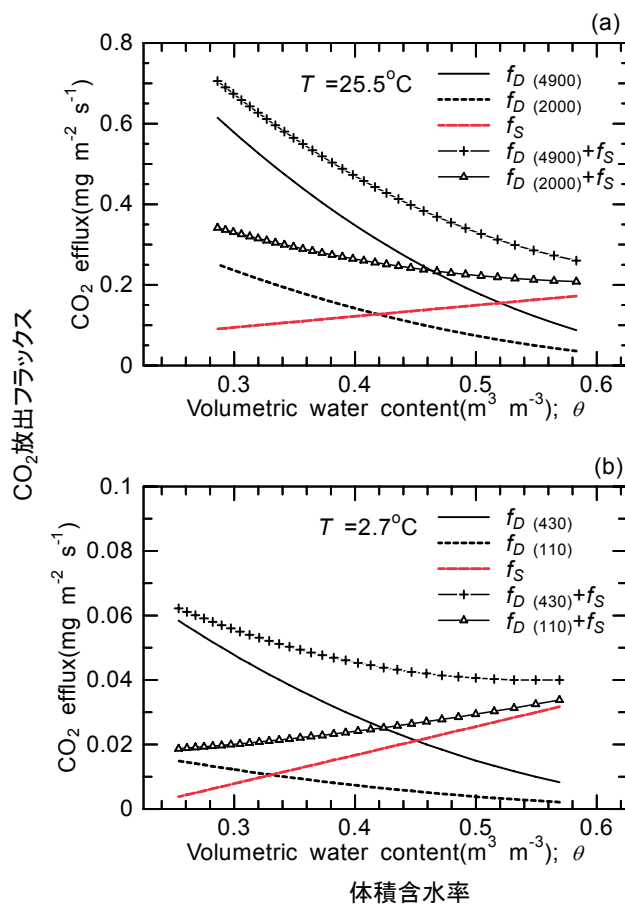


Fig. 3.19. 体積含水率の変化によって予想される拡散による CO_2 輸送 (f_D) および発生速度 (f_S) の変化 (Mizoguchi et al., 2005 を一部改変)
Dependency of CO_2 transfer rate (f_D), CO_2 production rate (f_S) and forest floor CO_2 efflux (F) on volumetric water content
 f_D の () 内の数字は与えられた CO_2 濃度差 dC (ppm).
Digits in the sides of f_D represent the difference of CO_2 concentration in calculating f_D .
(a) $T = 25.5^\circ\text{C}$. (b) $T = 2.7^\circ\text{C}$.

変化は、式 (3.12) および試験地土壌の平均乾燥密度を用いて求めた。CO₂ 濃度差が一定で体積含水率が增加する場合、拡散係数が小さくなることから、拡散による移動量 f_D は減少する。一方、土壌水分の増加により f_S は増加する。体積含水率の増加による f_D の減少量と f_S の増加量の合計が、林床面 CO₂ 放出フラックス F の増減となる。Table 3.2 に示したように、温度が高い場合、土壌内の CO₂ 濃度は高い傾向にあることから、Fig. 3.19a は、温度 25.5℃、CO₂ 濃度差 $dC=4900\text{ppm}$ および $dC=2000\text{ppm}$ の場合を想定した。これらの場合は、想定した濃度差の範囲では f_D の減少率が f_S の増加率を上回ったため F は減少した。Fig. 3.19b は、温度 2.7℃、濃度差 $dC=430\text{ppm}$ および $dC=110\text{ppm}$ の場合を想定して、フラックスを求めた。Fig. 3.19b の濃度差が小さい $dC=110\text{ppm}$ の場合、体積含水率の増加による f_D の減少量よりも f_S の増加量が大きかったため、 F は増加した。このように、土壌水分の増加による f_S の増加量が、拡散係数の減少による f_D の減少量を上回る場合は、土壌水分の増加によって F は増加するが、濃度差 dC が小さい場合に限られる。ただし、通常土壌水分の変化によって CO₂ 濃度差が変化することが考えられるため、土壌水分の増加が濃度差の増加をもたらす f_D が増加するケースも予想される。このことは体積含水率の変化がフラックスの増加をもたらすか減少をもたらすかは、土壌内の CO₂ 濃度変化が重要な要素となることを示唆している。

観測データに基づいた土壌水分と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係に関しては、Davidson et al. (1998)、Keith et al. (1997) や Ball et al. (1999) など、数多くの研究が行われているが、CO₂ 拡散プロセスと CO₂ 発生プロセスをそれぞれを整理して解析した報告はなく、土壌水分条件の変化と土壌面 CO₂ 放出フラックスの変化の原因は明確に示されてこなかった。熊谷 (1998) や Fang & Moncrieff (1999) などの数値モデルでは、拡散係数、土壌内 CO₂ 濃度、CO₂ 発生速度をそれぞれ考慮した計算を行っている。野外観測で土壌水分と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係を解析するためには、拡散プロセスを考慮して、拡散係数、土壌内 CO₂ 濃度変化を CO₂ 放出フラックスと同時に測定する必要がある。

3.4.5 まとめ

土壌水分が林床面 CO₂ フラックスに与える影響は、これまでの研究報告では観測される地点によって増加、減少の相反する結果が得られていた。しかし、その理由には十分説明されてこなかった。一方、数値計算では拡散係数の変化と土壌内の CO₂ 発生速度に対する土壌水分の影響を分離して、土壌水分の影響を説明してきた。

本研究では、林床面 CO₂ 放出フラックスを CO₂ 移動の拡散プロセス、CO₂ 発生プロセスに分離して、それぞれの影響評価を行った。土壌水分の増加は、拡散プロセ

スの場合 CO₂ フラックスの増加と減少の両方の可能性があり、CO₂ 発生プロセスでは増加の原因となり、この両プロセスの和である林床面 CO₂ フラックスは、増加・減少両方の可能性があることが示された。土壌内の CO₂ 濃度変化は、土壌水分が林床面 CO₂ フラックスに与える影響を考える際の重要な要素であることがわかった。CO₂ 発生が単純に土壌水分の条件や温度条件の影響を受けるだけでなく、相互に影響しあうことから、CO₂ 濃度の推定は容易ではない。今後、土壌水分の影響評価のためには、林床面 CO₂ フラックスや土壌水分とともに、土壌内の CO₂ 濃度測定も必要である。

3.5 空間分布特性

3.5.1 はじめに

近年の森林生態系における炭素動態の研究では、微気象学的手法によって測定された森林生態系の炭素収支と、それらを構成する葉、幹、林床の呼吸フラックスおよび光合成との比較がしばしば行われる (Baldocchi et al., 1996; Law et al., 2001b)。これらの比較では、微気象学的手法による測定が空間代表性を持っている一方、呼吸フラックス等の測定からは、それぞれの測定点での値しか得られず、呼吸フラックス等の空間代表性が問題となっている。林床面 CO₂ 放出フラックスも同様の問題を抱えており、チャンバ法による林床面 CO₂ 放出フラックス測定を行う場合、空間代表性を持った値を得るためには、多点観測が必要である。本研究では、試験地において行った多点観測結果の空間代表性についての解析結果を述べる。

3.5.2 方法

3.4 節で示したチャンバ BC および SC のデータを用いて解析した。ただし、チャンバ SC のデータは 1 回の測定点数が 10 か所以上ある 1999 年 5 月から 2002 年 2 月までの 10 回の測定データを用いた。

フラックスの空間代表性を検討するために統計解析を行った。変動係数 CV は、

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} \times 100 \quad (3.13)$$

$$s^2 = \frac{1}{N} \sum (x_i - \bar{x})^2 \quad (3.14)$$

ここで、 s は標準偏差、 \bar{x} は測定値の平均、 x_i は個々の測定値、 N は測定個数を表す。

信頼区間 95%、誤差 10% あるいは 20% 内に収まる平均値を求めるために必要な測定点数 (N') は、以下の式で求められる (Petersen and Calvin, 1986)。

$$N' = \frac{t_p^2 s^2}{Se^2} \quad (3.15)$$

ここで、 t_p は信頼区間 p (95%) における対象とする標本の自由度での学生 t 、 Se は明示された誤差の範囲 (実際の値の 10% あるいは 20%) である。

3.5.3 結果と考察

(1) フラックス統計量

チャンバ BC および SC の多点観測の結果を Table 3.3 に示す。林床面 CO_2 放出フラックス平均値は $0.017 \sim 0.268 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ の範囲で、夏季に大きく、冬季は小さかった。標準偏差は $0.007 \sim 0.172$ で、平均値に対する標準偏差の割合である変動係数は、 $29 \sim 74\%$ だった。林床面 CO_2 放出フラックスの変動係数は、アスペン成熟林の $15 \sim 45\%$ (Russel & Voroney, 1998)、カラマツ林の $26 \sim 29\%$ (Yim et al., 2003)、9 年生のポプラ林の $36 \sim 37\%$ (Stoyan et al., 2000)、47 ~ 146 年生のヨーロッパトウヒ林の $10 \sim 60\%$ (Buchmann, 2000) などが報告されている。本研究の対象森林では、変動係数が 50% 以上の測定日が測定日 11 回のうち 8 回あり、既往の森林における測定結果と比較して大きかった。このため、空間代表性のある林床面 CO_2 放出フラックスの値を得るために必要な測定点数も大きくなった。信頼区間 95% 、誤差の範囲が 10% 以内の値を得るためには $42 \sim 252$ の測定点数が必要であった。Liang et al. (2004) が LI-6400 (LICOR 製) を用いて行った測定では、同条件の必要測定点数は 355 だった。Liang et al. (2004) は、同じ場所で行った他の底面積の大きいチャンバを用いた測定では必要測定点数が小さかったことから、必要測定点数が多い原因として、LI-6400 を用いた測定で使用したチャンバの底面積が小さかったことをあげている。本研究のチャンバ SC も、Liang et al. (2004) が LI-6400

を用いて行った測定時のチャンバと同タイプのものである。本研究の対象サイトでのフラックスの空間のばらつきの大きい原因の一つとして考えられる。しかし、本研究では底面積が SC の約 10 倍のチャンバ BC の測定結果のみから得られた変動係数が $45 \sim 74\%$ だったことから、変動係数や N の大きい理由として、対象森林が空間変動の大きいサイトである可能性を示唆している。

(2) Q_{10} 統計量

チャンバ SC によるフラックスの測定は 2000 年 7 月から固定された測定点において行われた。これらの測定点毎に地温と林床面 CO_2 放出フラックスの関係を求めた。得られた近似式を元に、3.3 節と同様にそれぞれの Q_{10} と F_{10} を求め、それらの頻度分布を Fig. 3.20 に示す。また、Table 3.4 に Q_{10} および F_{10} の各種統計量を示す。チャンバ SC の Q_{10} および F_{10} の平均はそれぞれ 2.909 、 0.044 であった。3.1、3.2 節で示した 2000 年の連続測定データから求めたチャンバ PC1、PC2 の Q_{10} はそれぞれ 2.411 と 2.718 、 F_{10} はそれぞれ 0.053 と 0.082 であった。チャンバ PC の Q_{10} の値は多点観測で得られた値の平均値より小さく、 F_{10} の値は多点観測の値より大きかった。すなわち、チャンバ PC の測定点の林床面 CO_2 放出フラックスの温度依存性を表す指標 Q_{10} は、対象森林の平均的な値より若干小さく、林床面 CO_2 放出フラックスのポテンシャルを表す指標 F_{10} は平均的な値より大きい地点であったと考えられる。

Table 3.3. チャンバ BC および SC によるフラックスの多点観測の結果

The mean soil temperature (T : $^{\circ}\text{C}$) and soil CO_2 efflux measurements (F : $\text{mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) obtained on each sampling date using the SC and BC chambers and the spatial variation.

測定日 Date	地温 Soil temperature T ($^{\circ}\text{C}$)	平均値 Average F ($\text{mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$)	標準偏差 Standard variation s	林床面 CO_2 放出フラックス Forest floor CO_2 efflux		必要サンプリング数 Number of sampling points needed to estimate the soil CO_2 efflux ($p=0.05$) n	
				変動係数 Coefficient of variation CV (%)	サンプリング点 数 Number of sampling points N	10% 以内 Within 10%	20% 以内 Within 20%
1999/05/31	17.98	0.236	0.150	63.8	13	193	48
1999/07/06	20.46	0.268	0.141	52.7	13	132	33
2000/07/11	23.27	0.239	0.137	57.5	12	160	40
2000/07/17	25.63	0.239	0.072	30.0	12	44	11
2000/10/10	18.00	0.129	0.092	71.3	12	252	63
2001/01/17	1.00	0.017	0.007	40.9	12	81	20
2001/05/26	13.39	0.040	0.012	29.4	12	42	10
2001/05/28	18.38	0.191 (0.163)	0.098	51.5	32	111	28
2001/08/23	25.53	0.231 (0.222)	0.172	74.3	32	230	57
2001/11/20	7.94	0.141 (0.099)	0.078	55.2	20	145	36
2002/02/19	2.88	0.047 (0.047)	0.034	71.5	32	213	53

○ の平均林床面 CO_2 放出フラックスの値はチャンバ BC のみの値。SC: チャンバ SC により測定、BC: チャンバ BC により測定。

Mean soil CO_2 efflux measurements in parenthesis show those obtained using the BC chamber. SC: with the SC chamber, BC: with the BC chamber.

Table 3.4. チャンバ SC を使って測定された固定点での Q_{10} と 10°C における林床面 CO₂ 放出フラックス (F_{10}) の各種統計量
The mean soil CO₂ efflux at 10°C (F_{10}) and Q_{10} obtained using the SC chambers at all fixed sampling locations and the spatial variation.

	平均値 Mean	標準偏差 Standard variation s	変動係数 Coefficient of variation CV (%)	サンプリング点数 Number of sampling points N	必要サンプリング数 Number of sampling points needed to estimate the soil CO ₂ efflux ($p=0.05$) n	
					10% 以内 Within 10%	20% 以内 Within 20%
Q_{10}	2.909	0.386	13.3	12	8	2
F_{10}	0.044	0.0101	23.1	12	24	6

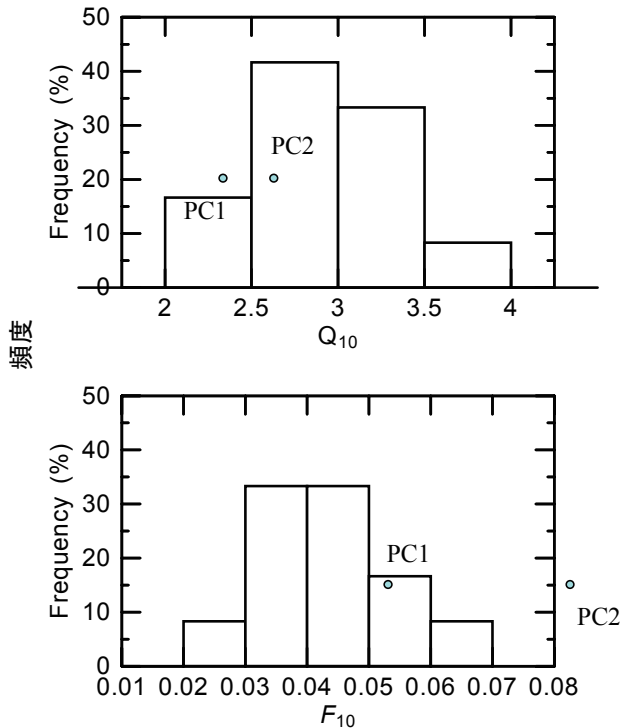


Fig. 3.20. チャンバ SC を使って測定された固定点での Q_{10} と 10°C における林床面 CO₂ 放出フラックス (F_{10}) の頻度分布
Distribution of the soil CO₂ efflux at 10°C (F_{10}) and Q_{10} using the SC chambers at all fixed sampling locations.
図中の点は自動開閉型チャンバ PC1、PC2 の値を示す。
Circles represent the data of PC1 and PC2.

Q_{10} および F_{10} の変動係数は 13.3% と 23.1% であった。8 年生のボンデローザマツ林でそれぞれの変動係数は 21 ~ 27% および 10.7% の値が報告されている (Xu & Qi, 2001a; 2001b)。測定を行った点数が 12 点、20% の許容誤差の場合は必要測定点数は 2 および 6 だったことから、チャンバ F_{10} および Q_{10} の平均は、誤差 20% 未満の空間代表性を持った値と考えられる。

3.5.4 まとめ

対象とした森林の林床面 CO₂ 放出フラックスの空間変動は、一般的なサイトよりも大きい傾向にあった。しかし、フラックスの Q_{10} や F_{10} の空間変動は、フラックスそのものの空間変動と比較して小さかった。

林床面 CO₂ 放出フラックスの空間代表性の値を求め

る場合、多くのチャンバを用いた測定を行う必要がある。数多くの測定点を測定すれば、測定精度は上がるが、予備調査から求められる精度に対する必要な測定点数を求めた後に、本格的な測定における測定点数を決定することが効率的である。

3.6 林床の年間炭素放出量

3.6.1 はじめに

本節では、これまでの川越森林気象試験地における測定データと解析結果を用いて、対象とする森林の林床面 CO₂ 放出フラックスの特徴について検討する。3 年間にわたる林床面 CO₂ 放出フラックスの長期連続観測から、対象森林における年間の炭素放出量の算出を行った。さらに、林床からの炭素放出が及ぼす森林の炭素収支への影響をはじめとする森林の炭素動態の理解のためには、森林の炭素収支である純生態系生産量 (NEP) もしくは純生態系交換量 (NEE) と林床面 CO₂ 放出フラックスの比較が解析の第一歩となる。ここでは、林床面 CO₂ 放出フラックスの観測と同時期に行われた微気象学的手法による観測結果である NEE と林床面 CO₂ 放出フラックスの比較検討を行った。また、地温が変化した場合の林床面 CO₂ 放出フラックスの推定を行い、年間炭素放出量の年々変動の要因について検討を行った結果について述べる。

3.6.2 方法

(1) 川越森林気象試験地における林床からの年間炭素放出量の算出

3.2 ~ 3.3 節で用いたチャンバ PC の連続データの欠測値を、3.3 節で示した月毎の地温と林床面 CO₂ 放出フラックスの関係から求めた近似式を用いて補完した後、フラックスを積算してチャンバ PC 2 台の平均年間炭素放出量を算出した。また、3.5 節で示した多点観測から得られた地温と空間平均のフラックスの関係式を用いて、チャンバ SC の年間炭素放出量を算出した。

(2) 地温が上昇した場合の林床からの年間炭素放出量予測

温度の上昇が林床面 CO₂ 放出フラックスに及ぼす影響を調べるため、簡易な CO₂ 放出フラックス予測を行った。与える地温は 1 年を周期とした正弦関数で現せる

Table 3.5. 2000～2002年の年平均地温、年平均全日射量、チャンバSCのデータを元に推定した年間炭素放出量、チャンバPCによって測定された年間炭素放出量 ($\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$) および微気象学的手法により測定された森林の年間 NEE
Annual carbon emissions from forest floor estimated using chamber SC data and observed using chamber PC and annual NEE of this forest observed using micrometeorological method

年 Year	年平均地温 Annual mean soil temperature (℃)	年平均全天日射量 Annual mean global solar radiation (MJm ⁻² d ⁻¹)	年間炭素放出量 Annual carbon emission from forest floor (gC m ⁻² y ⁻¹)		年間 NEE Annual NEE (gCm ⁻² y ⁻¹)
			SC による推定値 Estimated by SC data	PC による積算値 Integrated PC data	
2000	14.0	13.7	788	1074	189
2001	13.6	13.5	761	1029	228
2002	13.8	13.2	769	962	279
3 年間の平均値 3 years averages	13.8	13.5	773	1016	232

ものとし (Campbell, 1985)、2000 年の深さ 5cm の地温を参考に、年平均地温 14°C 、温度の振幅 12°C のケース (1)、年平均地温 14.5°C 、振幅 12°C のケース (2)、年平均地温 14.5°C 、振幅 14.5°C のケース (3) の 3 通りの地温変化を想定した。林床面 CO_2 放出フラックスは温度のみに依存し、式 (3.1) の関数に従うものとする。式 (3.1) の係数は、3.3 節で示したチャンバ PC1、PC2 それぞれの月別の値 (月別係数) および 1 年のデータから求められた Fig. 3.3 の値 (年係数) を用い、得られたフラックスの平均値を予測値とした。

3.6.3 結果と考察

(1) 落葉広葉樹林における炭素放出量

2000 年から 2002 年の 3 年間の林床からの平均炭素放出量は、チャンバ SC の場合、 $773\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ 、チャンバ PC 2 台の平均値は $1016\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ であった (Table 3.5)。

長期間の測定から得られた Q_{10} を用いた関数によって推定された年間の CO_2 放出量は、代表性のある推定値と認められる (Davidson et al., 1998)。チャンバ SC の多点観測から得られた推定式は、長期間のデータから得られた関数である。したがってチャンバ SC による年間炭素放出量の推定値の誤差は小さいと考えられる。チャンバ PC の値は、測定点での値を示しており、空間代表性には乏しい。一方、チャンバ SC を用いた関数は統計的にみて、空間代表性があると見なせる (3.5 節)。空間代表性のある SC によって求められた 3 年間の平均値は $773\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ であった。また、この試験地では落ち葉かきが行われ、その炭素の持ちだし量は $175\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ と推定されている (安田・渡辺, 1999)。仮に、これらすべてが持ち出されずに 1 年間で分解されたとする。この場合、チャンバ SC によって求められた 3 年間の平均値に、落葉の分解量を加算した $948\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ が試験地の年間炭素放出量となる。

Fig. 3.21 に、これまで報告された (Table 3.6) 中緯度域の年降水量別の年平均気温と林床からの年間炭素

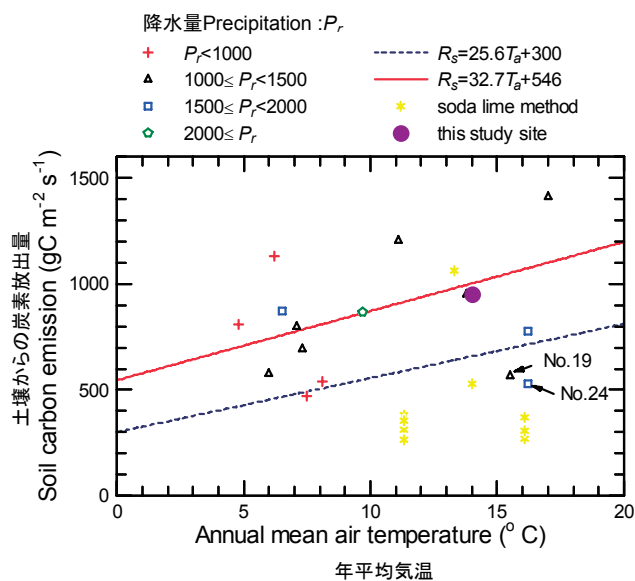


Fig. 3.21. 既往の報告による中緯度地域の年間降水量 (P_r) 別の年平均気温 (T_a) と林床からの年間炭素放出量 (R_c) の関係
Relationship between annual mean air temperature and published soil carbon emission according annual precipitation in middle latitude

放出量の関係を示す。Table 3.6 の No.11～16、18、20～22 の観測値は、アルカリ吸収法による測定値である。Fig. 3.21 には本研究の値として、落ち葉かきが行われず、人為的な影響がなかった場合に予想される放出量を記述した。

Raich & Schlesinger (1992) は、地球全体のスケールで考える場合、土壌からの年間炭素放出量が年平均気温あるいは年間降水量と相関があることを示した (一例として Fig. 3.21 破線)。しかし、同程度の気温、あるいは降水量でも炭素放出量の大きさは測定地点によって大きく異なり、気温、降水量、あるいはそれら 2 つを変数とした推定式を用いた決定係数は $0.34 \sim 0.50$ と高くはなかった。中緯度温帯林にのみに限定した Fig. 3.21 では、温度、降水量との関係ははっきりと示されなかった。

Raich & Schlesinger (1992) の示した年平均気温を一

Table 3.6. 既往の報告による中緯度地域の年間炭素放出量の比較
Comparison of published annual soil carbon emission in middle latitude

	観測地 Observation site	緯度 Latitude	経度 Longitude	植生 Forest type	炭素放出量 Carbon emission gC m ⁻² yr ⁻¹	年平均気温 Annual mean air temperature °C	年降水量 Annual precipitation mm	引用文献 Reference
1	アメリカ・ウィ スコンシン州 WI, USA	45° 47'N	90° 5'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	810	4.8	776	Curtis et al. (2002)
2	ドイツ Germany	50° 08'N	11° 52'E	ヨーロッパトウヒ林 Norway spruce	579	6.0	1019	Subke et al. (2003)
3	アメリカ・ミシ ガン州 MI, USA	45° 35'N	84° 42'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	1132	6.2	750	Curtis et al. (2002)
4	岐阜県 Gifu, Japan	36° 08'N	137° 25'E	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	871	6.5	1945	Mo et al. (2005)
5	アメリカ・マサ チューセッツ州 MA, USA	42° 32'N	72° 10'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	800	7.1	1066	Curtis et al. (2002)
6	北海道 Hokkaido, Japan	42° 44'N	141° 31'E	カラマツ林 Larch	693	7.3	1250	Liang et al. (2004)
7	アメリカ・オ レゴン州 OR, USA	44° 26'N	121° 34'W	ポンテローザマツ林 Ponderosa pine	473	7.5	552	Irvine et al. (2002)
8	アメリカ・オ レゴン州 OR, USA	44° 30'N	121° 37'W	ポンテローザマツ林 Ponderosa pine	540	8.1	524	Irvine et al. (2002)
9	広島県 Hiroshima Japan	34° 30'N	132° 55'E	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	869	9.7	2060	Yim et al. (2002)
10	アメリカ・イン ディアナ州 IN, USA	39° 53'N	86° 25'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	1207	11.1	1012	Curtis et al. (2002)
11	京都 Kyoto, Japan	35° 18'N	135° 43'E	スギ人工林 Japanese cedar plantation	381	11.3	2790	* 千葉・堤 (1967)
12	京都 Kyoto, Japan	35° 18'N	135° 43'E	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	352	11.3	2790	* 千葉・堤 (1967)
13	京都 Kyoto, Japan	35° 18'N	135° 43'E	ヨーロッパトウヒ林 Norway spruce	312	11.3	2790	* 千葉・堤 (1967)
14	京都 Kyoto, Japan	35° 18'N	135° 43'E	ミズナラ林 Oak	352	11.3	2790	* 千葉・堤 (1967)
15	京都 Kyoto, Japan	35° 18'N	135° 43'E	混交林 Mixed forest	262	11.3	2790	* 千葉・堤 (1967)
16	アメリカ・ テネシー州 TN, USA	35° 58'N	84° 17'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	1065	13.3	1265	* Edwards and Harris (1977)
17	アメリカ・ テネシー州 TN, USA	35° 57'N	84° 17'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	950	13.8	1352	Curtis et al. (2002)
18	アメリカ・ テネシー州 TN, USA	35° 58'N	84° 17'W	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	529	14.0	1500	* Edwards and Ross-Todd (1983)
19	京都府 Kyoto, Japan	34° 47'N	135° 50'E	広葉樹二次林 Secondary broadleaf	567	15.5	1499	玉井ら (2005)
20	京都 Kyoto, Japan	35° 04'N	135° 46'E	ヒノキ林 Hinoki cypress	269	16.1	1670	* 千葉・堤 (1967)
21	京都 Kyoto, Japan	35° 04'N	135° 46'E	アカマツ林 Red pine	370	16.1	1670	* 千葉・堤 (1967)
22	京都 Kyoto, Japan	35° 04'N	135° 46'E	アカマツ林 Red pine	305	16.1	1670	* 千葉・堤 (1967)
23	熊本県 Kumamoto, Japan	32° 49'N	130° 44'E	間伐済みスギ林 Japanese cedar after thinning	780	16.2	1970	Ohashi et al. (1999)
24	熊本県 Kumamoto, Japan	32° 49'N	130° 44'E	スギ林 Japanese cedar	531	16.2	1970	Ohashi et al. (1999)
25	アメリカ・ノー スカロライナ州 NC, USA	34° 48'N	79° 12'W	マツ人工林 Pine plantation	1410	17.0	1210	Maier and Kress (2000)
	埼玉県 Saitama, Japan	35° 54'N	139° 30'E	落葉広葉樹林 Deciduous broadleaf	948	14.0	1380	本研究 This study

変数とした炭素放出量の推定式および、年平均気温に加え、年間降水量との関係も考慮した推定式を以下に示す。

$$R_s = 25.6T_a + 300 \quad (3.16)$$

$$R_s = 9.88 T_a + 0.0344P_r + 0.0112 T_a \cdot P_r + 268 \quad (3.17)$$

ここで、 R_s は年間炭素放出量 ($\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)、 T_a は年平均気温 ($^{\circ}\text{C}$)、 P_r は年間降水量 (mm) である。式 (3.16)、(3.17) に川越森林気象試験地の年平均気温、年間降水量を代入すると、それぞれ $R_s = 658$ 、 $670\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ が得られた。観測から求められた試験地における林床からの炭素放出量 $948\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ は、式 (3.16)、(3.17) から得られた値よりかなり大きかった。Raich & Schlesinger (1992) はアルカリ吸収法による測定値も含めて式 (3.16)、(3.17) を導出した。しかし、Fig. 3.21 にも示されているように、アルカリ吸収法による測定値は Edwards & Harris (1977) を除いて、他の測定結果より低い傾向にあった。アルカリ吸収法による測定値は、精度に問題のある可能性がある (Freijer & Bouten, 1991; Norman et al., 1992; Nakadai et al., 1993; Bekku et al., 1997)。したがって、これらアルカリ吸収法の測定値を除外した場合、温帯林の予想される林床からの年間炭素放出量は Raich & Schlesinger (1992) が示した $596 \sim 776\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ の範囲より大きくなると考えられる。

Fig. 3.21 で用いた報告例のうち、アルカリ吸収法による測定値を除いた年間炭素放出量は $473 \sim 1410\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ の範囲であった。本研究で得られた値はその平均値 $822\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ より約 $120\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ 大きかった。本研究のサイトと同じような気候条件 (気温 13.8°C 、降水量 1350mm) の林床からの炭素放出量は $950\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ と報告している (Curtis et al., 2002)。したがって、本研究で行った試験地の年間炭素放出量は、一般的な温帯落葉樹林の値の範囲内であると判断される。

Fig. 3.21 では、同じ温度範囲でも、年間炭素放出量のばらつきは大きかった。図中の試験地 No.19 は、風化花崗岩を基岩とし土壌は全般に未熟で土層も薄い (玉井ら, 2005)。土層全体の CO_2 発生量が小さいため、年間の炭素放出量が同程度の気温の観測結果より小さくなった可能性がある。また、試験地 No.24 (Ohashi et al., 1999) は、間伐前のスギの閉鎖林である。林内は日射がほとんど到達せず、日中の地温上昇が他のサイトより小さかったと予測される。林床面 CO_2 放出フラックスは気温よりも地温に大きく影響される。同じような気温の他のサイトより相対的に地温が低いため、フラックスが小さかった可能性がある。このように、サイト間比較においては、Raich & Schlesinger (1992) が行ったような気温や降水量のような気候値だけではなく、測定地点の過去および現在の植生、土壌の特徴など、サイトの特徴をよく吟味する必要がある。

Fig. 3.21 に示した温帯林のデータの中で、アルカリ吸収法の測定値および森林が特殊な条件の No.19 と No.24

の測定値を除いて、年平均気温と林床からの年間炭素放出量の関係を求めた。

$$R_s = 32.7T_a + 546 \quad (3.18)$$

この式を用いた場合、気温 10°C の時の年間炭素放出量は $R_s = 873\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ と推定され、Raich & Schlesinger (1992) の式から得られた値 $R_s = 556\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ の 1.6 倍であった。このことは、中緯度地域の森林の林床からの炭素放出量は、Raich & Schlesinger (1992) の推定では、過小評価する可能性を示唆している。

(2) 森林における CO_2 交換量と林床面 CO_2 放出量

2000 年の 2 台のチャンバ PC の平均の月平均林床面 CO_2 放出フラックス、月平均地温を示す (Fig. 3.22a)。また、林床面 CO_2 放出フラックス測定を行った同じ森林内において、安田ら (1998) は微気象学的手法を用いて森林の CO_2 フラックス観測を 1997 年から 2002 年まで行った。この微気象学的手法によって測定された 2000 年の NEE と全天日射量を Fig. 3.22b に併せて示す (安田・渡辺、未発表)。図中の NEE は、負の値が CO_2 吸収を表す。

2000 年は 2 月に林床面 CO_2 放出フラックスが最小で、この月の地温も月平均では最低であった。林床面 CO_2 放出フラックスは 7 月に最大となったが、地温の最高は

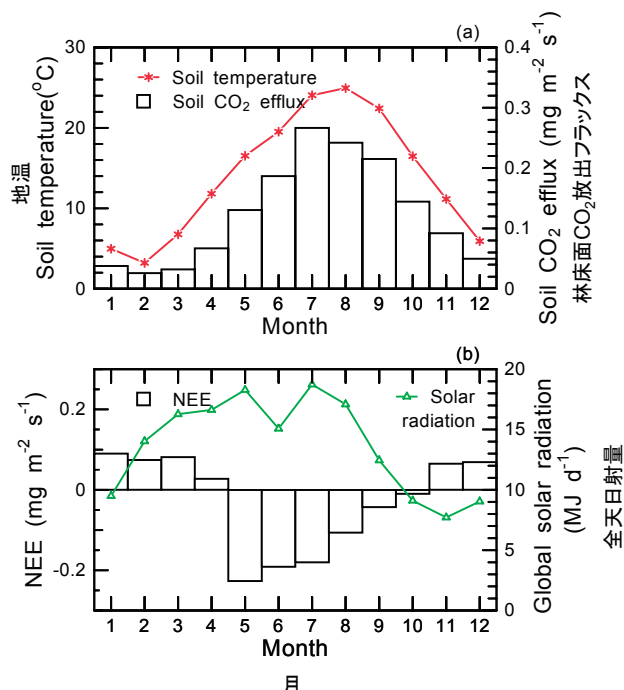


Fig. 3.22. 2000 年のチャンバ PC で測定された (a) 林床面 CO_2 放出フラックスと地温および (b) 微気象学的手法で測定された森林の NEE と全天日射量
Seasonal variations in soil temperature and the soil CO_2 efflux obtained with PCs (a) and NEE and global solar radiation (b)

NEE は正の値が CO_2 放出、負の値が CO_2 吸収を表す。
Positive value in NEE represents CO_2 emission and negative value CO_2 absorption.

8月に現れた。Fig. 3.4に示したように土壌水分条件など、温度以外の要因がフラックスに影響を与えたものと考えられる。

光合成速度に大きな影響を与える光合成有効放射量の2000年のデータは、欠測値が多いため、ここでは、ほぼ同様の变化傾向を示す全日日射量を光合成有効放射量のかわりに参照する。月平均全日日射量の大きい5月と7月のうち、5月は展葉の途中段階で、対象森林における葉面積指数(LAI)は、6~8月に最も大きくなる(渡辺ら, 1997)。このことから、光合成量が最も大きくなるのは、日射量と葉面積指数が大きい7月と考えられる。Fig. 3.22bに示した森林のNEEは、2000年5~10月にCO₂を吸収し、その中で最もCO₂を吸収したのは光合成量が最も大きくなると予想される7月ではなく5月であった。光合成によるCO₂吸収量と呼吸によるCO₂放出量の差であるNEEは、呼吸による放出量の小さい5月に最大の吸収量を示した。

夜間森林によるCO₂吸収はないため、夜間に観測されたNEEの値は、森林における呼吸フラックスの総和とみなすことができる。この夜間のNEEと夜間の林床からの炭素放出量の比較を行った。ここで、林床からの炭素放出量は、チャンバPCのデータから求められた夜間の積算値に、PCによる年間積算値に対するSCによる年間推定値の割合0.761(SC/PC)を掛けたものを、この森林における夜間の林床からの炭素放出量とした。その結果、林床からの炭素放出量は森林全体の炭素放出量の約55%を占めた。この結果は、Goulden et al. (1996)やLavigne et al. (1997)の結果とほぼ同じである。

林床からの炭素の放出量は、森林全体からの炭素放出量の大きな割合を占め、結果として、森林のNEEに大きな影響を及ぼすことが示された。

(3) 年間炭素放出量の年々変動

3年間のチャンバPCで測定された年間炭素放出量の2台の平均値は、1074、1029、962gCm⁻²yr⁻¹であった(Table 3.5)。年平均地温はそれぞれ14.0、13.6、13.8℃であった。チャンバSCから推定した場合、最も炭素放出量の小さい年は、年平均地温の低い2001年であった。しかし、実際の測定データを積算して求めたチャンバPCの炭素放出量は2002年が最も値が小さかった。

地温の変化が林床面CO₂放出フラックスあるいは年間炭素放出量にどのような影響を与えるかを検討するため、2000年の深さ5cmの地温の変化傾向を参考にしたケース(1)、ケース(1)より年平均地温が0.5℃高くなったケース(2)、年平均地温はケース(2)と同じで振幅がケース(1)、(2)より2.5℃大きくなったケース(3)の3通りの条件で、林床面CO₂放出フラックスを推定した(Table 3.7, Fig. 3.23)。ケース(2)の地温はケース(1)と振幅幅が同じで平均地温が0.5℃高い

Table 3.7. 林床面CO₂放出フラックス推定のための温度条件および年間炭素放出量の計算結果
Initial condition to predict annual carbon emission and results.

	条件 Condition		推定年間炭素放出量 Estimated annual carbon emission from forest floor (gC m ⁻² y ⁻¹)	
	平均地温 Mean soil temperature (°C)	振幅 Amplitude (°C)	月別推定式 Monthly estimation	年間推定式 Annual estimation
(1)	14.0	12.0	1178	1150
(2)	14.5	12.0	1220	1207
(3)	14.5	14.5	1313	1371

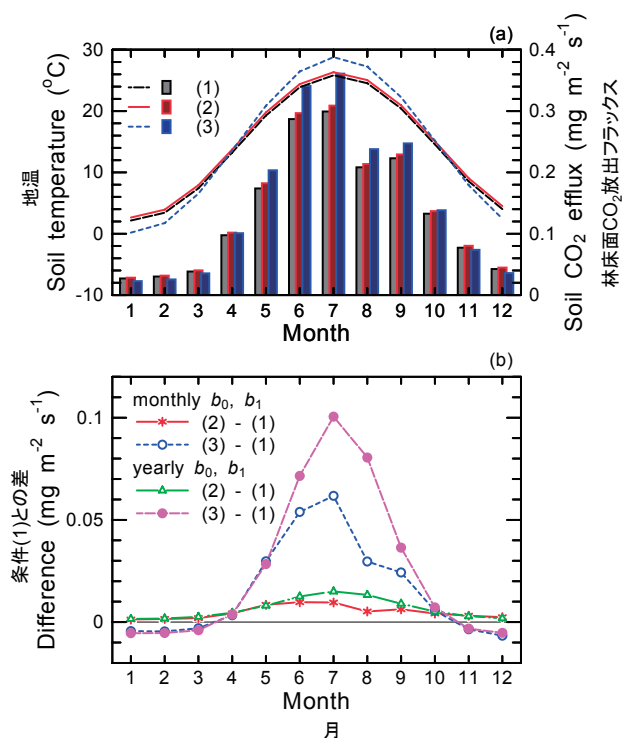


Fig. 3.23. 林床面CO₂放出フラックスの推定結果

Simulation results of forest floor CO₂ efflux
(a) 与えた地温(線グラフ)と林床面CO₂放出フラックスの月別係数を用いて計算した林床面CO₂放出フラックス(棒グラフ)、(b) 月別係数、年係数それぞれを用いて計算した各月の条件(1)の林床面CO₂放出フラックスに対する条件(2)、(3)のフラックスの差。(a) Bars represent forest floor CO₂ efflux calculated by monthly coefficients and soil temperature (lines in figure), (b) Flux differences between the assumption (1) and (2) or (3).
条件(1): 平均地温 annual mean soil temperature 14℃, 年周期の振幅 amplitude 12℃、
条件(2): 平均地温 annual mean soil temperature 14.5℃, 年周期の振幅 amplitude 12℃、
条件(3): 平均地温 annual mean soil temperature 14.5℃, 年周期の振幅 amplitude 14.5℃。

ため、年間を通してケース(1)の地温より0.5℃高い(Fig. 3.23a)。そのため、式(3.1)の係数として月別係数を用いた場合も、年係数を用いた場合も、ケース(2)の月平均林床面CO₂放出フラックスは、年間を通してケース(1)より大きくなった。一方、ケース(3)の地温は振幅が大きいため、夏季はケース(1)より高いが冬季はケース(1)より低い。このため、月平均林床面

CO₂ 放出フラックスは、夏季はケース (1) より大きい
が冬季は逆に小さくなった。ただし、ケース (1) に対
する夏季のフラックス増加量は冬季の減少量を大幅に上
回った (Fig. 3.23b)。この結果、年平均地温が同じでも、
振幅が大きく夏季に地温が高くなるケース (3) の方が
ケース (2) より、年間炭素放出量は大幅に大きくなる
ことが予想された。

式 (3.1) の係数として、月別係数を用いた場合と年
係数を用いた場合の差は、ケース (1) とケース (2) で
は、年間炭素放出量に大きな差はなかった。しかし、ケ
ース (3) では、年係数を用いた推定年間炭素放出量は、
月別係数を用いた推定値よりも約 4% 大きかった (Table
3.7)。その理由は、夏季の推定値の違いによる (Fig.
3.23b)。このことは、夏季の温度が極端に高くなった場
合、年係数を用いた推定値では、季節変化を考慮した推
定式を用いた場合と比較して、過大評価する可能性を示
唆している。

地温変化によるフラックスの変化予測の結果は、
Table 3.5 で示したチャンバ PC による平均炭素放出量の
2000 年から 2002 年の 3 年間の最小値が、平均地温が最
も低い 2001 年ではなく 2002 年に記録された理由の一
つとして、夏季の地温変化が関係している可能性を示唆
している。Fig. 3.24 に、2000 年から 2002 年の各年の
月平均地温 (T_i) と 3 年間の月平均地温 (T_{avg}) との差
を示す。2001 年は 3 年間の平均値を上回っているのは
4 か月間のみであった。一方、2002 年は 3 年間の平均
値を上回っている月数と下回っている月数が同じであ
った。ただし、2001 年は林床面 CO₂ 放出フラックスの大
きい 6~7 月は、3 年間の平均地温を上回っている一方、
2002 年 6 月は 3 年間の平均値よりも 0.7℃ 小さかった。

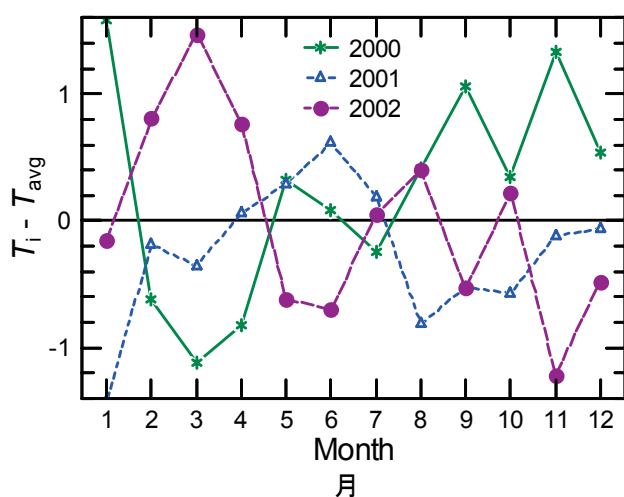


Fig. 3.24. 2000 ~ 2002 年の深さ 5cm の月平均地温の 3 年間の平均値と各年の値との差

Difference between 3 years averages and each monthly data of soil temperature at 5cm depth

T_i : 各年の月平均地温 monthly mean soil temperature in each year, T_{avg} : 3 年間の月平均地温 monthly mean soil temperatures averaged for 3 years

残念ながら 2002 年夏季は欠測期間が長く、この期間の
林床面 CO₂ 放出フラックスは地温による推定値が多く
含まれることから、実測値による検証はできなかった。
しかし、Fig. 3.23 の推定結果や Fig. 3.24 は、年間炭素
放出量の算出の際、年平均地温の変化のみならず、温度
の変化がフラックスの値に大きく影響する夏季の地温変
化に注目すべきであることを示唆した。

以上のことは、林床面 CO₂ 放出フラックスの温度依
存性の季節変化を正確に評価することが、林床からの年
間炭素放出量を求めるためにも非常に重要であることを
示している。

3.6.4 まとめ

研究対象とした川越森林気象試験地林床からの年間
炭素放出量は $948\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ と見積もられた。この値は、
一般的な温帯林の値の範囲内にある。しかし、年平均地
温が僅かに上昇した場合でも、地温が上昇する季節が放
出量の多い季節の場合、大幅に年間炭素放出量は増加す
る可能性がある。したがって、林床面 CO₂ 放出フラッ
クス温度依存性の季節変化を正確に把握する必要がある。
また、一般的に NEE に対する林床面 CO₂ 放出フラ
ックスの割合は大きいとされているが、本研究でも約
55% と、その傾向が確かめられた。また、光合成量が
最大となる月ではなく、ある程度の光合成量が確保され、
かつ呼吸量の少ない月に、NEE は最大となった。したが
って、林床面 CO₂ 放出フラックスの変化は、NEE の
変化にも大きな影響を与えることが示された。

4. 総 括

地球温暖化問題に対する意識、その対策へ関心の高ま
りを背景に、陸上生態系、特に森林の CO₂ 吸収・固定
能に対する期待は非常に大きくなっている。一方、森林
をはじめとする陸上生態系における炭素動態の研究は、
温暖化対策を行うために必要十分な科学的知見を得るに
は至っていない。

これまでの森林における炭素動態の研究は、NPP の
定量化が主な目的であった。バイオマス変化量から
NPP を求める「積み上げ法」と、チャンバを用いて植
物の光合成や呼吸、土壌からの CO₂ 放出量を個別に調べ、
それらを対象森林に拡張することによって NPP を求め
る方法が用いられてきた。前者はある時間間隔（通常 1
年間）でしか、その変化を得ることができず、日変化な
どの時間分解能の高い値を得ることは不可能である。後
者は、それぞれの測定要素を空間的に広げることが難し
く、また、従来の方法は断続的な測定方法のため、連続
データを得ることができなかった。

1990 年代以降、微気象学的手法を用いた森林の CO₂
フラックス測定が行われるようになってきた。この方法
は、森林にタワーを設置し、高精度の機器と複雑な測定
システムを必要とするが、得られる値は空間代表性をも

ち、日変化のような時間分解能の高い値を連続的に得ることができる。このタワーフラックス観測が、様々な森林生態系で行われるようになると、再び森林のCO₂収支を構成する光合成や各種呼吸量への注目が集まり、その精度の向上が求められるようになってきた。特に、森林生態系のCO₂放出量に占める割合が大きい土壌からのCO₂放出量測定精度向上は、環境変化による森林のCO₂収支の変化予測には必要不可欠な情報である。

このような背景から、近年、林床面CO₂放出フラックスの研究は再び注目を浴びている。これまでの林床面CO₂放出フラックスの測定方法では、微気象学的手法で得られる森林のCO₂フラックスのデータと対応させるために必要な、空間代表性・時間分解能・データの連続性のいずれも確保できなかった。

本研究では、まず、従来の手法の欠点を改善することを試みた(2章)。2.1節では、空間代表性確保のための多点観測に用いる小型センサの出力補正法の開発について述べた。小型CO₂センサの出力精度、応答特性を調べ、それらの改善方法を提示した。この方法を用いることにより、小型CO₂センサで測定された林床面CO₂放出フラックスの精度向上が図られる。また、測定間隔を短くすることが可能となり、より多くの点数の測定が可能となる。これは、結果的にチャンバ法による林床面CO₂放出フラックスの空間代表性の効率的な確保を意味する。2.2節では、これまでのチャンバ法による測定では欠落していた時間分解能の高い長期連続データを得るために、自動開閉型チャンバを用いた測定システムの開発を行った。基準ガスの確保の必要がない密閉循環型の測定法を採用した。蓋の開閉により測定中の温度環境の変化は最小限に抑えることが可能となり、開発したシステムの有効性を示した。

2章で開発した測定手法を使って、落葉広葉樹林内において林床面CO₂放出フラックスの長期連続測定と、断続的な多点観測を行った。3章ではこれらの観測から得られたデータを使用し、林床面CO₂放出フラックスの変動特性について解析を行った。

林床面CO₂放出フラックスの温度依存性が単純に一定、あるいは温度によって変化するだけではなく、季節によって変化する割合が大きいことが示された。この温度依存性の季節変化は、植物根、土壌微生物のバイオマスの季節変化、生物活性の季節変化が影響していると考えられるが、これらの変化が林床面CO₂放出フラックスにどのように影響しているのか、現在のところ明確にはなっていない。季節変化には土壌水分の影響も含まれると考えられるが、土壌水分の影響と考えられる部分とそれ以外の部分の分離もまだ明確ではない。土壌内の植物根、微生物のバイオマスや生物活性の連続的測定は非常に難しい。しかし、これらバイオマスや生物活性は、温度環境が林床面CO₂放出フラックスに与える影響を評価するためには、非常に重要な要素である。

土壌水分と林床面CO₂放出フラックスの関係は、観測データからの定量的評価はこれまで十分行われてこなかった。土壌水分の影響を考える上で、拡散プロセスという基本的な考え方を導入することにより、実際の観測でも、定量的に土壌水分が林床面CO₂放出フラックスに与える影響を評価できることを示した。ただし、拡散プロセスの中で重要な要素の拡散係数と土壌内CO₂濃度のうち、土壌内CO₂濃度を連続的に測定できなかったことから、土壌水分の時系列変化に対する影響を具体的に示すことができなかった。今後、林床面CO₂放出フラックスと土壌内CO₂濃度を連続的に測定することにより、土壌水分の影響評価を行う必要がある。

林床面CO₂放出フラックスの温度依存性の季節変化を考慮した林床からのCO₂放出量推定結果は、CO₂放出フラックスの大きい夏季に温度変動が大きい場合、年間炭素放出量は大きく変動することを示した。林床面CO₂放出フラックス連続測定データから求めた、3年間の年間炭素放出量の年々変動も、夏季の温度変化が影響している可能性を示唆した。さらに、正確な林床からの年間炭素放出量算出のためには、温度依存性の季節変化の把握の重要性が示された。対象とした落葉広葉樹林の2000～2002年の3年間の平均林床炭素放出量は773gCm⁻²yr⁻¹、系外に持ち出された落葉を加えた炭素放出量は948gCm⁻²yr⁻¹で、一般的な落葉広葉樹林における炭素放出量の範囲内であった。また、落葉広葉樹林の夜間NEEに対する林床面CO₂放出フラックスの割合は、50%を超える高い割合を示し、林床からのCO₂放出量が、対象森林のCO₂放出量の大きな割合を占めていることを示した。

本研究を行った川越森林気象試験地では、現在観測は行われていない。しかし、本研究で示された林床面CO₂放出フラックスデータや、微気象学的手法によって測定された森林のCO₂フラックス、個葉の光合成速度、詳細な微気象データの蓄積がある。今後、森林のCO₂吸収、放出に対する林床面CO₂放出フラックスの寄与、環境要因との関係について、より詳細な解析を進めたい。また、現在、森林総研フラックスネットのサイトをはじめとして、多くの森林において、CO₂フラックス観測が行われている。これらのサイトのデータと、川越試験地におけるデータを比較することによって、森林の炭素動態研究の深化につなげたいと考えている。

謝 辞

北海道大学大学院農学研究院の丸谷知己教授からは、懇切なるご指導を頂きました。北海道大学大学院農学研究院の小池孝良教授、中村太士教授、平野高司教授からは、多数の有益なコメントを頂きました。森林総合研究所気象環境研究領域の大谷義一領域長には、研究計画の段階から観測・解析に至るまで多くのご助言、ご協力、そして日々の励ましを頂きました。北海道大学低温科学

研究所（当時 森林総合研究所気象環境研究領域）の渡辺力教授、森林総合研究所東北支所の安田幸生博士からは、川越試験地における貴重なデータの提供と観測のご協力を頂きました。筑波大学の鞠子茂准教授および森林総合研究所北海道支所の阪田匡司主任研究員からは、測定手法に関する有益な助言を頂きました。農業環境技術研究所の上村真由子博士には、様々な文献の紹介をしていただきました。森林総合研究所気象環境研究領域の萩野裕章研究員および北海道大学低温科学研究所の戸田求博士（当時、科学技術特別研究員）には、観測に際してご協力を頂きました。森林総合研究所の岡野通明博士には、本研究を始める機会を与えて頂きました。大木市太郎氏には、貴重な森林を試験地として使用させて頂きました。ヴァイサラ（株）および三興通商（株）には、センサに関する貴重な情報を頂きました。また、九州大学の竹下敬司名誉教授には、このような森林を対象とした研究に従事するきっかけを与えて頂きました。その他、森林総合研究所関係各位に種々のご協力と励ましを頂きました。

本研究は、農林水産省一般研究費「森林、海洋等における CO₂ 収支の評価の高度化」、科学技術庁科学技術振興調整費「炭素循環に関するグローバルマッピングとその高度化に関する国際共同研究」、環境省地球環境研究総合推進費「21 世紀の炭素管理に向けたアジア陸域生態系の統合的炭素収支研究」、森林総合研究所運営費交付金「森林、海洋等における CO₂ 収支の評価の高度化」、「CO₂ フラックス観測の進化とモデル化による森林生態系炭素収支量の高度評価」から一部支援を頂いた。また、本論文は、北海道大学審査博士論文を基礎に改作した内容である。本論文への図表の改作と引用を許可下さった各学会に感謝申し上げる。

本研究は、これらの方々をはじめとする多くの方々のご指導とご協力によって行うことができました。ここに心から感謝の意を表します。

Appendix

使用した記号および略称

a	気相率 (m^3m^{-3})
a_0	係数 [式 (2.6)]
a_1	係数 [式 (2.6)]
A	チャンバ底面積 (m^2)
b	土壌のタイプに依存する定数 [式 (3.10)]
b_0	係数 [式 (3.1)]
b_1	係数 [式 (3.1)]
BC	径の大きなチャンバ
c_0	表層 z_0 の濃度
c_i	極浅い深さ z_i の濃度
c_{t_0}	時間 t_0 で測定されたチャンバ内 CO ₂ 濃度 (mgm^{-3})
c_{t_0+dt}	時間 t_0+dt で測定されたチャンバ内 CO ₂ 濃度 (mgm^{-3})
c_{t_0+2dt}	時間 t_0+2dt で測定されたチャンバ内 CO ₂ 濃度 (mgm^{-3})

C	センサの出力値 (ppm)
C_0	始めに流した標準ガスの出力値 (ppm)
C_1	流路を切り替え一定の値に達した時の出力値 (ppm)
C_t	各経過時間 t (s) の出力値 (ppm)
C'_t	センサの応答遅れを考慮した t (s) の実際の濃度 (ppm)
ΔC	Δt におけるチャンバ内の CO ₂ 濃度の変化 ($10^{-6}\text{m}^3\text{m}^{-3}=\text{ppm}$)
CC	キャリブレーションキャップ
COM	電磁弁のポートのタイプ：コモン（常に開いた状態）
CT	キャリブレーションチューブ
CV	変動係数
dc	dz 間の CO ₂ 濃度差 (mgm^{-3})
dC	dz 間の CO ₂ 濃度差 (ppm)
dt	測定間隔 (s)
dz	土壌表層の厚さ (m)
D	土壌の CO ₂ 拡散係数 (m^2s^{-1})
D_0	大気中における気体の拡散係数 (m^2s^{-1})
$D_0(\text{NTP})$	標準状態 (NTP=101.3kPa, 273.16K) の大気中における拡散係数 (m^2s^{-1})
f_D	拡散によって輸送される CO ₂ フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
f_s	dz の表層内の CO ₂ 発生速度 ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F	林床面 CO ₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F_{10}	10℃の時に予想される林床面 CO ₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F_{model}	実際の CO ₂ 濃度変化から求めた CO ₂ フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F_{sensor}	センサ出力値から求めた CO ₂ フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F_{obs}	チャンバによって測定された林床面 CO ₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
$F(t)$	チャンバ密閉後 t (s) 経過した時の林床面からの CO ₂ 放出フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
F_T	式 (3.8) に代入し推定された林床面 CO ₂ フラックス ($\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
$g(a)$	気相率 (a) の関数
G	ガス濃度 (g m^{-3})
G_0	容器内の初期濃度 (g m^{-3})
G_a	大気中の濃度 (g m^{-3})
GPP	光合成による炭素固定量を総一次生産量
$h=a/La$	[式 (3.7)]
IRGA	赤外線ガスアナライザ
j_0	係数 [式 (3.12)]
j_1	係数 [式 (3.12)]
J	単位重量あたりの CO ₂ 生成速度 ($\text{mg g}^{-1}\text{s}^{-1}$)
k_t	C_0 、 C_1 で C_t を変数変換した値 [式 2.1, 2.2]
k'_t	C_0 、 C_1 で C'_t を変数変換した値 [式 2.1, 2.2]
L	土壌の長さ (m)
L_a	容器の長さ (m)
m	土壌のタイプに依存する定数 [式 (3.10)]

MFC	マスフローコントローラ
n	気体の種類別の係数 [式 (3.11)]
N	データ個数
N'	誤差 10% あるいは 20% 内に収まる平均値を求めるために必要な測定点数
NC	電磁弁のポートのタイプ: ノーマルクローズ (スイッチオフの時、弁は閉じた状態)
NEE	純生態系交換量
NEP	純生態系生産量
NO	電磁弁のポートのタイプ: ノーマルオープン (スイッチオフの時、弁は開いた状態)
NPP	純一次生産量
P	気圧 (kPa): 添え字 0 は標準状態での温度や気圧を表す
P_r	年間降水量 (mm)
P	ポンプ
PC	自動開閉型チャンバの呼称 (PC1、PC2)
Q_{10}	温度が 10℃ 上昇した場合に反応速度が何倍になるかを示す温度係数
$r = F_{\text{sensor}} / F_{\text{model}}$	
R^2	決定係数
R_a	地上部植物の呼吸
R_e	生態系を構成するすべての生物の呼吸
R_h	土壌内小動物や微生物による呼吸
R_r	根呼吸
R_s	年間炭素放出量 ($\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)
s	標準偏差
Se	明示された誤差の範囲
SC	携帯型のチャンバ
SV	電磁弁の呼称 (SV1、SV2、SV3、SV4)
t	時間 (s)
t_0	測定開始時刻
t_p	信頼区間 p (95%) における対象とする標本の自由度でのスチューデント
Δt	チャンバ内空気の CO ₂ 濃度測定間隔 (s)、
T	温度 (℃)
T_5	深さ 5cm の日平均地温 (℃)
T_a	年平均気温 (℃)
T_i	2000 年から 2002 年の各年の月平均地温 (℃)
T_{avg}	2000 年から 2002 年 3 年間の月平均地温 (℃)
z	土壌の深さ (m)
V	チャンバシステムの容積 (m^3)
W	含水比 (g g^{-1})
x	密閉開始から測定開始時 t_0 までの時間 (s)
\bar{x}	測定値の平均
x_i	個々の測定値
α	センサの応答遅れを補正するセンサ毎の定数 [式 (2.2)、(2.3)]
τ	センサの応答遅れを補正するセンサ毎の定数 [式 (2.2)、(2.3)]

ρ	273K における純 CO ₂ の密度 ($\text{mg m}^{-3}=1.96 \times 10^6$)
β_1	$\beta L \tan(\beta L)=hL$ の一番目の正根 [式 (3.6)、(3.7)]
θ	絶対温度 (K)

引用文献

- Baldocchi, D., Valentini, R., Running, S., Oechel, W. and Dahlman, R. (1996) Strategies for measuring and modelling carbon dioxide and water vapour fluxes over terrestrial ecosystems. *Global Change Biol.*, **2**(3), 159-168.
- Ball, B. C., Scott, A. and Parker, J. P. (1999) Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Tillage Res.*, **53**, 29-39.
- Bekku Y., Koizumi H., Oikawa T. and Iwaki H. (1997) Examination of four methods for measuring soil respiration. *Appl. Soil Ecol.*, **5**, 247-254.
- Black, T. A., den Hartog, G., Neumann, H. H., Blanken, P. D., Yang, P. C., Russell, C., Nesic, Z., Lee, X., Chen, S. G., Staebler, R. and Novak, M. D. (1996) Annual cycles of water vapour and carbon dioxide fluxes in and above a boreal aspen forest. *Global Change Biol.*, **2**(3), 219-229.
- Buchmann, N. (2000) Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biol. and Biochem.*, **32**, 1625-1635.
- Campbell, G. S. (1985) *Soil Physics with BASIC*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- 千葉喬三・堤利夫 (1967) 森林の土壌呼吸に関する研究 (1) 土壌呼吸と気温との関係について. 京大演習林報告, **39**, 91-99.
- Cropper Jr., W. P., Ewel, K. C. and Raich, J. W. (1985) The measurement of soil CO₂ evolution *in situ*. *Pedobiologia*, **28**, 35-40.
- Currie, J. A. (1965) Diffusion within soil microstructure: a structural parameter for soil. *J. Soil Sci.*, **16**, 279-289.
- Curtis, P. S., Hanson, P. J., Bolstad, P., Barford, C., Randolph, J. C., Schmid, H. P. and Wilson, K. B. (2002) Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five eastern North American deciduous forest. *Agric. For. Meteorol.*, **113**, 3-19.
- Davidson, E. A., Belk, E. and Boone, R. D. (1998) Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperature mixed hardwood forest. *Global Change Biol.*, **4**, 217-227.
- Denmead, O. T. (1979) Chamber systems for measuring nitrous oxide emission from soils in the field. *Soil*

- Sci. Soc. Am. J., **43**, 89-95.
- Desjardis, R. L., Buckley, D. J. and Amour, G. St. (1984) Eddy flux measurements of CO₂ above corn using a microcomputer system. *Agric. For. Meteorol.*, **32**(3,4), 257-265.
- Edwards, N. T. (1974) A moving chamber design for measuring soil respiration rates. *Oikos*, **25**, 97-101.
- Edwards, N. T. and Harris, W. F. (1977) Carbon cycling in a mixed deciduous forest floor. *Ecology*, **58**(2), 431-437.
- Edwards, N. T. and Ross-Todd, B. M. (1983) Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting with and without residue removal. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **47**, 1014-1021.
- Edwards, N. T. and Sollin, P. (1973) Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components, *Ecology*, **54**(2), 406-412.
- 江口定夫・阪田匡司・波多野隆介・佐久間敏雄 (1997) 落葉広葉樹林土壌からの CO₂ フラックスの日変化と植生に対する CO₂ 供給源としての重要性. *土肥誌*, **68**(2), 138-147.
- Ewel, K. C., Cropper Jr., W. P. and Gholz, H. L. (1987) Soil CO₂ evolution in Florida slash pine plantations. I. Changes through time. *Can. J. For. Res.*, **17**, 325-329.
- Fang, C. and Moncrieff, J. B. (1998a) An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO₂ efflux measurement. *Funct. Ecol.*, **12**, 319-325.
- Fang, C. and Moncrieff, J. B. (1998b) Simple and fast technique to measure CO₂ profiles in soil. *Soil Biol. Biochem.*, **30**(14), 2107-2112.
- Fang, C. and Moncrieff, J. B. (1999) A model for soil CO₂ production and transport 1: Model development. *Agric. For. Meteorol.*, **95**, 225-236.
- Freijer, J. I. and Bouten, W. (1991) A comparison of field methods for measuring soil carbon dioxide evolution: Experiments and simulation. *Plant and Soil*, **135**, 133-142.
- Fujinuma, Y., Takada, M., Tashiro, K. and Inoue, G. (2001) CHCs flux monitoring at Larch forest in Hokkaido, Japan. *CGER Report: Proceeding of International Workshop for Advanced Flux Network and Flux Evaluation*, **CGER -M-011-2001**, 161-163.
- Goulden, M. L., Munger, J. W., Fan, S.-M., Daube, B. C. and Wofsy, S. C. (1996) Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biol.*, **2**, 169-182.
- 原沢英夫・西岡秀三 (2003) 地球温暖化と日本 第3次報告—自然・人への影響予測—. 古今書院, 東京.
- Hicks, B. B., Hyson, P. and Moore, C. J. (1975) A study of eddy fluxes over a forest. *J. Appl. Meteorol.*, **14**, 58-66.
- Hirano, T., Kim, H. and Tanaka, Y. (2003) Long-term half-hourly measurement of soil CO₂ concentration and soil respiration in a temperate deciduous forest. *J. Geophys. Res.*, **108**(D20), ACL7-1 – ACL7-13.
- Houghton, R. A. and Skole, D. L. (1990) Carbon. p.393-408. (*In* Turner, B. L. II, Clark, W. C., Kates, R. W., Richards, J. F., Mathews, J. T., Meyer, W.B.(eds) "The Earth as transformed by Human Action" Cambridge University Press, Cambridge, UK)
- Howard, P. J. A. (1966) A method for the estimation of carbon dioxide evolved from the surface of soil in the field. *Oikos*, **17**, 267-271.
- Hutchinson, G. L. and Mosier, A. R. (1981) Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 311-316
- 井上君夫 (1986) チャンバー法における土壌面 CO₂ フラックスの測定. *農業気象*, **42**(3), 225-230.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001 The scientific basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Irvine, J. and Law, B. E. (2002) Contrasting soil respiration in young and old-growth ponderosa pine forests. *Global Change Biol.*, **8**, 1183-1194.
- Ito D. and Takahashi K. (1997) Seasonal changes in soil respiration rate in a mulberry field. *J. Agric. Meteorol.*, **53**, 209-215.
- 石塚成宏 (1999) 第VI章 物質の変換と移動 10 土壌中のガス採取とガス拡散係数. 212-215 (森林立地調査法編集委員会編「森林立地調査法」博友社, 東京)
- 石塚成宏・阪田匡司・高橋正通・田中永晴 (2004) 森林土壌における温室効果ガス発生・吸収の実態. 森林総合研究所北海道支所研究レポート, **74**, 1-6.
- Janssens, I. A., Kowalski, A. S., Longdoz, B. and Ceulemans, R. (2000) Assessing forest soil CO₂ efflux: an *in situ* comparison of four techniques. *Tree Physiol.*, **20**, 23-32.
- Janssens, I. A. and Pilegaard, K (2003) Large seasonal changes in Q₁₀ of soil respiration in a beech forest. *Global Change Biol.*, **9**, 911-918.
- Jiang, L., Shi, F., Li, B., Luo, Y., Chen, J. and Chen, J. (2005) Separating rhizosphere respiration from total soil respiration in two larch plantations in northeastern China. *Tree Physiol.*, **25**, 1187-1195.
- de Jong, E. and Schappert, H. J. V. (1972) Calculation of

- soil respiration and activity from CO₂ profiles in the soil. *Soil Sci.*, **113**(5), 328-333.
- Jury, W. A., Gardner, W. R. and Gardner, W. H. (1991) *Soil Physics* (5th edition). Wiley, New York, USA.
- Kanemasu, E. T., Powers, W. L. and Sij, J. W. (1974) Field chamber measurements of CO₂ flux from soil surface. *Soil Sci.*, **118**(4), 233-237.
- 河原輝彦 (1985) 森林生態系における炭素の循環 - リターフォール量とその分解速度を中心として - . 林試研報, **334**, 21-52.
- Keeling, C. D., Bacastow, R. B., Bainbridge, A. E., Ekdahl, C. A. Jr., Guenther, P. R., Waterman, L. S. and Chin, J. F. S. (1976a) Atmospheric carbon dioxide variation at Mauna Loa Observatory, Hawaii. *Tellus*, **28**, 538-551.
- Keeling, C. D., Adamas, J. A. Jr., Ekdahl, C. A. Jr. and Guenther, P. R. (1976b) Atmospheric carbon dioxide variation at the South Pole. *Tellus*, **28**, 552-564.
- Keith, H., Jacobsen, K. L. and Raison, R. J. (1997) Effects of soil phosphorus availability, temperature and moisture on soil respiration in *Eucalyptus pauciflora* forest. *Plant and Soil*, **190**, 127-141.
- 木部剛・鞠子茂 (2004) 土壌呼吸の測定と炭素循環. 地球環境, **9**(2), 203-212.
- 気象庁 (2001) 平年値 統計期間 1971 ~ 2001 年 .CD-ROM. (財) 気象業務支援センター .
- 桐田博充 (1971a) 野外における土壌呼吸の測定 - 密閉吸収法の検討 IV. スポンジを利用した密閉吸収法の開発. 日生態会誌, **21**(3,4), 119-127.
- 桐田博充 (1971b) 照葉樹林の土壌呼吸に関する研究. 日生態会誌, **21**(5,6), 230-244.
- 桐田博充・穂積和夫 (1966) 野外における土壌呼吸の測定 - 密閉吸収法の検討 I. KOH 量が測定値に与える影響. 生理生態, **14**, 23-31.
- Klein, D. A. (1977) Seasonal carbon flow and decomposer parameter relationships in a semiarid grassland soil. *Ecology*, **58**(1), 184-190.
- Kucera, C. L. and Kirkham, D. R. (1971) Soil respiration studies in tallgrass prairie in Missouri. *Ecology*, **52**(5), 912-915.
- 熊谷朝臣 (1998) 森林土壌中における CO₂ ガス環境形成過程 - 数理モデルを用いた検討 - . 日林誌, **80**(3), 214-222.
- 小泉博・村岡裕由・鞠子茂 (2003) 5. 生態学的手法による炭素フラックスの測定. 45-72 (*In AsiaFlux 運営委員会編「CGER Report : 陸域生態系における二酸化炭素フラックス観測の実際」地球環境研究センター・(独) 国立環境研究所, つくば*)
- Kosugi, Y., Mitani, T., Itoh, M., Noguchi, S., Tani, M., Matsuo, N., Takanashi, S., Ohkubo, S., Rahim Nik, A. (2007) Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. *Agric. For. Meteorol.*, **147**, 35-47.
- Lavigne, M. B., Ryan, M. G., Anderson, D. E., Baldocchi, D. D., Crill, P. M., Fitzjarrald, D. R., Goulden, M. L., Gower, S. T., Massheder, J. M., McCaughey, J. H., Rayment, M. and Striegl, R. G. (1997) Comparing nocturnal eddy covariance measurements to estimates of ecosystem respiration made by scaling chamber measurements at six coniferous boreal sites. *J. Geophys. Res.*, **102**(D24), 28977-28985.
- Law, B. E., Kelliher, F. M., Baldocchi, D. D., Anthoni, P. M., Irvine, J., Moore, D. and Van Tuyl, S. (2001a) Spatial and temporal variation in respiration in a young ponderosa pine forest during a summer drought. *Agric. For. Meteorol.*, **110**, 27-43.
- Law, B. E., Thornton, P. E., Irvine, J., Anthoni, P. M. and Van Tuyl, S. (2001b) Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forests at different developmental stages. *Global Change Biol.*, **7**, 755-777.
- Lee, M.-S., Nakane, K., Nakatsubo, T., Mo, W. and Koizumi, H. (2002) Effects of rainfall events on soil CO₂ flux in a cool temperate deciduous broad-leaved forest. *Ecol. Res.*, **17**(3), 401-409.
- Liang, N., Inoue G. and Fujinuma Y. (2003) A multichannel automated chamber system for continuous measurement of forest soil CO₂ efflux. *Tree Physiol.*, **23**, 852-832.
- Liang, N., Nakadai T., Hirano T., Qu, L., Koike, T., Fujinuma, Y. and Inoue, G. (2004) In situ comparison of four approaches to estimating soil CO₂ efflux in a northern larch (*Larix kaempferi* Sarg.) forest. *Agric. For. Meteorol.*, **123**, 97-117.
- Lieth, H. and Whittaker, R. H. (1975) *Primary productivity of the biosphere*. Springer, New York, USA.
- Lloyd, J. and Taylor, J. A. (1994) On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.*, **8**, 315-323.
- Longdoz, B., Yernaux, M. and Aubinet, M. (2000) Soil CO₂ efflux measurements in a mixed forest: impact of chamber disturbances, spatial variability and seasonal evolution. *Global Change Biol.*, **6**, 907-917.
- Lundegårdh, H. (1927) Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Sci.*, **23**(6), 417-453.
- Maier, C. A. and Kress, L. W. (2000) Soil CO₂ evolution and root respiration in 11 year-old loblolly pine

- (*Pinus taeda*) plantations as affected by moisture and nutrient availability. *Can. J. For. Res.*, **30**, 347-359.
- Matthias, A. D., Blackmer, A. M. and Bremner, J. M. (1980) A simple chamber technique for field measurement of emissions of nitrous oxide from soils. *J. Environ. Quality*, **9**(2), 251-256.
- Minderman, G. and Vulto, J. C. (1973) Comparison of techniques for the measurement of carbon dioxide evolution from soil. *Pedobiologia*, **13**, 73-80.
- 溝口康子・大谷義一・渡辺力・安田幸生・岡野通明 (2003) 自動開閉型チャンバを用いた林床面からの CO₂ 放出速度の長期連続測定. *日生態学会誌*, **53**, 1-12.
- Mizoguchi Y., Ohtani Y. and Watanabe T. (2005) Influence of soil temperature and soil moisture on forest floor CO₂ efflux – Clarification of the effect of soil moisture using field data –. *J. Agric. Meteorol.*, **60**(5), 761-764.
- 溝口康子・大谷義一 (2005) 小型 CO₂ センサの応答特性比較およびその特性を考慮した出力値の補正法. *農業気象*, **61**(4), 217-228.
- Mo, W., Lee, M-S., Uchida, M., Inatomi, M., Saigusa, N., Mariko, S. and Koizumi, H. (2005) Seasonal and annual variations in soil respiration in a cool-temperate deciduous broad-leaved forest in Japan. *Agric. For. Meteorol.*, **134**, 81-94.
- Nakadai T., Koizumi H., Usami Y., Satoh M. and Oikawa T. (1993) Examination of the method for measuring soil respiration in cultivated land: Effect of carbon dioxide concentration on soil respiration. *Ecol. Res.*, **8**, 65-71.
- 中野政詩・宮崎毅・塩沢昌・西村拓 (1995) 土壌物理環境測定法. 東京大学出版会, 東京.
- Nakano, T., Sawamoto, T., Morishita, T., Inoue, G. and Hatano, R. (2004) A comparison of regression methods for estimating soil-atmosphere diffusion gas fluxes by a closed-chamber technique. *Soil Biol. and Biochem.*, **36**, 107-113.
- Nobuhiro, T., Tamai, K., Kominami, Y., Miyama, T., Goto, Y. and Kanazawa, Y. (2003) Development of the IRGA enclosed-chamber system for soil CO₂ efflux measurement and its application to a spatial variation measurement. *J. For. Res.*, **8**, 297-301.
- Noguchi, K., Konopka, B., Satomura, T., Kaneko, S. and Takahashi, M. (2007) Biomass and production of fine roots in Japanese forests. *J. For. Res.*, **12**, 83-95.
- Norman, J. M., Garcia, R. and Verma, S. B. (1992) Soil surface CO₂ fluxes and the carbon budget of a grassland. *J. Geophys. Res.*, **97**(D17), 18845-18853.
- Norman, J. M., Kucharik, C. J., Gower, S. T., Baldocchi, D. D., Crill, P. M., Rayment, M., Savage, and K., Striegl, R. G. (1997) A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *J. Geophys. Res.*, **102**(D24), 28771-28777.
- Ohashi, M., Gyokusen, K. and Saito A. (1999) Measurement of carbon dioxide evolution from a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) forest floor using an open-flow chamber method. *For. Ecol. Manag.*, **123**, 105-114.
- Ohtaki, E. (1984) Application of an infrared carbon dioxide and humidity instrument to studies of turbulent transport. *Bound. Layer Meteorol.*, **29**, 85-107.
- Ohtaki, E. and Matsui, T. (1982) Infra-red device for simultaneous measurement of fluctuations of atmospheric carbon dioxide and water vapor. *Bound. Layer Meteorol.*, **24**, 109-119.
- Ohtani, Y., Mizoguchi, Y., Watanabe, T., Yasuda, Y. and Okano, M. (2001) Seasonal change of CO₂ flux above an evergreen needle leaf forest in temperate region, Fujiyoshida, Japan. *CGER Report : Proceeding of International Workshop for Advanced Flux Network and Flux Evaluation*, **CGER-M-011-2001**, 129-132.
- Orchard, V. A. and Cook, F. J. (1983) Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.*, **15**(4), 447-453.
- Osozawa, S. and Hasegawa S. (1995) Diel and seasonal changes in carbon dioxide concentration and flux in an Andisol. *Soil Sci.*, **160**(2), 117-124.
- 遅沢省子・久保田徹 (1987) 土壌のガス拡散係数の測定法. *土肥誌*, **58**(5), 528-535.
- Petersen, R.G. and Calvin, L. D. (1986) 2. Sampling p.33-51 (*In* Klute, A. (ed) "Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods " American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Wisconsin, USA).
- Pritchard, D. T. and Currie, J. A. (1982) Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *J. Soil Sci.*, **33**, 175-184.
- Pumpanen, J., Ilvesniemi, H., Peramaki, M. and Hari, P. (2003) Seasonal patterns of soil CO₂ efflux and soil air CO₂ concentration in a Scots pine forest: comparison of two chamber techniques. *Global Change Biol.*, **9**, 371-382.
- Qi, Y. and Xu, M. (2001) Separating the effects of moisture and temperature on soil CO₂ efflux in a coniferous forest in the Sierra Nevada mountains.

- Plant and Soil, **237**, 15-23.
- Raich, J. W. and Potter, C. S. (1995) Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biochem. Cycles*, **9**(1), 23-36.
- Raich, J. W. and Schlesinger, W. H. (1992) The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*, **44B**, 81-99.
- Rayment, M. B. and Jarvis, P. G. (1997) An improved open chamber system for measuring soil CO₂ effluxes in the field. *J. Geophys. Res.*, **102**(D24), 28779-28784.
- Rey, A., Pegoraro, E., Tedeschi, V., de Parri, I., Jarvis, P. G. and Valentini, R. (2002) Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biol.*, **8**, 851-866.
- Reiners, W. A. (1968) Carbon dioxide evolution from the floor of three Minnesota forests. *Ecology*, **49**(3), 471-483.
- 林野庁 (2005) 林業白書. 日本林業協会, 東京.
- Rochette, P., Desjardins, R. L. and Pattey, E. (1991) Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Can. J. Soil Sci.*, **71**, 189-196.
- Russell, C. A. and Voroney, R. P. (1998) Carbon dioxide efflux from the floor of a boreal aspen forest. I. Relationship to environmental variables and estimates of C respired. *Canadian J. Soil Sci.*, **78**, 301-310.
- 阪田匡司 (1999) 第Ⅵ章 物質の変換と移動 9 地表面のガスフラックス 209-211 (*In* 森林立地調査法編集委員会編「森林立地調査法」博友社, 東京).
- 阪田匡司・波多野隆介・佐久間敏雄 (1994) フロースルーチャンバーを用いた土壌呼吸測定の方法. *土肥誌*, **65**(3), 334-336.
- 阪田匡司・波多野隆介・佐久間敏雄 (1996) 粘土質コングリートの土壌呼吸における根と微生物呼吸の寄与. *土肥誌*, **67**(2), 133-138.
- Schlesinger, W. H. (1997) *Biogeochemistry*. Academic Press, San Diego, USA.
- Schlesinger, W. H. and Andrews, J. A. (2000) Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, **48**, 7-20.
- Sekikawa, S., Koizumi, H., Kibe, T., Yokozawa, M., Nakano, T. and Mariko, S. (2002) Diurnal and seasonal changes in soil respiration in a Japanese grapevine orchard and their dependence on temperature and rainfall. *システム農学*, **18**(1), 44-54.
- 瀬戸昌之・宮沢武重・田崎忠良 (1978) いくつかの土壌における二酸化炭素の発生速度と土壌の温度および水溶性有機物との関係. *生環調*, **16**, 109-112.
- Shidei, T. and Kira, T. (1977) Primary productivity of Japanese forests- Productivity of terrestrial communities -JIBP Synthesis Vol.16. University of Tokyo Press, Tokyo.
- 総合科学技術会議環境担当議員, 内閣府政策統括官 (科学技術政策担当) (2003) 地球温暖化研究の最前線—環境の世紀の知と技術 2002 —. 財務省印刷局, 東京.
- Stoyan, H., De-polli, H., Bohm, S., Robertson, G. P. and Paul, E. A. (2000) Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. *Plant and Soil*, **222**, 203-214.
- Subke, J.-A., Reichstein, M. and Tenhunen, J. D. (2003) Explaining temporal variation in soil CO₂ efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biol. and Biochem.*, **35**, 1467-1483.
- 只木良也 (1996) 森林環境科学. 朝倉書店, 東京.
- 玉井幸治・小南裕志・深山貴文・後藤義明 (2005) 山地小流域における地温, 土壌含水率からの土壌呼吸量時系列データの推定とその空間変動—京都府南部における風化花崗岩地域の場合—. *日林誌*, **87**(4), 331-339.
- Thomas, S. M., Cook, F. J., Whitehead, D. and Adams, J. A. (2000) Seasonal soil-surface carbon fluxes from the root systems of young *Pinus Radiata* trees growing at ambient and elevated CO₂ concentration. *Global Change Biol.*, **6**, 393-406.
- Valentini, R., de Angelis, P., Matteucci, G., Monaco, R., Dore, S. and Scarascia Mugnozza, G. E. (1996) Seasonal net carbon dioxide exchange of a beech forest with the atmosphere. *Global Change Biol.*, **2**, 199-207.
- Vose, J. M., Elliott, K. J. and Johnson, D. W. (1995) Chapter 16. Soil CO₂ flux in response to elevated atmospheric CO₂ and Nitrogen fertilization: Patterns and methods, 199-208. (*In* Lai, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B. A. (eds) "Advances in Soil Science, Soils and Global Change", CRC Press, Florida, USA).
- 渡辺力・大谷義一・谷誠・山野井克己・溝口康子・岡野通明 (1997) 落葉広葉樹林におけるエネルギー収支の季節変化. 森林総研平成8年度研究成果選集, 6-7.
- Watanabe, T., Yamanoi, K. and Yasuda, Y. (2000) Testing of the bandpass eddy covariance method for a long-term measurement of water vapor flux over a forest. *Bound. Layer Meteorol.*, **96**, 473-491.
- Wiant, H. V. Jr. (1967) Influence of temperature on the rate of soil respiration. *J. For.*, **65**, 489-490.
- Widén, B. (2002) Seasonal variation in forest-floor CO₂

- exchange in a Swedish coniferous forest. *Agricul. For. Meteorol.*, **111**, 283-297.
- Widén, B. and Majdi, H. (2001) Soil CO₂ efflux and root respiration at three sites in a mixed pine and spruce forest: seasonal and diurnal variation. *Can. J. For. Res.*, **31**, 786-796.
- Witkamp, M. (1966a) Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. *Ecology*, **47**, 194-201.
- Witkamp, M. (1966b) Rates of carbon dioxide evolution from the forest floor. *Ecology*, **47**(3), 492-494.
- Witkamp, M. (1969) Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil. *Ecology*, **50**(5), 922-924.
- Witkamp, M. and Frank, M. L. (1969) Evolution of CO₂ from litter, humus, and subsoil of a pine stand. *Pedobiologia*, **9**, 358-365.
- Wofsy, S. C., Goulden, M. L., Munger, J. W., Fan, S.-M., Bakwin, P. S., Daube, B. C., Bassow, S. L. and Bazzaz, F. A. (1993) Net exchange of CO₂ in a Mid-Latitude Forest. *Science*, **260**, 1314-1317.
- Yamamoto S. and Koizumi, H. (2005) Long-term carbon exchange at Takayama site, a cool-temperature deciduous forest in Japan. *Agricul. For. Meteorol.*, **134**, 1-3.
- 安田幸生・渡辺力・大谷義一・岡野通明・中山敬一 (1998) 落葉広葉樹林における CO₂ フラックスの季節変化. *水水会誌*, **11**, 575-585.
- 安田幸生・渡辺力 (1999) 「落葉広葉樹林上における CO₂ フラックスの季節変化」へのコメントに対する回答. *水水会誌*, **12**(3), 251.
- Yim, M.-H., Joo, S.-J. and Nakane, K. (2002) Comparison of field methods for measuring soil respiration : a static alkali absorption method and two dynamic closed chamber methods. *For. Ecol. Manag.*, **170**, 189-197.
- Yim, M.-H., Joo, S.-J., Shutou, K. and Nakane, K. (2003) Spatial variability of soil respiration in a larch plantation: estimation of the number of sampling points required. *For. Ecol. Manag.*, **175**, 585-588.
- Xu, M. and Qi, Y. (2001a) Spatial and seasonal variation of Q_{10} determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada forest. *Global Biochem. Cycles*, **15**(3), 687-696.
- Xu, M. and Qi, Y. (2001b) Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in norther California. *Global Change Biol.*, **7**, 667-677.