ザンビア北部・ミオンボ林帯におけるベンバの環境利用とその変容 —リモートセンシングを用いた焼畑農耕地域の環境モニタリング—

Environmental utilization and its change of Bemba people in miombo woodland, northern Zambia

大山 修一 京都大学大学院人間・環境学研究科 606-8501 京都市左京区吉田二本松町*

Shuichi OYAMA Graduate School of Human and Environmental Studies, Kyoto University, Kyoto 606-8501, Japan

ABSTRACT This study aims to clarify the ecological impact of human activity in the miombo woodland of northern Zambia by applying remote sensing. In this study, one of Vegetation Index, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) was applied to make Tree Viability Map. In process, correlation was analyzed between NDVI and wood biomass on 12 plots (50 m × 50 m) identified by GPS. They were positively correlated with significance as $r^2 = 0.933$.

The image was classified for 4 zones by using three categorized fallow periods of citemene shifting cultivation as border value; minimum fallow period, optimum fallow period and ecological fallow period. Minimum fallow period is one of the shortest term which is enable to produce staple food (finger millet), but cause environmental degradation. Optimum fallow period makes possible to achieve sustainable utilization of woodland. Ecological fallow period is the term which has been necessary to recover fully.

The image and ground survey show feature of the land use. There are maize farms within 1 km and degraded woodland within 2 km from the villages. In area of 2-8 km, the degraded woodland is reducing with the distance from village, and woodland where optimum fallow period is satisfied is increasing. Mature woodland exists in area of more than 8 km.

In order to continue sustainable utilization, the Bemba have been making use of woodland sparsely and widely. By moving villages and building seasonal dwellings, they have avoided to destroy woodland intensively.

From middle of 1980s, semi- permanent cultivation of hybrid-maize has been introduced with fertilizer. The number of householders who built seasonal dwellings has been reducing, because they harvest maize near villages and lop trees for citemene simultaneously. Moreover, resettlement scheme was established near the village and restrict utilization of local people. The feature of citemene, utilizing woodland sparsely and widely, has been obstructed by introduction of semi- permanent cultivation and socio-economical conditions.

Key Words: miombo woodland / citemene shifting cultivation / remote sensing / NDVI / optimum fallow period
(ミオンボ林/チテメネ耕作/リモートセンシング/NDVI/最適休閑期間)

熱帯の焼畑農耕地域では、人口増加や現金経済の拡大、近代農法や商品作物の導入、移民の流入といった社会・経済的な諸条件を背景として、焼畑農耕の持続性が大きな問題となっている(Webster and Wilson, 1989)。焼畑農耕の持続性の問題を、生産の基盤である自然植生との関連で分析するためには、ランドサット画像など衛星データを用いたリモートセンシングは有効な分析手法となる。リモートセンシングは広範な地域を対象に、地表面の状況を定期的に解析し、環境変動を追跡する環境モニタリングに適した手法である。しかし、環境変動を引き起こす要因は、

* 連絡先：京都大学アフリカ地域研究資料センター 606-8501 京都市左京区吉田下阿達町 46

図 1. 調査地の位置.

人間の諸活動や社会・経済的な条件と密接に関連しており、その分析にはリモートセンシングと詳細な現地調査とを組み合わせた環境モニタリングが必要である。

本研究は、ザンビア北部のミオンボ林帯に居住するベンバの人びとが営む特異な焼畑耕作（チテメネ耕作）が環境に与える影響を、衛星画像の解析と現地調査によって明らかにすることを目的としている。衛星画像の解析では、植物の被覆やバイオマスの疎密状況を表現する植生指数 (NDVI) を利用して、チテメネ耕作の休閑期間に対応した植生活性図を作成した。現地調査では、土地利用や土地被覆、植生といった衛星画像の解析に必要な調査項目だけではなく、人びとの生業形態や農耕システム、環境利用など村レベルの事象と、調査地域をとりまく社会や経済の現状についても調査した。本稿では、このような現地調査とリモートセンシングとを組み合わせ、植生や土地利用の状況を明らかにしたうえで、その背景にある自然・社会・経済的な要因の解析を試みたい。そして、チテメネ耕作によるベンバの環境利用とその変容過程の特徴を解明し、焼畑農耕の持続性について考察したい。

調 査 地

調査は、ザンビア共和国の北部州ムピカ県の県都ムピカ（南緯 11 度 40 分，東経 31 度 10 分）より西 27 km にあるムレンガ・カプリ村を中心に進めた（図 1）。このムレンガ・カプリ村では、1983 年より掛谷と杉山が人類学を中心とした調査を継続してきた（Takeya & Sugiyama, 1985, 1987; 掛谷, 1990, 1994, 1995, 1996; Sugiyama, 1987, 1992; 杉山, 1988, 1996a, 1996b.）。現地調査の期間は、1993 年 10 月から 12 月までと 1994 年 5 月から 7 月までの計 6 カ月間である。

自然条件

ムレンガ・カプリ村の周辺域は、標高 900 m～1,100 m の起伏の少ない高原地帯であり、広く乾燥疎開林に覆われている。乾燥疎開林は、マメ科ジャケツイバラ亜科 (Caesalpinioideae) の *Brachystegia*, *Julbernardia*, *Isoberlinia* 各属の中高木が優占する植生であり、それらの優占種を総称する方名を冠してミオンボ林と呼ばれている。ミオンボ林は、アフリカ大陸の中南部を中心とした広大な地域を占める植生であり、年間の降水量が 500 から 1,500 mm の地帯に分布する。

雨季に林床はイネ科の草本に覆われ、乾季になると野火が入ることもある。この乾燥疎開林を縫うように川が流れ、川の流域沿いにはダンボ (dambo) と呼ばれる、雨季に冠水する低湿地が発達している。雨季のダンボにはイネ科の草本が優占し、乾季には野火が入ることが多い。

チテメネ耕作

ベンバの人びとは、チテメネ耕作とよばれる特異な焼畑耕作を営んでいる。チテメネ耕作は樹木の伐採にはじまる。雨季が明けた5月から9月にかけて、ベンバの男性はチテメネ耕作の準備のためにミオンボ林の樹木を伐採する。樹木の伐採方法には、樹上伐採 (ukusaila) と地上伐採 (ukutema panshi) の2通りの方法がある。樹上伐採は、胸高直径が約15 cm以上の大きな樹木を対象とし、木に登って枝を切り落とすが、幹は切り倒さない。地上伐採は、ほぼ腰の高さで幹を切り倒す方法で、幹の細い樹木が選択される。円形状の伐採地の面積は1.0 haから4.2 haである。伐採された幹や枝葉を3～4週間かけて天日乾燥させたのち、女性が伐採地の中心部 (耕作予定地) に運び、直径60 mから70 mの円形状に積みあげていく。その高さは70 cmにもなる。こうして枯れ枝を積み上げた耕作予定地は、ベンバ語でチテメネ (citemene) と呼ばれる。雨季がはじまる直前の10月中旬になると、チテメネに火を放ち焼畑を造成する。この焼畑はウブクラ (ubukula) と呼ばれ、面積は通常0.2 haから0.7 haである。このようにチテメネ耕作の土地利用の形態には、樹木の「伐採地」と、伐採に加えて火入れ・耕作する「耕作地」の2種類があり、それらが同心円状に存在する。1年目には、まずキャッサバの茎苗を植えてから、主要な主食作物であるシコクビエを散播する。シコクビエを翌年の5月に収穫するが、それ以降の(2年目以降の) 耕作地はチファニ (cifwani) と呼ばれる。

このチファニには11月中旬にピーナッツやバンバラマメを点播し、翌年の4月に収穫する。3年目の耕作地では、必要に応じてキャッサバを収穫する。その後に耕作地を放棄することが多いが、4年目に畝を立てインゲンマメを播種することもある。放棄された耕作地はチフンブレ (cifumbule) と呼ばれる。

村から5～6 km以上離れた地域にチテメネを開く場合には、ミタンダと呼ばれる出づくり小屋を設営する。ミタンダには乾季の5月から9月にかけて居住し、男性はチテメネ耕作の伐採作業に、女性は耕作予定地に幹や枝葉を運び込む作業に従事する。

ファーム耕作 (ハイブリッド種のトウモロコシ栽培)

かつての植民地政府や独立以後のザンビア政府は、チテメネ耕作がミオンボ林の生態系を破壊し、生産性も低い「原始的な」農耕であると決めつけ、チテメネ禁止の政策をとり続けてきた。その政策にもかかわらず、ベンバの人びとは伝統的なチテメネ耕作を保持してきた (掛谷, 1994)。その一方で、1980年代の初頭からファームと呼ばれる半常畑耕作が普及し始めた。ファームとは、樹木の根を取り除いて整地した畑に化学肥料を施肥し、ハイブリッド種のトウモロコシを栽培する半常畑耕作を意味する。このファーム耕作は1986年までに急速に拡大し、ほぼすべての村で、トウモロコシの半常畑耕作とチテメネ耕作が併存するようになった (掛谷, 1995)。さらに、タンザニアとザンビアを結ぶタンザン鉄道沿いに大規模な農業開発を進める計画「タンザン鉄道沿線開発プロジェクト (TAZARA Corridor Development Project)」が立案され、その対象地域は調査地の近くにまで及んでいる。この計画に沿って、すでに入植者が開墾を開始しており、村びとが利用できるミオンボ林は制限されようとしている。このように現在では、トウモロコシの半常畑耕作と政府立案の開発計画が進み、チテメネ耕作をとりまく状況は急激に変化している。

チテメネ耕作の休閑期間

休閑期間は、焼畑農耕の生産基盤である森林の再生と密接に関係しており、焼畑の生産性や持続性に大きな影響を与える。それゆえ、チテメネ耕作の持続性と環境利用の特徴を解明するために

は、休閑期間について実証的に検討する必要がある。この節では、実態調査によって得た資料を基礎として、チテメネ耕作の休閑期間と現存量との関係について理論的に考察した別稿 (Oyama, 1996) を要約しつつ、「最小休閑期間」、「最適休閑期間」、「生態的休閑期間」の概念と、それを支える現存量の基準値を提示したい。そして次節で、画像分類に用いる休閑期間と現存量の限界値を算出する。なお、一般に休閑期間は畑を放棄したのちに経過した年数を示すが、ここで取り扱うチテメネ耕作の休閑期間は樹木の伐採後に経過した年数を意味する¹⁾。

別稿では、チテメネ耕作の土地利用を踏まえて、樹木の「伐採地」と、伐採に引きつづき火入れ・作物の栽培をする「耕作地」を対象に、伐採直後と休閑期間7年、10年、15年、30年を経過した樹木の現存量 (生重) を解析し、休閑期間と現存量との関係を明らかにした。そして、チテメネで生成された灰の量とシコクビエ収量との相関関係 (Araki, 1993) と、灰の重量と樹木の生重との比率 (Stromgaard, 1985) から、シコクビエの平均的な収量 (ha あたり2.77 t) を得るために、約339 tの現存量がチテメネに搬入されることを明らかにした。1983年のムレンガ・カプリ村におけるチテメネ耕作地と伐採地の平均比率は1: 6.6であり (Kakeya & Sugiyama, 1985), 1 haを基準にして換算すると、339 tを6.6 haで除して得られる値、つまりha あたり51.4 tの現存量がチテメネ造成のために伐採地から運び込まれることになる。チテメネの造成後に、ミオンボ林の現存量がha あたり51.4 tにまで回復するには、伐採地で2年、耕作地で26年の休閑期間が必要であり、これを最小休閑期間と名づけた。最小休閑期間は、平均的なシコクビエを収穫するために耕作地に搬入される現存量がすべて地上伐採によると仮定して算出した理論値であり、この休閑年数でミオンボ林を再利用すると生態系の極度な破壊を引き起こす可能性がある。

このようなミオンボ林の破壊を回避し、植生の再生を組み込みながら、チテメネ耕作を持続的に保持していく休閑期間を最適休閑期間と定義した。このミオンボ林の持続的な利用のキーとなるのは、樹上伐採である。樹上伐採は樹幹を切り倒さず、枝のみを伐採の対象とするため、萌芽により枝葉が速やかに再生する。植生調査の結果、樹上伐採された直後に測定したミオンボ林の現存量はha あたり28.7 tであり、チテメネのために伐採される51.4 tを加えた値、つまり80.1 t/ha 以上になると、樹上伐採が可能になると考えられる。この現存量の再生に必要な最適休閑期間は伐採地で16年、耕作地で35~40年である。

伐採後、ミオンボ林の現存量は徐々に増加し、ha あたり約90 tを超えると現存量の増加はほぼ平衡状態に達するが、そのために必要な生態的休閑期間は、伐採地で30年、耕作地で50年以上である。

本稿の画像分類に用いる現存量と休閑期間の限界値

「最小休閑期間」「最適休閑期間」「生態的休閑期間」の概念は、ここでの衛星画像の分析でも重要な位置を占める。しかし、これらの休閑期間を類別する基準値については、ある程度の修正が必要である。衛星画像による調査では、多くの地理的変異を含む広域を対象としており、また衛星画像の特性や精度、あるいは撮影年度に即応して解析を進めなければならないからである。この研究では、後述するように1992年9月に撮影された衛星画像を用いたが、とくにそれぞれの休閑期間を類別する現存量の基準値を大きく左右するチテメネ耕作地と伐採地に比率については、その平均値よりも限界値を考慮した分析の方が、衛星画像と実際の植物被覆の状況がよく対応することが明らかとなった。それゆえ、この論考では、以下で検討する値を用いて画像分類を試みたい。

前節で述べたように、必要量のシコクビエの収穫を確保するために、チテメネに搬入する現存量はha あたり約339 tであり、この値は衛星画像の解析においても基礎的なデータとなる。別稿 (Oyama, 1996) では、この現存量が、耕作地の6.6倍の広さに相当する伐採地から搬入されると想定して、休閑期間と現存量との関係を考察した。その比率は、1983年のムレンガ・カプリ村に居住する全世帯の平均値であった。しかし実際には、ムレンガ・カプリ村ではチテメネ耕作地

と伐採地の比率には 1:5.5 から 1:8.0 までの幅があった。また、ベンパ・ランド全域におけるチテメネについての調査結果を概観した Moore & Vaughan (1994) は、その比率が 1:6 から 1:10 までの変異をもつと報告している。チテメネ耕作地と伐採地の比率は、ミオンボ林の劣化の程度を示す一般的な指標のひとつであり、耕作地に対する伐採地の割合が大きいほど、劣化の程度は大きいとみなすことができる。それは、ミオンボ林の劣化が進めば、耕作地に投入する樹木の現存量を確保するために伐採域の面積を拡大し、耕作地に対する伐採地の比率が高くなるからである。同時に、その比率は、ミオンボ林の劣化に対応する村びとの適応努力をも示している。村びとが、樹木の伐採・運搬に費やす労力と、この比率は強く相関している。

このように、チテメネ耕作地と伐採地の比率を変えれば、劣化したミオンボ林でもチテメネの開墾は可能である。しかし、人びとの伐採や運搬に費やす労力は、上述の調査結果からみて、その比率が 1:10 のところで限界に達すると考えてよいであろう。それゆえ、チテメネの開墾に必要な現存量（約 339 t）を 10 で除した値、つまり ha あたり約 35 t の現存量をもつミオンボ林であれば、最小休閑期間を経過したとみなすことができる。この最小休閑期間は、伐採地で 1 年、耕作地で 21 年に相当する。

掛谷と杉山によれば、1983 年のムレンガ・カプリ村では出づくり耕作地を含めれば、チテメネ耕作に利用できるミオンボ林には十分な余裕があったという (Kakeya & Sugiyama, 1985)。しかし当時でも、チテメネ耕作地と伐採地の比率が 1:8.0 の世帯もあり、この程度の比率までなら、村びとは労力を惜しまずにチテメネ耕作に従事しえたことを考慮して、最適休閑期間を経過したことを示す現存量の限界値についても修正しておく必要がある。つまり 1:8.0 の比率で伐採地から枝葉をチテメネ耕作地に運び込むのであれば、ha あたりに換算すると 42.4 t（339 t を 8.0 で除した値）の伐採量に、樹上伐採の直後に残された 28.7 t の樹木の現存量を加えた値が、持続可能なチテメネ耕作を支持しうるミオンボ林の限界的な現存量になると考えてよいであろう。その値は、ha あたり約 70 t になるが、これだけの現存量があれば、最適休閑期間を経過したとみなすことができる。この最適休閑期間は、伐採地で 10 年、耕作地で 33~35 年に相当する。

生態的休閑期間を経過したミオンボ林の限界的な現存量については、ha あたりで約 100 t を想定しておきたい。それは、ミオンボ林を構成する主要な樹種 (*Brachystegia*, *Julbernardia* 属) のうち 1 種が現存量の 60% 以上を占め、ほぼ原植生が再生したとみなしうる地域では、ha あたりに換算すると 100 t 以上の現存量があったことを根拠にしている。休閑期間 30 年以上の耕作地と伐採地では植生調査を行っていないために推測になるが、ha あたり約 100 t の現存量にまで回復する生態的休閑期間は伐採地では 40 年以上、耕作地では 60 年以上が必要であろう。

方 法

解析用データと解析システム

使用したデータは、1992 年 9 月 16 日撮影の LANDSAT-5 TM 画像であり、PATH = 170, ROW = 68 のフルシーンで、バルク補正済み CCT である。撮影された 9 月は雨季がはじまる 2 カ月前であり、チテメネ耕作のための伐採作業と、伐採された枝葉や幹を耕作予定地に積み上げる作業が終わりに近づく時期である。解析作業に用いたシステムは UNIX を基本とする ERDAS (Ver. 7.5) [アメリカ:ERDAS 社]である。

解析用データの調整

ランドサット画像のオリジナルデータには、観測センサーの特性により歪みが生じているため、画像の地理的な幾何補正が必要である。今回の解析では、フルシーン（1 次ファイル）から解析対象の地域を含む範囲²⁾の 7 バンドを切り出し、1:50,000 の地形図と対応させることができる画像上の基準点を選定して、UTM 座標系に幾何補正し、2 次ファイルを作成した。さらに、

図2. 解析対象地域の合成画像。(R: BAND 5, G: Band 4, B: Band 3).
LANDSAT TM画像 1992年9月16日撮影.

図3. ランドサットTM画像(1992年9月)におけるNDVIとミオンボ林の現存量との相関関係.

この2次ファイルから現地調査を実施した地域³⁾における7バンドをリサンプリングし、解析用3次ファイルとした。図2は、リサンプリング後の3次ファイルから作成した画像に関してバンド5・4・3にそれぞれ青・緑・赤色を配色した合成画像である。

画像解析

本研究では、植生指数を利用して画像を分類した。

TMデータの各ピクセルにおいては、各7バンドに対して0から255の範囲の輝度値が与えられている。光の反射が強くなる裸地では輝度値が大きくなり、地表面が黒く反射の弱い場所では輝度値は小さくなる傾向がある。この7バンドの輝度値により算出される植生指数(vegetation index)のひとつに正規化差植生指数(Normalized Difference Vegetation Index: NDVI)があ

図4. 植生指数 (NDVI) を利用して作成した植生活性図.

る。ランドサットのTM画像については、NDVIは可視領域の赤（バンド3）と近赤外領域（バンド4）を用いて一般に次式により算出される（Perry & Lanternschlag, 1984）。

$$\text{NDVI} = (\text{バンド4} - \text{バンド3}) / (\text{バンド4} + \text{バンド3})$$

活発に光合成している植生は、可視領域よりも近赤外領域での放射を強く反射するので、NDVIの値が高ければ植生が密に存在することになる（Goward *et al.*, 1985; Tucker *et al.*, 1985）。植物の葉面積指数や現存量などとNDVIの間には相関関係があることが知られており、森林や草原などの植生の被覆状況や土地利用の分類に重要な指標になりうる可能性が示唆されている（Lauver & Whistler, 1993）。

本稿では、ミオンボ林の現存量をNDVIと関係づけるために、次のような手順に沿って解析を進めた。まず、ミオンボ林を構成する主要な樹種22種153本について伐木調査を実施し、それぞれの樹木について胸高直径の2乗と樹高の積を求め、その値と現存量とは0.88と非常に高い相関係数をもつことを確認した。各樹木の現存量は、それぞれの胸高直径と樹高を以下の回帰式に代入して求めることができる（Oyama, 1996）。

$$\log(W) = 0.759 \times \log(\text{DBH}^2 \times H) - 0.371$$

W: 現存量   DBH: 胸高直径   H: 樹高

この回帰式を利用して、12地点に設定した50m四方のコドラートで植生調査を実施し、存在する樹木の現存量をそれぞれ算出した。コドラートの位置をGPS（Panasonic社製 KX-G5500）を用いて確定し、幾何補正した画像のピクセルと対応させて、コドラートの現存量とNDVIの値との相関関係を調べた。そして、相関関係を考慮したうえで、NDVIを利用した植生活性図を作成した。

植生調査

隣村との関係で、調査村の人びとが慣習的に利用してきた地域（図2の黄色の線）内で、植生調査を実施した。ムレンガ・カプリ村から北北東に幅が2 mで、距離が11.6 kmのベルトランセクトを設定し、長さ50 mごとに区画をわけて、計232区画を得た（図2）。ベルトランセクト上における、開墾もしくは耕作の過程にある畑については開墾者の氏名を聞き込み、耕作年数と栽培作物を記録した。放棄された畑については休閑年数と、可能であれば開墾者についての情報を入手した。このほかに、道路や出づくり小屋などの土地利用の状況を、観察により記載した。植生調査では樹高1.5 m以上の樹木を対象として、59種・3064本について樹種名を確認した後に、胸高直径(DBH)と樹高(H)を計測した。これらの資料をもとに、幅が2 m、長さが50 mの区画をふたつにまとめ、長さが100 mのプロットにおける植生の状況を把握した。そして、村からの距離と植生の分布状況との関係を検討し、NDVIを用いて作成した植生活性図との照合を試みた。

結 果

画像解析

GPSを利用して画像上で的確に位置を把握することができた12地点のコードラートの現存量とNDVIの値とを比較した（図3）。サンプル数は12点と少ないが、NDVIと現存量とのあいだには $r^2=0.933$ という高い相関で次のような回帰式が成立する。

$$(\text{現存量}) = 1094.35 \times (\text{NDVI}) - 67.97$$

衛星画像のデータから現存量を推定するためには、植生の分布状況や葉面積指数と画像データとの関連性などについて、詳細な基礎データが必要であるとされている。これまでNDVIを利用して直接に現存量を推定した研究はないが、一部の研究者（長谷川ほか、1985；大貫ほか、1983.）は、ランドサット画像から植生の分布状況を把握したうえで、航空写真によって現存量を推定している。本研究では各ピクセルにおける詳細な現存量の値を推定せず、チテメネ耕作の3つの休閑期間（最小休閑期間、最適休閑期間、生態的休閑期間）を経過したことを示す現存量の各限界値（haあたり35 t、70 t、100 t）を、上記の回帰式を用いてNDVIに換算し、それを分類カテゴリー間の境界値として利用した。ダンボにはチテメネを開く可能性はないため、植生活性図を作成する前にダンボの地域を教師付き分類（最尤法）により抽出し、マスク処理をした。それ以外のチテメネを開墾する可能性があるすべての地域について、NDVIを用いて画像を分類した。

表1. NDVIを用いた画像分類の結果

分類カテゴリー	NDVI	ピクセル	推定面積 km ²	%
(1) 極度に破壊されたミオンボ林 (現存量 0以上 35 t/ha 未満)	0.094 未満	110,763	89.97	11.81
(2) 持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林 (現存量 35 以上 70 t/ha 未満)	0.094 以上 0.126 未満	229,431	186.34	24.46
(3) 持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林 (現存量 70 以上 100 t/ha 未満)	0.126 以上 0.153 未満	185,301	150.51	19.66
(4) 人間活動の影響が少ないミオンボ林 (現存量 100 t/ha 以上)	0.153 以上	194,897	158.31	20.88
(5) ダンボ		217,549	176.70	23.20
合 計		937,941	761.83	100

推定面積は、つぎの式を用いて算出した。

$$S_i = P_i \times 0.0285 \times 0.0285$$

ただし、 S_i : 分類 i に属する面積 (km^2) ; P_i : 分類 i に属するピクセル数

以下に各分類カテゴリーと、その具体例としてミオンボ林のカテゴリー (1) から (4) についてはベルトトランセクト上の区画 ($2 \times 50 \text{ m}$) における林分断面図を示す。

<分類1> 極度に破壊されたミオンボ林 (図5)

この地域は、樹木の現存量が ha あたり 35 t 未満であり、最小休閑期間を経過していないチテメネ跡地、もしくは人間活動の影響が強いミオンボ林である。この地域では、チテメネの開墾は困難である。樹木は人間活動の影響を強く受けている状況で生育しており、樹数は少ない。樹高が 3 m 前後の樹木が散在し、樹冠が地表面を被覆していないため、光の反射は極めて強い。林床にはイネ科の草本が繁茂していることが多い。このようなミオンボ林のほかにも、ムピカの町や村の居住域、道路、鉄道、裸地が含まれ、各村の周辺で開墾をしているトゥモロコシ畑、開発プロジェクトの入植者が所有する耕作地もこのカテゴリーに類別されている。また、林床が野火で焼けて地表面が黒くなっているミオンボ林も、この地域に含まれる。

<分類2> 持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林 (図6)

この地域は、 ha あたりの現存量が 35 t 以上 70 t 未満であり、最小休閑期間を経過しているが最適休閑期間を満たしていないミオンボ林である。人間活動の影響を受けた後に、再生の過程にあるミオンボ林である。生育する樹木の数が多いが、樹高 5 m 以下であり、林床にはイネ科の草本が生育する。地表面からの光の反射は強い。この地域に生育する樹木の多くは胸高直径が 15 cm 以下であり、チテメネが開墾される場合には、地上伐採が主である。ミオンボ林の現存量が少ない場合には、チテメネ開墾のために伐採域を拡大する必要がある。そのため、ミオンボ林を持続的に利用するのは、現時点では困難である。道路や村の周辺域、ムピカの町近郊に多く分布するが、村から離れた地域にも分布している。

<分類3> 持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林 (図7)

この地域は、 ha あたりの現存量が 70 t 以上であり、最適休閑期間を経過しているが生態的休閑期間を満たさないミオンボ林である。生育する樹木は、 10 m 前後の中木層と 6 m 以下の低木層を形成しており、地表面を被覆している。*Brachystegia* 属や *Julbernardia* 属のほかにも、*Uapaca* 属や *Monotes* 属などが優占する。樹数は多く、チテメネ開墾に利用できる現存量も多い。樹上伐採が可能な胸高直径が 15 cm 以上の樹木が多く、ミオンボ林の持続的な利用が可能であると考えられる。村や道路を中心として(分類2)の地域の外縁部に位置することが多い。

<分類4> 人間活動の影響が少ないミオンボ林 (図8)

この地域は、 ha あたりの現存量が 100 t 以上であり、生態的休閑期間を経過しているミオンボ林である。優占する *Brachystegia* 属あるいは *Julbernardia* 属は高木層を形成し、その樹高は 20 m にも達する。樹冠は地表面を被覆しているため、 5 m 以下の低木層はほとんど生育せず、優占する樹木の幼樹も見あたらない。生育する樹木の個体数と種数は少なく、林床のイネ科草本も部分的に生育しているだけである。チテメネを開墾する場合には、樹上伐採が中心となる。

<分類5> ダンボ

この地域は雨季に冠水する低湿地帯であり、イネ科草本 (*Hyparrhenia* sp. と *Loudetia* sp.) が繁茂する。しかし、画像が撮影された9月(乾季)には、野火が入っていることが多い。前述の通り、ダンボにはチテメネを開くことがないために教師付き分類を用いて類別し、マスク処理をしたため、NDVIを用いて画像を分類することはしなかった。野火により地表面が黒いダンボは、教師付き分類により的確に類別されたが、野火が入っていないダンボと草地の輝度値は近似するため、草地の一部がダンボに誤分類されている。

図5.「極度に破壊されたミオンボ林」における林分断面図。

樹高 1.5 m 以上の樹木を計測の対象とした。Bl: *Brachystegia longifolia*, Jp: *Julbernardia paniculata*, Mk: *Monotes katangensis*, Pw: *Proteas welwitschii*, Sg: *Syzygium guineense*, Us: *Uapaca sansibarica*。

図6.「持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林」における林分断面図。

樹高 1.5 m 以上の樹木を計測の対象とした。Bb: *Brachystegia boehmii*, Bs: *B. spiciformis*, Dn: *Dalbergia nitidula*, Fi: *Faurea intermedia*, Jp: *Julbernardia paniculata*, Mk: *Monotes katangensis*, Op: *Ochna pulchra*, Us: *Uapaca sansibarica*, Pl: *Phyllocosmus lemaireanus*。

植生の分布と土地利用の現況

植生活性図(図4)を概観すると、東西 21 km、南北17.5 km 四方の広域におけるミオンボ林の分布や、土地利用の現況の基本的な特徴を明確に把握することができる。たとえば、持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林は、生態的休閑期間を経過したミオンボ林を含めれば、全地域の約 40% を占めており、適切な地域利用を支える条件が整えば、チテメネ耕作は存続しうるようにみえる。また一方で、村や道路沿いのミオンボ林は極度に破壊されており、そこから距離を隔てるにしたがって、現存量の多いミオンボ林が分布を広げていく傾向性を読みとることができる。

このように、植生活性図は広域についての多くの情報を与えてくれるが、それが現実の状況をどれほど正確に反映しているかについての検討が必要である。以下では、調査村の近辺域における植生や土地利用の実態を把握するために実施したベルトトランセクト法による調査結果との照合を試みたい。

図7. 「持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林」における林分断面図.

樹高 1.5 m 以上の樹木を計測の対象とした. Bm: *Brachystegia manga*, Bl: *B. longifolia*, Fa: *Faurea apiculata*, Jl: *Julbernardia paniculata*, Pc: *Parinari curatellifolia*, Pw: *Protea welwitschii*, Uk: *Uapaca kirkiana*.

図8. 「人間活動の影響が少ないミオンボ林」における林分断面図.

樹高 1.5 m 以上の樹木を計測の対象とした. Bl: *Brachystegia longifolia*, Bs: *B. spiciformis*, Mk: *Monotes katangensis*, Pl: *Phyllocosmus lemaireanus*.

ベンバの人びとは、生活に必要な水を利用しやすい川やダンボ（低湿地）沿いに村を構え、あるいは出づくり小屋を設営し、そこを拠点としながら豊かなミオンボ林を求めてチテメネを開墾するなど、その土地利用や地理的な空間認識は、川やダンボによって区切られる地域を基礎としているといつてよい。それゆえ、ベルトトランセクトによる植生や土地利用の実態把握も、村びとの生活領域内にある川によって区切られる範囲を単位とした分析が適切である。ここでは、以下の4つの区間に分けて分析を進めたい。

第1区：村からカヌワンプング川までの区間。

トウモロコシ畑が造成されている村の周辺域（村から2.0 km 以内＝図4の(1)に該当する）。

第2区：カヌワンプング川からチリマブエ・ムカランバ川までの区間。

村から通ってチテメネを開いている地域（村から2.0～5.0 km＝図4の(2)に該当する）。

第3区：チリマブエ・ムカランバ川からマティバ川までの区間。

出づくり小屋をつくってチテメネを開いている地域

（村から5.4～7.8 km＝図4の(3)に該当する）。

第4区：マティバ川からムガンガ川までの区間。

現在、人間活動がほとんど営まれていない地域

図9. 村からの距離とチテメネ耕作地の休閑年数との関係とファーム開墾地の位置.

図10. プロット (2×100 m) における樹上伐採の可能な樹木の割合と村からの距離との関係.

(村から8.1～11.6 km = 図4の(4)に該当する)。

まず、村びとから聞き取ったベルトトランセクト上での土地利用の状況を図9に示す。休閑5年以下のチテメネ耕作地は、村から3～5 kmほど離れた第2区に集中し、休閑15年前後のチテメネ放棄地は、第1区から第3区までにまばらに分布する。第3区・第4区では、村から離れるにしたがって未利用地が増加する。つまり、村から5 km以内のミオンボ林の多くは、人間活動の影響を強く受けており、チテメネに適したミオンボ林はその外縁部に求める必要があることを示している。

ここで村を中心とした植生の分布を、実際に検討していくのであるが、チテメネ開墾の成否と持続性は、単位面積あたりの樹上伐採が可能な樹木の数と大きく関係している。それゆえ、ベルトトランセクト上で、樹上伐採が十分に可能だと思われる樹木（胸高直径が15 cm以上で、樹高が8 m以上）の本数を幅2 m、長さが100 mのプロットを単位として各区ごとに計107プロット

トを検討した (図 10)。

それぞれの区間において、樹上伐採の対象となりうる樹木の本数と全樹木に占める割合は、第 1 区で 1.46 本(7.4%)、第 2 区で 2.31 本(9.3%)、第 3 区で 2.92 本(10.9%)、第 4 区で 6.54 本(30.8%)と、村から離れるにしたがって増加する。また、全樹木の平均樹高は、第 1 区で 4.3 m、第 2 区で 4.5 m、第 3 区で 4.7 m、第 4 区で 7.4 m と高くなる。第 4 区と比較すると、第 1 区と第 2 区では植生に対する人間活動の影響は大きく、ミオンボ林は劣化する傾向にある。そして、第 3 区では村から離れるにしたがって、樹上伐採が可能な樹木の数が増加し、チメネネ耕作の持続性を支えることができるミオンボ林が存在する。第 4 区では、原植生に近い状態でミオンボ林が残存していることを指摘できる。

このようなベルトトランセクト法による植生調査の結果は、大局的にみて、NDVI による画像分類と良く合致しているといつてよいであろう。

考 察

アフリカにおける環境モニタリングの可能性と問題点

NDVI という指標は単純で未完成ではあるが、この指標を利用し作物や自然草原の隔測が可能となった事例 (Aase *et al.*, 1986, 1987; Wanjura & Hatfield, 1988) や、作物の生産量の予測が可能となった事例 (Wiegand *et al.*, 1986; Wiegand & Richardson, 1987) がある。植生指数による画像分類では、教師付き分類をはじめとする画像分類モデルと比較すると経験的な要素が少なく、客観的な分類が可能である。教師付き分類は、現在の画像解析の主な手法のひとつであるが、ミオンボ林について分類を実施するのは困難である。現段階では、ミオンボ林の一次植生が確定せず、遷移の過程でも樹種の変化に規則性がみられないため、樹種構成や土地被覆に着目して、適切なカテゴリーを作成するのには限界がある。

ミオンボ林帯で NDVI を用いて画像解析をした事例は少ないが、本研究では現存量と NDVI との間に高い相関関係を得て、3つの休閑期間を経過したことを示す現存量を境界値として画像を分類することが出来た。しかし、NDVI による分類画像では、詳細な土地利用や土地被覆の情報を把握することはできず、また同じ地域の植生であっても撮影の時期や時間によって陰影に変化が生じ、スペクトルの反射率が一定しないという問題がある (堀口ら, 1994)。そのため、異なった時期の分類画像を比較するのは困難であるという欠点がある。リモートセンシングと航空写真の判読を組み合わせる手法も存在するが、ザンビアでは定期的に航空写真が撮影されておらず、この手法を利用することはできない。

こうしたリモートセンシングの問題点を踏まえたうえで、現地調査により算出した休閑期間とミオンボ林の現存量によってランドサット画像を解析し、環境変化の把握を目指したことが本研究の大きな特徴である。それは、アフリカにおける環境モニタリングのひとつの可能性を提示する試みであるといつてよいであろう。とくに近年、焼畑農耕地帯では人口増加や現金経済の流入といった社会・経済的な条件の変化により生態系の破壊と農耕システムの持続性が問題となっており、その問題を分析するためには広範な植生や土地被覆を映すリモートセンシングと詳細な現地調査を結びつけた解析手法が必要である。現地調査においては、対象地域における各村の成立の歴史や人口動態、生業形態や農耕システムの記載および耕地面積の測定など人類学的な調査項目が重要となる。従来の人類学的な調査は、ひとつの村に集中して実施されることが多かったが、衛星画像の解析を通じて、その成果を面的に拡大して検討することも可能となる。このように現地調査と画像解析を組み合わせることによって、焼畑農耕地帯における自然と生業の問題を新たな視点で分析できるであろう。また、方法論を十分に検討したうえで、調査地域における経時的な環境変動を把握することは今後の重要な課題である。

土地利用・植生の変容と現況

現地調査を集中的に実施したムレンガ・カプリ村の周辺域では、村から1 km 以内の地域に「トウモロコシ畑」があり、2 km 以内（図4の(1)）の地域には「極度に破壊されたミオンボ林」、2～5 km（図4の(2)）の地域には「持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林」が多く分布する。5～8 km の地域（図4の(3)の地域）では、村から離れるにしたがって「持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林」は少なくなり、「持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林」が存在するようになる。さらに、村から8 km 以上離れると（図4の(4)の地域では）「持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林」と「人間活動の影響が少ないミオンボ林」が存在する。このようなムレンガ・カプリ村周辺域におけるミオンボ林の分布は、村びとが積極的に図4の(3)の地域に通ったり、出づくり耕作で(3)・(4)の地域にチテメネを開墾しようとしてきた事実と合致する。また、村びとが言及するように、ムレンガ・カプリ村や道路の南側ではチテメネ耕作を支持しうだけの現存量をもつミオンボ林はほとんど存在しない。

植生の分布状況を検討すると、1992年時点でベンバがチテメネを開墾してきたのは村から約6 km までの地域であったことが分かる。村の周辺域では薪を集めたり、トウモロコシ畑として伐開し、ミオンボ林を集中的に利用してきた。航空写真を判読すると、1960年には村の付近（図4の(1)・(2)の地域）を中心にチテメネを開き、その後1972、1984年には積極的に出づくり小屋を作って、村から離れた、原植生に近いミオンボ林（図4の(3)・(4)の地域）にチテメネを開いていた。ベンバの人びとは、豊富な現存量をもつミオンボ林を求めてチテメネを開き、場合によっては村から離れて出づくり小屋を設営してきたのである。

ベンバは10年から20年ごとに村全体を移動させてきた（Sugiyama, 1992）という。出づくり小屋を設営したり、村を移動することによってミオンボ林の破壊を避けるために「薄く広く」利用し、チテメネ耕作による生計経済を維持させてきた。

世帯単位で人びとが頻繁に出入りすることはベンバ社会の特徴のひとつであり、このことも「薄く広く」ミオンボ林を利用することと関連する。ベンバの村では伝統的に母系の血縁集団を中心に人びとが集住しているが、住民間の不和や呪いといった社会的な原因で村から出ていく人も多い。こうした村びとの出入りは、ミオンボ林の劣化によるチテメネの生産性の低下と、その結果引き起こされる食糧不足と深く関係している可能性が高い。近年では、ミオンボ林の劣化によりチテメネの収量が低下した結果、土地を世帯ごとに囲い込み、各世帯が分散して居住する村もある。それは、可能なかぎりチテメネ開墾地を分散させるための適応努力と評価することができる。

また、ミオンボ林の破壊を回避させようとするベンバの指向性は、チテメネ耕作の農耕システムのなかにも認めることができる。それは、胸高直径15 cm 以上の樹木を対象に行われる樹上伐採である。樹上伐採のおもな目的は、伐採した後のミオンボ林の再生をはやめることにあり、樹上伐採により幹が残されたミオンボ林は、萌芽によってすみやかに再生していく。

出づくり小屋の設営や村の移動、居住地の分散、樹上伐採は「薄く広く」ミオンボ林を利用し、より持続的にチテメネ耕作を維持させようとするベンバの環境利用にみられる特徴を示している。出づくり小屋の設営や村の移動により、より大きな現存量をもつミオンボ林にチテメネを開こうとする指向性は、結果としてミオンボ林の破壊による農耕システムの崩壊を回避させてきたと考えられる。つまり、樹上伐採が可能な現存量の大きなミオンボ林を積極的に開墾することによって、現存量が減少したミオンボ林の再生を促し、休閑期間を保持させてきたのである。村の移動や出づくり小屋の設営により、最適休閑期間や生態的休閑期間を保持しているミオンボ林（図4の(3)・(4)の地域）を利用し、一方で(1)・(2)の地域におけるミオンボ林の適切な休閑期間が保持できれば、これからもチテメネの持続性を支えることが可能だと考えられる。

しかし、このような「薄く広く」ミオンボ林を利用するというベンバの環境利用の特質や、それを支えてきた条件が大きく揺らぎつつある。トウモロコシ栽培が1986年頃までに村びとの

間に普及し、道路沿いの村への定着傾向が強まり、ベンバは村を移動させることがなくなった。さらに5月から9月の乾季にトウモロコシの収穫とチテメネの樹木伐採が重複するため、出づくり小屋に出かける世帯が減少した。また、ムレンガ・カプリ村の付近では、図4の(2)・(3)・(4)の地域を取り囲むようにしてザンビア政府が「国営農場(State Farm)」と「入植プロジェクト(Resettlement Scheme)」を組み合わせた「タンザン鉄道沿線開発プロジェクト」(図4の水色の線)を計画し、国営農場の設置と土地の私有化を計画している。その境界線は、ムレンガ・カプリ村をはじめとする村むらの近くに及んでいる。調査村を含む地域の伝統的なローカル・チーフが住民を代表して、開発プロジェクトの境界線について役人と話し合いを継続しているが、境界線が北側に変更されるかどうかは現時点では判断できない。ベンバの村を再訪した1996年の時点で、入植者がすでに開墾を始めている地域(図4の水色[南限]の線より北側)は、開発プロジェクトの境界線(図4の水色の線)よりも北側であるが、ムレンガ・カプリ村の利用可能な地域(図4の黄色の線内)と開発プロジェクト区域(図4の水色[南限]の線の北側)が重なりあっている。このような状況が、図4の(3)・(4)の地域で出づくり耕作に従事する世帯を減少させた一因となっている。また、図4の(3)の地域において、村びとが造成した焼畑(チファニ)のキャッサバ葉を入植者の牛が食い荒らし、入植者と村びととの間にいざこざが生じている。

1992年までに政府はトウモロコシ生産に対して補助金制度を導入し、農家の生産を促進した。このような状況のなかで、ファーム耕作を選択したムレンガ・カプリ村の人びとは道路沿いの村に定住し、チテメネの出づくり耕作にも従事しなくなった。また、政府の開発プロジェクトによって村びとが利用しうるミオンボ林が大きく制限されようとしている。

しかし1992年にチルバ政権が誕生し、IMFによる構造調整政策を全面的に受け入れると、補助金制度が撤廃され、1994年にはトウモロコシ価格は自由化されるにいたった(児玉谷,1995)。ムピカ県のような遠隔地では、トウモロコシ生産を持続させるのが困難な状況に陥っており、チテメネ耕作はベンバの食糧生産における重要性を保持している。補助金制度の撤廃や農産物の自由化など農業政策の変化はベンバの村びとだけではなく、開発プロジェクトの入植者にも影響を与えている。入植者の多くはトウモロコシ生産に力を入れており、農場経営が行き詰まる可能性もある。また、農業政策の変化や入植状況の進展により、開発プロジェクトの境界線が変動する可能性も大きい。ベンバの人びとをとりまく社会・経済・自然環境などの状況は急速に変化し、チテメネ耕作の持続性と人びとの生計維持にも影響を与えるため、リモートセンシングを含む幅広い視野により現地調査を継続していく必要がある。

謝辞 本研究は、文部省科学研究費補助金(国際学術研究 #04041061「アフリカ疎開林帯における焼畑農耕社会の内発的発展をめぐる生態人類学的研究」および#08041059「アフリカ在来農業の集約化をめぐる生態人類学的研究」とともに代表者掛谷誠)により実施された。また、調査に用いた器具や資料、文献の購入については財団法人「松下国際財団」より助成を受けた。

掛谷 誠 教授(京都大学大学院人間・環境学研究科)には論文を完成させるまで指導して頂いた。太田 至 助教授(同研究科)には、論文をまとめるにあたって貴重な助言と意見を頂いた。また、ザンビアでの調査において助言をいただいた高村 泰雄教授、荒木 茂助教授(同研究科)のご協力とご指導が不可欠であった。

安田火災海上保険株式会社の山崎副社長、安倍常務取締役、大阪支社 鈴木総務課長にはザンビアで使用する医薬品を提供していただいた。

ザンビアでは、ザンビア大学アフリカ研究所長の O. S. Saasa 博士、研究協力事務官 I. Mwanza 女史をはじめとする多くのスタッフの方々、JICA(国際協力事業団)の花井 淳一さんと睦子さん、日本大使館などザンビア邦人から多大な助力を賜った。

記して心から感謝を表したい。

註

- 1) チテメネ耕作の休閑期間を伐採直後からの年数にした理由は、以下のふたつである。

- (1) 「伐採地」では、畑を放棄する以前の伐採直後から、樹木の再生が開始している。
- (2) 耕作年数が世帯や年代により3～4年と変動があり、畑を放棄する時期を同定することは困難であるが、航空写真やランドサット画像を利用すると、伐採した年を明確に同定できる。
- 2) 2次ファイルの座標は、左上(330, 1) [(30°5' 9" E, 11°25' 59" S)]と右下(2297, 2639) [(31°1' 18" E, 12°9' 7" S)]である。
- 3) 解析作業をおこなう3次ファイルの座標は、左上(760, 700) [(31°6' 6" E, 11°37' 25" S)], 右下(1800, 1600) [(31°23' 11" E, 11°52' 11" S)]である。

引用文献

- Aase, J. K., Millard, J. P. & Brown, B. S. 1986. Spectral radiance estimates of leaf area and leaf phytomass of small grains and native vegetation. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* GE-24: 685-692.
- , Frank, A. B. & Lorenz, R. J. 1987. Radiometric reflectance measurements of northern great plains rangeland and crested wheat grass pastures. *J. Range Manag.* 40: 299-302.
- Araki, S. 1993. Effect on soil organic matter and soil fertility of the chitemene slash-and-burn practice used in northern Zambia. In: Mulongoy, K. and Merckx, R. (Eds.), *Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*, 367-375.
- Goward, S. N., Tucker, C. J. & Dye, D. G., 1985. Northern American vegetation patterns observed with the NOAA-7 advanced very high resolution radiometer. *Vegitatio* 64: 3-14.
- 長谷川訓子, 大貫仁人 ほか, 1985. 多レベルリモートセンシング利用による広葉樹林バイオマスの推定. 日本リモートセンシング学会第5回学術講演会論文集, 81-84.
- 堀口郁夫, 王秀峰 ほか, 1994. 森林, 畑地の植生指数の季節変化と植被率, 葉面積指数との関係. 東京大学生産技術研究所フォーラム宇宙からの地球環境モニタリング第3回論文集, 5-27.
- Takeya, M. & Sugiyama, Y., 1985. Citemene, finger millet and Bemba culture: A socio-ecological study of slash-and-burn cultivation in Northern Zambia. *African Study Monographs, Suppl.*, 4: 1-24.
- & ——, 1987. Agricultural changes and its mechanism in the Bemba villages of Northeastern Zambia. *African Study Monographs, Suppl.*, 6: 1-13.
- 掛谷誠, 1990. 可能性としての焼畑農耕. 季刊人類学14(2): 100-115.
- 1994. 焼畑農耕社会と平準化機構. 大塚柳太郎編著, 地球に生きる(3) 資源への文化適応, 121-146. 雄山閣. 東京.
- 1995. ベンバの村における半常畑耕作の動向. 日本アフリカ学会第32回学術大会講演要旨集, p. 73.
- 1996. 焼畑農耕社会の現在 ベンバの村の10年. 田中二郎ほか編著. 続 自然社会の人類学, 243-270. アカデミア出版. 京都.
- 児玉谷史朗, 1995. ザンビアの構造調整とメイズの流通改革. 原口武彦 編. 構造調整とアフリカ農業, 57-94. アジア経済研究所. 東京.
- Lauver, C. L. & Whistler, J. L., 1993. A hierarchical classification of Landsat TM imagery to identify natural grassland areas and rare species habitat. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 59 (5): 627-634.
- Moore, H. L. & Vaughan, M. 1994. *Cutting Down Trees*, 278 pp.. James Currey, London.
- 大貫仁人, 栗屋善雄, 沢田治雄, 1983. リモートセンシングによる広域的な広葉樹資源の把握 (2) 広葉樹バイオマス量推定法と2相サンプリングによる広葉樹林面積推定. 94回日本林学会発表論文集, 87-88.
- Oyama, S., 1996. Regeneration process of the Miombo woodland at abandoned field of Citemene shifting cultivation in Northern Zambia. *African Study Monographs*, 17 (3): 101-

116.

Perry, C. R. Jr. & Lanternschlager, L. F. 1984. Functional equivalence of spectral vegetation indices. *Remote Sensing Environment* **14**: 169-182.

Sugiyama, Y. 1987. Maintaining a life of subsistence in the Bemba village of Northern Zambia. *African Study Monographs, Suppl.*, **6**: 15-31.

杉山祐子, 1988. 生計維持機構としての社会関係ーベンバ女性の生活ストラテジー. *民族学研究* **53** (1): 31-57.

Sugiyama, Y. 1992. The development of maize cultivation and changes in the village life of the Bemba of Northern Zambia. *Senri Ethnological Studies* **31**:173-201.

杉山祐子, 1996a. 農業の近代化と母系社会 焼畑農耕民ベンバの女性の生き方. 田中二郎ほか編著. *続自然社会の人類学*, 271-303. アカデミア出版. 京都.

—— 1996b. 離婚したって大丈夫 ファーム化の進展による生活の変化とベンバ女性の現在. 和田正平編著 *アフリカ女性の民族誌*, 83-114. 明石書店. 東京.

Stromgaard, P., 1985. Biomass estimation for miombo woodland, Zambia. *Agroforestry Systems* **3**: 3-13.

Tucker, C., J., *et al.*, 1985. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel. *Remote Sensing Environment* **17**: 233-249.

Wanjura, D. F. & Hartfield, J. L. 1988. Vegetative and optical characteristics of four row crop canopies. *International Journal of Remote Sensing* **9**: 249-258.

Webster, C. C., & Wilson, P. N., 1989. *Agriculture in the Tropics*, 640 pp. Longman Scientific & Technological, Essex.

Weigand, C. L., & Richardson, A. J., 1987. Spectral components analysis : rationale, and results for three crops. *International Journal of Remote Sensing* **8** : 1011-1032.

—— *et al.*, 1986. Development of agrometeorological crop model inputs from remotely sensed information. *IEEE. Trans. Geosci. Remote Sens.* **GE-24** : 90-98.

Received Sept. 15, 1997

Accepted April 20, 1998