

HANPP-relevante Charakteristika von Wanderfeldbau und anderen Langbrachesystemen

Christian Lauk

Jänner 2006

Christian Lauk 2006: *HANPP-relevante Charakteristika von Wanderfeldbau und anderen Langbrachesystemen*.
Social Ecology Working Paper 83. Vienna.

Social Ecology Working Paper 83

Vienna, January 2006

ISSN 1726-3816

Institute of Social Ecology
IFF - Faculty for Interdisciplinary Studies (Klagenfurt, Graz, Vienna)
Klagenfurt University
Schottenfeldgasse 29
A-1070 Vienna
+43-(0)1-522 40 00-401
www.iff.ac.at/socec
iff.socec@uni-klu.ac.at

© 2006 by IFF – Social Ecology

Kurzfassung

Wanderfeldbau, den man in die Kategorie der Langbrachesysteme einordnen kann, bezeichnet ein Agrarsystem mit einem aus einer relativ kurzen Anbau- und einer relativ langen Bracheperiode bestehenden Zyklus. Die Bracheperiode dient zur Regeneration des Bodens und zur Akkumulation von Nährstoffen in Form der natürlichen Sukzessionsvegetation, die vor dem Anbau der Kulturpflanzen in der Regel gerodet und abgebrannt wird. Viele Autoren unterscheiden zwischen einerseits Pionier-Wanderfeldbau („Pioneering Swidden“), bei dem Primärwald gerodet und die Fläche komplett verlassen wird, sobald der Boden ausgelaugt ist sowie andererseits traditionellem Wanderfeldbau („Traditional Swidden“), bei dem ein Gleichgewicht zwischen sich abwechselnder Brache- und Anbauperiode besteht.

Die HANPP eines im Gleichgewicht stehenden Wanderfeldbausystems lässt sich als zusammengesetzt aus drei Komponenten denken: 1.) Der während der Anbauperiode angeeigneten ANPP, resultierend aus der Differenz zwischen $ANPP_0$ der potentiellen natürlichen Vegetation und $ANPP_t$ der nach der Ernte verbleibenden ANPP, 2.) der während der Bracheperiode angeeigneten ANPP, resultierend aus der Differenz zwischen $ANPP_0$ der potentiellen natürlichen Vegetation und $ANPP_{akt}$ der Sukzessionsvegetation während der Bracheperiode sowie 3.) der einmalig durch das (in der Regel) Abbrennen der Brachevegetation angeeigneten in Form der Standing Biomass akkumulierten ANPP.

Zur Berechnung dieser HANPP müssen im Wesentlichen folgende Parameter des betrachteten Agrarsystems bekannt sein: 1.) Länge von Anbau- und Bracheperiode, 2.) angebaute Feldfrüchte, 3.) Erntemenge für die jeweiligen Feldfrüchte, 4.) Entwicklung der Standing Biomass der Brachevegetation sowie 5.) Entwicklung der ANPP der Brachevegetation.

In einem ersten Schritt in Richtung des Ziels einer Schätzung der global durch Wanderfeldbau verursachten HANPP wurden die dafür relevanten, in der Literatur vorhandenen Daten zusammengefasst. Während der Literaturrecherche zeigte sich, dass wenige Daten zu Wanderfeldbau in einer globalen Synthesis verfügbar sind. Allgemein muss daher betont werden, dass – abgesehen von den Verbreitungsdaten (Tab.4¹) – sämtliche Schätzungen auf einer Zusammenschau von Fallstudien beruhen, die Daten zu den einzelnen Fallstudien werden in den Tabellen im Anschluss an den Text angegeben.

Die typische Länge der Anbauperiode von Wanderfeldbausystemen liegt zwischen einem und drei Jahren (Tab.5).

Die hauptsächlich angepflanzten Kulturpflanzen lassen sich bestimmten Regionen zuordnen, von denen die wichtigsten sind: 1.) Zentralamerika mit Mais, ergänzt durch Bohnen und Kürbis, 2.) das Amazonasgebiet Südamerikas mit Maniok (auch Cassava genannt), daneben Kochbananen („Plantains“), 3.) tropische Regionen Westafrikas mit Maniok und Yam in feuchten Regionen sowie Sorghum, Hirse und Mais in trockeneren Regionen sowie 4.) Südostasien mit Reis in nördlichen Regionen (z.B. Laos, Thailand, Malaysia) und Taro, Yam sowie teilweise Süßkartoffeln in südlichen Regionen (z.B. Papua Neu Guinea) (Tab.6 und 7). 70 bis 80% der erzeugten Energie stammen dabei von der hauptsächlich angebauten Kulturpflanze.

Die Erntemengen sind je nach Kulturpflanze und Anbaujahr sehr unterschiedlich und nehmen in der Regel mit zunehmendem Anbaujahr ab. Für Maniok findet man Werte – bezogen auf das Frischgewicht – zwischen 600 kg/ha/jahr und 6200 kg/ha/jahr, für Mais bzw. Reis Werte zwischen 420 und 4100 kg/ha/jahr bzw. 330 und 3000 kg/ha/jahr, wobei berücksichtigt

¹ Soweit nicht anders angegeben, sind alle Tabellen ab S.42 zu finden.

werden muss, dass Maniok durch seinen höheren Wassergehalt nur ca. ein Drittel des Brennwertes von Reis oder Mais aufweist. Für die übrigen relevanten Kulturpflanzen fanden sich soweit keine Daten in der Literatur. Für die Berechnung der Gesamt-NPP der Anbauperiode muss die mit zunehmendem Alter der Anbaufläche zunehmende ANPP der parallel zu den Kulturpflanzen einsetzenden Sukzessionsvegetation mit berücksichtigt werden (siehe S.22, Tab.1 und 2).

Die mittlere Brachedauer von Langbrachesystemen ist nur gemeinsam mit der Fläche zu definieren, die als entsprechend genutzte Fläche klassifiziert wird. Tab.5 zeigt, dass die Bracheperiode von als Wanderfeldbau bezeichneten Agrarsystemen sehr variabel (3 bis über 30 Jahre) und der Übergang zu permanenten Systemen des Ackerbaus fließend ist. Die mittlere Brachedauer ist somit eine Definitionsfrage, von der die Verbreitungsgrenzen abhängig sind bzw. muss umgekehrt gefragt werden, welche mittlere Brachedauer die Systeme innerhalb der als Wanderfeldbau klassifizierten Fläche besitzen.

Die typische mittlere Wachstumsrate der Sukzessionsvegetation scheint für die ersten fünf Jahre zwischen 4,7 und 7,7 Mg/ha/jahr² zu liegen, für etwas ältere Sukzession (8-10 Jahre) bei 4 bis 7 Mg/ha/jahr (Tab.8 und 11). Verschiedene Daten zur Entwicklung der ANPP der Sukzessionsvegetation sind in Tab.12 zusammengestellt. Die Datengrundlage ist hierbei relativ schwach, doch es deutet sich an, dass die Sukzessionsvegetation relativ schnell (möglicherweise nach zwei bis fünf Jahren) die ANPP des Primärwaldes erreicht, dann für einige Jahre darüber hinaus steigt und sich schließlich auf den Wert des Primärwaldes einpendelt. Daten über die Auswirkungen der vorherigen Nutzungsweise auf die Entwicklung von Standing Biomass und ANPP sind in Tab.9 zusammengestellt.

Eine umfangreiche Zusammenstellung von Verbrennungseffizienzen wanderfeldbautypischer Vegetationstypen findet sich in Penman et al. 2003 (siehe S.33, Tab.3). Die benutzte Verbrennungseffizienz wirkt sich sehr stark auf die ermittelte HANPP aus und muss daher sorgfältig diskutiert werden. So muss etwa berücksichtigt werden, dass bei im Gleichgewicht stehenden Wanderfeldbausystemen Sekundärwald abgebrannt wird, der aufgrund seiner geringen Feuchtigkeit eine wesentlich höhere Verbrennungseffizienz als Primärwald aufweist, zudem ein mehrmaliges Abbrennen der Fläche üblich ist (Fearnside 1997). Angesichts dessen ist beispielsweise der von Ito und Penner (2004) in ihrer Studie zu global verbrannter Biomasse benutzte Verbrennungsfaktor von 0,33 für tropischen Regenwald fragwürdig.

Die einzigen globalen Verbreitungsdaten für Wanderfeldbau finden sich in FAO/UNEP (1982) bzw. der darauf basierenden Publikation von Lanly (1985). Die durch Wanderfeldbau genutzte Fläche (einschließlich Bracheflächen) wurde für 90 innerhalb der tropischen Klimazone liegende Länder, basierend im Wesentlichen auf Luftbildfotografien und Satellitenbildern, ermittelt. In den Publikationen ist die genutzte Fläche getrennt nach Großregionen und innerhalb dieser getrennt nach „closed tree formations (or closed forests)“ und „open tree formations (or open forests)“ für das Jahr 1980 angegeben, es wird außerdem jeweils die jährliche Zunahme der als Wanderfeldbau genutzten Fläche geschätzt (basierend auf den Luftbild-/Satellitendaten bzw. Statistiken).

Für ein hypothetisches, als typisch erachtetes Wanderfeldbausystem mit 2jähriger Anbau- und 8jähriger Bracheperiode ergibt sich aus den ermittelten Parametern eine HANPP_% von 39%.

² Alle Gewichtsangaben beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf die Trockenmasse.

Einleitung

Das Projekt „Global HANPP“ der Abteilung Soziale Ökologie der Fakultät für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung der Universität Klagenfurt untersucht die globale gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion³ (HANPP) sowie die anthropogen verursachten Veränderungen von Standing Biomass und –Turnover für das Zeitintervall 1700-2000.

HANPP, Standing Biomass und –Turnover werden durch die sich verändernden Landnutzungsmuster und die entnommene Biomasse bestimmt. Entscheidend zurückzuführen sind diese Veränderungen auf die verschiedenen Formen der Landwirtschaft. Aus diesem Grund werden die genannten Aspekte für verschiedene, nach sozial-ökologischen Kriterien abgrenzbare Agrarsysteme und deren globale Verbreitungsmuster ermittelt. In einem ersten Schritt soll dabei der gegenwärtige Zustand festgestellt werden.

Ein Agrarsystem, mit dem in bestimmten Regionen die Entwicklung zum Feldbau im allgemeinen ihren Ausgang nahm (Diamond 2002), und das heute noch immer, vor allem in Regionen mit tropischem Regenwald, eine bedeutende Rolle einnimmt, ist der sogenannte Wanderfeldbau⁴. Für das Agrarsystem des Wanderfeldbaus sollen im Folgenden die in der Literatur zu findenden Informationen, die für eine Ermittlung von HANPP, Standing Biomass und –Turnover sowie deren Verbreitungsmuster benötigt werden, zusammengetragen werden bzw. festgestellt werden, inwieweit entsprechende Daten in der Literatur überhaupt vorhanden sind. In den einzelnen Abschnitten werden folgende Aspekte besprochen:

In **Abschnitt I** wird Wanderfeldbau definiert und die Abgrenzungsproblematik zu anderen Agrarsystemen für verschiedene Bereiche besprochen.

In **Abschnitt II** wird die allgemeine Methodik zur Ermittlung der HANPP von Wanderfeldbausystemen erläutert und so eruiert, welche Parameter zur Ermittlung der HANPP bekannt sein müssen. Im übrigen Teil der Arbeit geht es dann, neben der Frage des Umfangs und der Verbreitung von Wanderfeldbau, um die Zusammenstellung dieser HANPP-relevanten Parameter aus der Literatur.

In **Abschnitt III** wird näher auf die Anbauperiode eingegangen. Folgende hinsichtlich der HANPP wichtige Aspekte werden dabei besprochen:

- 1.) Die Dauer der Anbauperiode.
- 2.) Üblicherweise angebaute Kulturpflanzen und Erntemengen in verschiedenen Regionen.
- 3.) Die Debatte des „Monocropping vs. Polycropping“ (s. dazu auch Tab.8-12 im Appendix).
- 4.) Der mögliche Zusammenhang zwischen Erntemenge und Brachedauer.
- 5.) Die durch die schon während der Anbauperiode beginnende Sukzession der natürlichen Vegetation gesteigerte Gesamt-NPP und –Standing Biomass.

In **Abschnitt IV** wird näher auf die Bracheperiode eingegangen. Dabei werden folgende HANPP-relevante Aspekte behandelt:

- 1.) Die Dauer der Bracheperiode.

³ Für eine ausführliche Erläuterung des Indikators der HANPP (= Human Appropriation of Net Primary Production), siehe Haberl 1997.

⁴ Im englischen Sprachraum verwendet man drei Bezeichnungen für dieses Agrarsystem im Wesentlichen synonym: Slash-and-Burn Agriculture, Swidden Agriculture und Shifting Cultivation.

- 2.) Die Entwicklung von NPP und Standing Biomass der Brachevegetation
- 3.) Die Frage, ob global ein Trend zur Verkürzung der Bracheperiode besteht.
- 4.) Die Frage, wie sich die vorherige Nutzungsweise auf die Entwicklung von Standing Biomass und NPP der Brachevegetation auswirkt.

In **Abschnitt V** werden die zur Berechnung der verbrannten Standing Crop relevanten „Combustion Factors“ (Verbrennungsfaktoren) diskutiert.

In **Abschnitt VI** wird auf die globale Bedeutung und Verbreitung von Wanderfeldbau eingegangen. Es wird vor allem gefragt, welche Fläche insgesamt durch Wanderfeldbau bewirtschaftet wird und wo diese Flächen liegen.

In **Abschnitt VII** schließlich wird die in Abschnitt II erläuterte Berechnungsmethode an einem als, basierend auf der vorausgegangenen Diskussion, global typisch angenommenen Wanderfeldbausystem angewandt und so einerseits die Berechnungsmethode verdeutlicht und andererseits die Größenordnung der HANPP% eines typischen Wanderfeldbausystems ermittelt.

Nicht jeder Einzelne dieser Aspekte konnte, mit Hilfe der vorhandenen Literatur, umfassend und zufriedenstellend beantwortet werden. Es ist deshalb ebenso Aufgabe dieses Berichts, festzustellen, welche Daten in der Literatur zu den zur Ermittlung der globalen HANPP notwendigen Daten zu finden sind und in welchen Bereichen ggf. größere Lücken bestehen.

I. Was ist Wanderfeldbau?

Zwei der drei gebräuchlichen englischen Begriffe für das Agrarsystem des Wanderfeldbaus – Slash-and-Burn Agriculture und Shifting Cultivation – geben bereits Auskunft über die beiden den Wanderfeldbau charakterisierenden Merkmale. Zum einen, daher die Bezeichnung der Slash-and-Burn Agriculture, wird die ursprüngliche, auf der zu bepflanzenden Fläche wachsende Vegetation bei den meisten Formen des Wanderfeldbaus geschlagen und anschließend abgebrannt, ehe die Kulturpflanzen angebaut werden. Dies ist vor allem dadurch begründet, dass speziell in tropischen Regionen, in denen der Wanderfeldbau vornehmlich zu finden ist, die Nährstoffe der Biosphäre zum größeren Teil nicht im Boden, sondern in der Biomasse der Pflanzen akkumuliert sind und so die Asche der verbrannten Vegetation gewissermaßen als Düngemittel dient. Zum anderen, daher die Bezeichnungen Shifting Cultivation und Wanderfeldbau, wird die Anbaufläche, gezwungen durch die schnell sich entwickelnde Sukzessionsvegetation und die nachlassende Fruchtbarkeit des Bodens, alle paar Jahre periodisch zu einem neuen Standort verlagert. Üblicherweise liegt der Boden nach der Anbauperiode einige Jahre brach, ehe die Wanderfeldbauern wieder zu dieser Fläche zurückkehren, die Sukzessionsvegetation schlagen und verbrennen und so der Anbau-Brache-Zyklus von neuem beginnt.

Ruthenberg (1980) gibt in seinem Standardwerk über Agrarsysteme der Tropen folgende Definition für den Wanderfeldbau:

„Shifting Cultivation is the name we use for agricultural systems that involve an alternation between cropping for a few years on selected and cleared plots and a lengthy period when the soil is rested. Cultivation consequently shifts within an area that is otherwise covered by natural vegetation.“ (Ruthenberg 1980, S.30)

Obgleich also Wanderfeldbau durch die oben beschriebenen Kriterien relativ klar zu definieren ist und in der Literatur einheitlich als Agrarsystem anerkannt ist, wird gleichzeitig von mehreren Autoren die Vielgestaltigkeit dieses Systems innerhalb des gegebenen Rahmens betont. Folgende zwei Zitate von Ruthenberg (1980) und Conklin (1957) unterstreichen dies:

„The forms assumed by shifting cultivation are more varied than in any other land-use system.“ (Ruthenberg 1980, S.31)

„[Shifting agriculture] may defer to any one of an undetermined number of agricultural systems.“ (Conklin 1957, zitiert in Padoch, Harwell & Susanto 1998)

Es ist also sinnvoller, weniger die Frage zu stellen, was Wanderfeldbau ist, als vielmehr, was *noch* Wanderfeldbau ist, das heißt die Kategorie des Wanderfeldbaus gegenüber anderen Formen der Landwirtschaft abzugrenzen. Relevant für die Zwecke dieser Arbeit sind vor allem folgende Kriterien und die Frage ihrer Varianz innerhalb dieses Agrarsystems:

- 1.) Das Brache-Anbau-Verhältnis.
- 2.) Die Vorbehandlung der Vegetation.
- 3.) Der Anteil anderer Agrarsysteme am gesamten Produktionssystem und die Transition zum permanenten Ackerbau.

Diese Kriterien werden hinsichtlich ihrer Brauchbarkeit als Abgrenzungskriterien zu anderen Agrarsystemen im Folgenden besprochen.

Zum Brache-Anbau-Verhältnis

Ruthenberg (1980) konstruiert neben dem Wanderfeldbau („Shifting Cultivation Systems“) eine hinsichtlich des Brache-Anbau-Verhältnisses benachbarte Agrarsystem-Kategorie, die er als Brachesysteme („Fallow Systems“) bezeichnet. Unterschieden werden diese beiden Gruppen durch das Brache-Anbau-Verhältnis. Wenn mehr als 33 Prozent des gesamten, zum Agrarsystem zählenden Landes kultiviert ist (und weniger als 66 Prozent brach liegen), so spricht er nicht mehr von „Shifting Cultivation Systems“, sondern von „Fallow Systems“. Der in der Literatur manchmal zu findende und vor allem von Ruthenberg als Kenngröße propagierte *R-Wert* bezeichnet den prozentualen Anteil des kultivierten am gesamten Land (einschließlich des Brachelands), wird also ermittelt, indem die gerade kultivierte Agrarfläche durch die gesamte Agrarfläche dividiert und dieser Wert mit 100 multipliziert wird. Bei einem System mit einem R-Wert unter 33 spricht er von einem „Shifting Cultivation System“, zwischen 33 und 66 von einem „Fallow System“, darüber von verschiedenen Formen permanenter Agrarsysteme. Die genaue Höhe des Wertes, an dem die Trennlinie angelegt wird, ist willkürlich, doch das Kriterium selbst ist durchaus brauchbar, um den Wanderfeldbau von anderen Agrarsystemen abzugrenzen.

Zur Vorbehandlung der Vegetation

Unter Vorbehandlung verstehen wir die Art und Weise, in der die auf der anzubauenden Fläche vorhandene Vegetation verändert wird, um anschließend die Kulturpflanzen anzubauen. Oftmals werden unter Wanderfeldbau, die oft benutzte englische Bezeichnung „slash-and-burn agriculture“ bezieht sich darauf, nur solche Systeme verstanden, bei denen die zuvor geschlagene Vegetation verbrannt wird, um die darin enthaltenen Nährstoffe in Form der entstehenden Asche besser nutzbar zu machen. Gleichwohl existieren Langbrachesysteme, bei denen die auf der Brachefläche entstandene Vegetation lediglich in den Boden eingearbeitet wird und dort als Gründüngung dient, so z.B. bei der traditionellen Landnutzung im Paramos der Venezuelanischen Anden (Sarmiento, Monasterio & Montilla 1993). Erosionsgefahr und eine geringere Einbringung organischen Materials in den Boden wären die Folgen eines Abbrennens in dieser Region. Wenngleich diese Form von Langbrachesystemen global gesehen relativ unbedeutend ist, kann der Wanderfeldbau somit nicht sinnvoll anhand des Kriteriums des Abbrennens abgegrenzt werden. Ob eine Aufteilung der Wanderfeldbausysteme anhand des Kriteriums der Vorbehandlung der Vegetation tatsächlich sinnvoll wäre, hängt für unsere Zwecke von der Frage ab, ob und wie die Art der Vorbehandlung die nachfolgende Entwicklung der Vegetation beeinflusst. Dieser Aspekt wird im Abschnitt III über die Standing Biomass- und NPP-Entwicklung der Sekundärvegetation behandelt. Bedeutend ist in dieser Hinsicht auch der etwaige Einsatz von schweren Maschinen im Wanderfeldbau oder verwandten Agrarsystemen.

Zum Anteil anderer Agrarsysteme am gesamten Produktionssystem und der Transition zum permanenten Ackerbau

Oft wird ein Teil des insgesamt von einem Haushalt oder einer sonstigen Bewirtschaftungseinheit kultivierten Landes mit anderen Methoden als der des Wanderfeldbaus kultiviert. Bei einem etwaigen Entwurf einer Verbreitungskarte von Wanderfeldbausystemen ist es jedoch notwendig, die Grenzen festzulegen, innerhalb derer ein Gesamtsystem (noch) als Wanderfeldbau bezeichnet werden kann, wenn es daneben andere Formen der Landwirtschaft betreibt. Dabei stellt sich die Frage, wie groß der Anteil der in Form von Wanderfeldbau bewirtschafteten Fläche bzw. der Anteil des auf Wanderfeldbau basierenden Outputs sein muss, damit das Gesamtsystem als Wanderfeldbausystem

bezeichnet werden sollte. Wie bei dem damit zusammenhängenden Aspekt des Brache-Anbau-Verhältnisses ist auch hier die Grenzziehung willkürlich. Sowohl der Anteil als auch die Art des neben dem Wanderfeldbau betriebenen Agrarsystems variiert global in hohem Maße und der Übergang in andere Agrarsysteme ist fließend. Die Entwicklung der vergangenen Jahrzehnte betrachtend sind hier vor allem der permanente Anbau von Nassreis (Sawah) und Baum-Plantagen in Südostasien, teilweise auch die Viehweiden in Südamerika zu nennen. Traditionell spielt vor allem die Ergänzung der Nahrungsmittel über Jagen und Sammeln, sowie das Anlegen von sogenannten „Homegardens“ oder „Kitchen gardens“ in der Nähe der Siedlung eine Rolle, auch eine Art Agroforestry könnte traditionell, bei den Mayas Südamerikas vor der Entdeckung durch die Europäer, bedeutend gewesen sein.

Bei mehreren der hier berücksichtigten Fallbeispiele werden **Homegardens** erwähnt (Levasseur & Olivier 2000, Eden & Andrade 1987, Staver 1989, Nyerges 1989, Ruthenberg 1980 nach Van Santen 1974). Für die Frage der HANPP ist vor allem die Größe dieses permanenten Homegardens relevant, jedoch nur selten in Studien zu finden. Bei dem Wanderfeldbau-System der Mayas in Süd-Belize (Levasseur & Olivier 2000) nimmt der Homegarden 21,5% des kultivierten Landes ein, Eden & Andrade (1987) sprechen bei dem kolumbianischen System von einem „small homegarden“, bei Nyerges (1989) in Sierra Leone nimmt der Homegarden gemeinsam mit anderem permanentem Anbau (Swamp Rice, Savanna Farms) 12,5 % ein, das liberianische System (Ruthenberg 1980 nach Van Santen 1974) benutzt für einen solchen permanenten Garten 20% seiner gesamten kultivierten Fläche. Denevan (2001) schreibt in seiner vor allem historisch relevanten Gesamtschau auf die traditionellen Agrarsysteme Südamerikas zur heutigen Relevanz der Homegarden bei Wanderfeldbauern:

„In Amazonia today, most Indian house gardens are not very impressive. They are small and impermanent and do not receive much attention, the plants being almost incidental.“
(Denevan 2001, S.71)

Der Grund dafür sei vor allem in der hohen Mobilität zu finden: Durch den ständigen Ortswechsel lohne es nicht, Mühe in den Aufbau eines permanenten Gartens zu stecken. Insgesamt lässt sich also zusammenfassen, dass bei den typischen Systemen des Wanderfeldbaus, das heißt den Formen, bei denen genügend Land für eine ausreichend lange Brachezeit vorhanden ist, der bei der Siedlung zu findende Homegarden erstens nur bei Systemen mit festen Siedlungen zu finden ist, die möglicherweise eher in Mittelamerika, Südostasien und Afrika liegen, zweitens der Homegarden auch dort nur einen Anteil von 10 bis 20 Prozent der kultivierten Gesamtfläche einnimmt. Anders stellt sich die Situation dar, wenn die Verkürzung der Brache durch einen hohen Bevölkerungsdruck oder eine größere Marktintegration erfolgt. In diesem Fall nimmt dann der Anteil des permanent bewirtschafteten Landes sukzessive zu. So hat sich etwa in West- und Ostafrika mit der Einführung von Cash Crops eine sogenannte Ringkultivation entwickelt, bei der die Äcker in konzentrischer Weise um das Dorf herum liegen und die Intensität des Anbaus von Gärten, über intensive Brachesysteme hin zu extensivem Wanderfeldbau, nach außen hin abnimmt (Ruthenberg 1980, S.76/77). Ruthenberg (1980) gibt für diese Ringkultivation einen typischen R-Wert von 50 an, das heißt im Mittel wird ungefähr die Hälfte des gesamten fruchtbaren, zur Verfügung stehenden Landes kultiviert, während die andere Brache liegt und ordnet sie seiner Nomenklatur entsprechend nicht mehr den „Shifting Cultivation Systems“ sondern den „Fallow Systems“ zu.

Hinweise auf die Bedeutung von neben dem für die Ernährung zentralen Wanderfeldbau betriebenen **Jagen und Sammeln** finden sich z.B. bei Eden 1993 (für Papua New Guinea),

Staver 1989 (Peruanisches Amazonien) und Flowers et al. 1982 (für den Brasilianischen Cerrado). Es ist anzunehmen, dass Jagen und Sammeln – wenngleich in unterschiedlich ausgeprägter Weise – vor allem bei Wanderfeldbauern sehr dünn besiedelter Regionen eine gewisse Rolle spielt. In der für diese Arbeit relevanten Abschätzung der HANPP dürfte dies nichtsdestotrotz zu vernachlässigen sein, solange die Jagd und das Sammeln nur als sekundäre Tätigkeit neben dem Wanderfeldbau betrieben wird, vor allem aufgrund der in der Regel äußerst niedrigen HANPP von Jagen und Sammeln⁵.

Umso relevanter dürfte der Anbau von verschiedenen **Baumplantagen** durch Wanderfeldbauern vor allem in Südostasien, dort wiederum vornehmlich in Malaysia und Indonesien sein. In dieser Region nimmt für die Wanderfeldbauern die Produktion von Kautschuk, Palmöl und Kokosnüssen eine bedeutende Rolle zur Generierung von Geldeinkommen ein. Hinsichtlich der historischen Entwicklung und möglichen Gründen hierfür, siehe die in Abschnitt V diskutierte Studie von Brookfield et al. 1990. Das Vorkommen von Plantagen erwähnen Padoch, Harwell & Susanto (1998) für ein System in Borneo, Dove (1993) bzw. Cramb (1993) für Fallbeispiele in Borneo bzw. Malaysia, sowie Mertz & Christensen (1997) für zwei Communities in Malaysia. Sowohl beim Fallbeispiel Doves, als auch bei jenem von Cramb zeigt sich dabei ein für diese Region typisches Muster: Die innerhalb des Wanderfeldbaus angepflanzten Kulturen dienen zur Subsistenz, während daneben der Anbau von Kautschuk, Ölpalmen, manchmal auch Kakao zum Zwecke eines Geldeinkommens betrieben wird. Hinsichtlich der Berechnung der HANPP und der Frage, inwieweit ein sowohl Wanderfeldbau als auch Baumplantagen beinhaltendes Gesamtsystem noch sinnvoll dem Wanderfeldbau zuzurechnen ist, ist Anteil der Plantagen am gesamten Produktionssystem zu betrachten. Bei den beiden untersuchten Gruppen von Mertz & Christensen (1997) nehmen Kautschuk-Plantagen 24 bzw. 25 % der gesamten kultivierten Fläche ein, bei den Kantu Borneos (Dove 1993) war zur Zeit der Studie immerhin 49% des gesamten kultivierten Landes mit Kautschuk-Bäumen bepflanzt, wobei allerdings einerseits zu berücksichtigen ist, dass die Baumplantagen oft in sehr extensiver Weise bewirtschaftet werden und ihr Output somit verhältnismäßig weniger ausmachen kann, andererseits unabhängig von der Quantität des Outputs qualitativ das Wanderfeldbausystem insofern eine bleibend zentrale Rolle einnehmen kann, weil es als Subsistenzsystem das Überleben in jenen Zeiten sichert, in denen durch die ökonomische Gesamtsituation wenig Cash generiert werden kann (z.B. Dove 1993).

Ebenfalls vor allem in Südostasien, aber auch in den Feuchtgebieten Westafrikas verbreitet ist die Kombination des Wanderfeldbaus mit permanent angebautem **Sawah** (Nassreis). Wesentlich dafür ist eine entsprechende Infrastruktur (vor allem Bewässerungskanäle), welche das Betreiben entsprechender „Rice ponds“ möglich macht. Bei den untersuchten Fallbeispielen zweier Iban Communities wird bei der eine hügelige Region bewohnenden Gemeinschaft kein Nassreis angebaut, während die andere Iban Gemeinschaft, infolge der Möglichkeit der Bewässerung, 48% der Fläche zum Anbau von Nassreis nutzt und nur noch 18 % der Fläche durch Wanderfeldbau bewirtschaftet (die übrige Fläche gehört vor allem zu den zuvor besprochenen Kautschuk-Plantagen). Padoch, Harwell & Susanto (1998) sprechen im Falle der Tae village im Westen Kalimantanans von – durch den Bau eines großen Bewässerungskanals im Jahre 1935 ermöglichten – 0,5 bis 1,5 ha permanenten Reisfeldern pro Haushalt, nur ein Teil dieser Haushalte betreibt daneben noch Wanderfeldbau.

⁵ Möglicherweise bislang wenig beachtet wird dabei allerdings, dass Jäger und Sammler traditionell großflächige Brände legten, um einen günstigeren Lebensraum für die von ihnen gejagten Tiere zu schaffen. Dieser Aspekt soll hier jedoch nicht weiter besprochen werden, da in jedem Fall die Jagd bei Wanderfeldbauern eine eher untergeordnete Rolle spielt und Brände im hier geographisch vor allem relevanten tropischen Regenwald nicht bedeutsam sind.

Unter anderem im Zusammenhang mit der Schaffung von **Weiden** speziell im Amazonasgebiet Brasiliens könnte die Unterscheidung zwischen „Pioneering Shifting Cultivation“ und „Traditional Shifting Cultivation“ sinnvoll sein, die u.a. von Freeman (1970), Primack (1993), Geertz (1963), Myers (1993) sowie Grandstaff (1980) getroffen wird. Als „Pioneering Swidden“ werden dabei jene Formen von Wanderfeldbau bezeichnet, die vor allem durch die Migration landloser Familien entstehen. Hierbei wird in kurzer Zeit ein möglichst hoher Nutzen aus einem Stück Land gezogen. Geht der Ertrag aufgrund der nachlassenden Fruchtbarkeit des Bodens und der beginnenden Sukzession der natürlichen Vegetation zurück, wird das Land oftmals verlassen oder in Viehweiden umgewandelt, das Stück Land wird also nicht nach einer gewissen Bracheperiode wieder in entsprechender Weise kultiviert. Im Gegensatz hierzu ist das „Traditional Swidden“ eine sehr ursprüngliche und nachhaltige Form der Bodenbewirtschaftung, welche durch den zyklischen Wechsel von kurzen Anbau- und ausreichend langen Bracheperioden die Fruchtbarkeit des Bodens dauerhaft erhält. Vor allem entlang der Highways Brasiliens entstehen durch Pioneering Swiddeners, oft unterstützt durch den Staat, große als Viehweiden genutzte Flächen, die meist nach wenigen Jahren wegen der schnell sinkenden Produktivität aufgegeben werden. Ein Beispiel für die „Pioneering Shifting Cultivation“ beschreibt Ruthenberg (1980, S.55) für das Magdalena Valley, Kolumbien: Dort wird ein Stück Primärregenwald gefällt, es folgt der einjährige Anbau von Reis, anschließend liegt die Fläche 3-5 Jahre Brach, darauf folgt ein zweites Jahr mit Reis, der allerdings schon gemischt mit Gras ausgesät wird, um dieses Land danach an Viehbesitzer verkaufen zu können.

Wanderfeldbau besitzt also tatsächlich eine sehr hohe Vielfalt und kommt zunehmend gepaart mit permanentem, oft auf Cash Cropping ausgerichteten Anbau vor. Im Zusammenhang mit der Verbreitung ist es deshalb konzeptuell wichtig, eine Größe zu schaffen, mit der dieses System quantitativ von anderen Systemen abgegrenzt werden kann. Für die hiesige Fragestellung der HANPP scheint der zuvor schon angesprochene **R-Wert** sinnvoll zu sein, das heißt der prozentuale Anteil der gerade kultivierten Fläche an der gesamten zum Agrarsystem zählenden Fläche. Das schon erwähnte Fallbeispiel der Kantu Borneos (Dove 1993) illustriert allerdings, dass die Wirklichkeit oft nicht leicht einzuteilen ist. Zwar sind hier 49% der Fläche Kautschuk-Plantagen, diese werden aber äußerst extensiv genutzt, je nach Zeit, die neben dem Wanderfeldbau bleibt. Die Grundlage des Überlebens stellt bei diesem System also noch eindeutig der Wanderfeldbau dar, dem R-Wert gemäß wäre dieses System jedoch schon zur Plantagenwirtschaft (oder dergleichen) zu zählen. Auf der anderen Seite kann man das Fallbeispiel der in der Küstenregion liegenden Kantu, welche nur noch auf 18% ihrer kultivierten Fläche Wanderfeldbau betreiben, dagegen auf 48% der Fläche Nassreis anbauen, eindeutig dem permanenten Ackerbau zuordnen: Der R-Wert liegt hier in jedem Fall über 50, im Sinne der Einteilung Ruthenbergs könnte man dieses System deshalb, je nach Länge der Brache des Wanderfeldbau-Anteils, den „Fallow Systems“ zurechnen.

II. Zur Berechnungsmethode der HANPP von Wanderfeldbausystemen

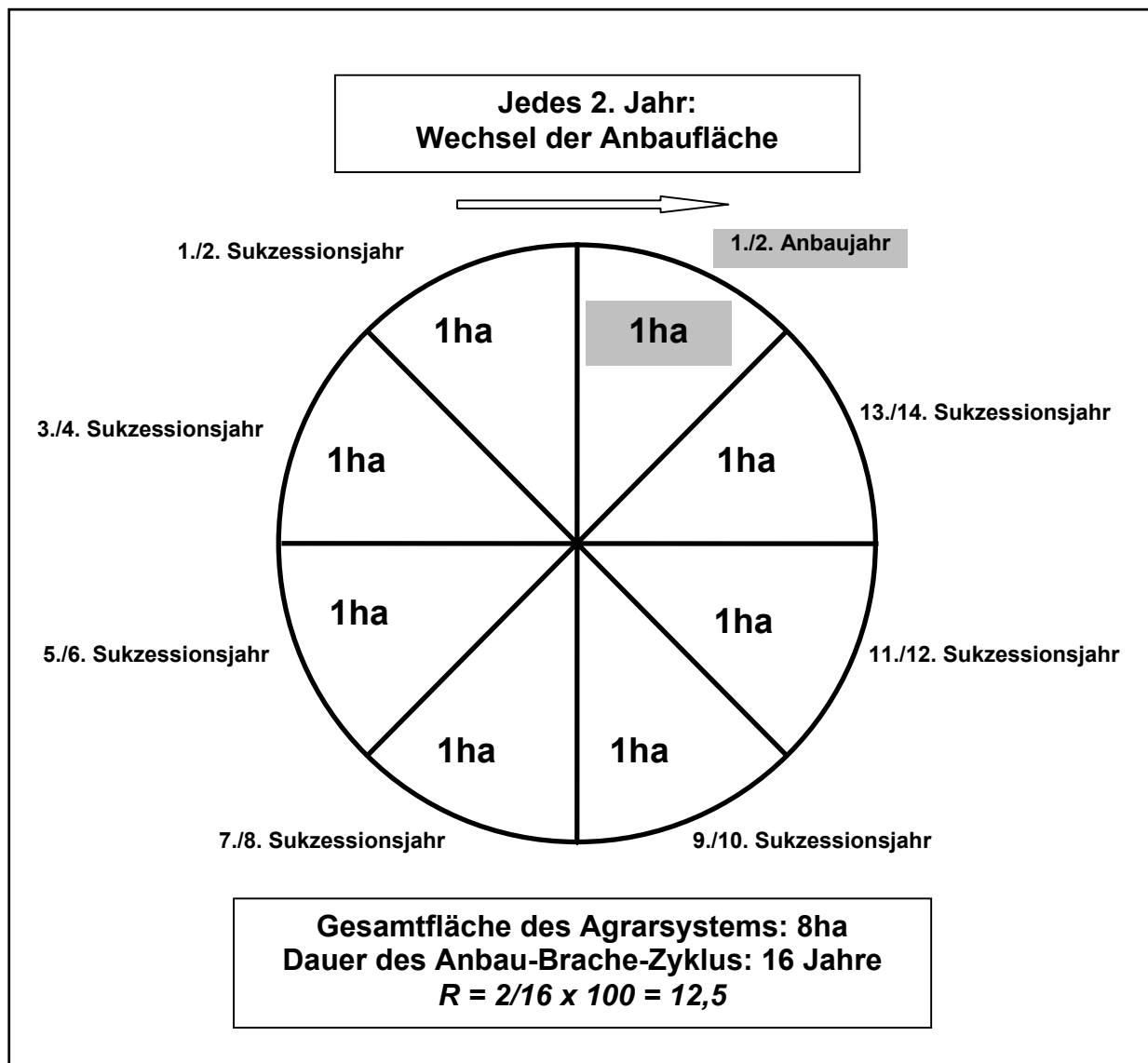


Fig.1:

Schematische Darstellung eines aus Anbau- (grau unterlegte Beschriftung) und in verschiedenen Sukzessionsstadien befindlichen Bracheflächen bestehenden Wanderfeldbausystems. Im 1. Anbaujahr der rechts oben dargestellten, 1ha großen Anbaufläche befinden sich die Bracheflächen im 1. bis 13. Sukzessionsjahr, im 2. Anbaujahr im 2. bis 14. Sukzessionsjahr. Danach wechselt die Anbaufläche auf die Fläche der dann 14jährigen Sukzession, während auf der vorherigen Anbaufläche das 1. Jahr der Sukzession beginnt. Die pro Person benötigte Fläche variiert zwar beim Wanderfeldbau sehr stark, die 8ha fallen jedoch in den Rahmen des Flächenbedarfs einer 5köpfigen Familie bei Wanderfeldbausystemen.

Da Wanderfeldbausysteme untrennbar aus einem Zyklus von sich abwechselnder Anbau- und Bracheperiode bestehen, kann sich die Berechnung der HANPP nicht, wie bei permanenten Agrarsystemen, allein auf die Anbauphase beziehen. Die gesammelte ANPP der Sukzessionsvegetation gehört mit zum Agrarsystem und muss somit auch in die Berechnung

der HANPP einfließen. Eine zusätzliche methodisch zu berücksichtigende Besonderheit ergibt sich durch die Verbrennung der Sukzessionsvegetation: Die verbrannte Biomasse muss – anders als etwa im Feld verbleibende Ernterückstände – zur HANPP gerechnet werden, da sie nicht mehr den heterotrophen Organismen des Agroökosystems zur Verfügung steht. Im folgenden Abschnitt soll die grundsätzliche Vorgehensweise der HANPP-Berechnung für ein im Gleichgewicht stehendes Wanderfeldbausystem erläutert werden, um so gleichzeitig zu verdeutlichen, welche Parameter und Charakteristika des Systems bekannt sein müssen, damit die HANPP berechnet werden kann.

Betrachten wir beispielhaft ein System, bei dem sich eine zweijährige Anbau- mit einer achtjährigen Bracheperiode zyklisch abwechselt, so ist die gesamte das Agrarsystem ausmachende, aus der Anbau- und der Brachefläche bestehende Gesamtfläche schematisch durch die innerhalb des Kreises liegende Fläche in Fig.1 darstellbar. An dem Beispiel aus Fig.1 soll im Folgenden die Berechnung der HANPP des Gesamtsystems erläutert werden. Die HANPP des Gesamtsystems kann ermittelt werden, indem ein Anbau-Plot (das wäre in Fig.1 eine 1ha-Fläche) während eines gesamten Anbau-Brachezyklus betrachtet wird und die Differenz zwischen der sich summierenden ANPP₀ während des gesamten Anbau-Brachezyklus und der verbleibenden, durch Sukzessionsvegetation, Abbrennen und Anbau von Kulturpflanzen reduzierten ANPP berechnet wird. Die gesamte HANPP des aus Anbau- und Bracheperiode bestehenden Wanderfeldbausystems wird im Folgenden als HANPP_Σ bezeichnet und kann in drei Komponenten aufgeteilt werden:

1.) HANPP_A: Während der Anbauperiode angeeignete ANPP

Dieser im Folgenden als HANPP_A bezeichnete Teil der HANPP_Σ umfasst jenen Teil der HANPP des Gesamtsystems, der durch 1.) die Differenz zwischen der ANPP_{akt} der Kulturpflanzen und der ANPP₀ der potentiellen natürlichen Vegetation resultierende ANPP, und 2.) die bei der Ernte entnommene Biomasse ANPP_e zustande kommt. Die HANPP_A entspricht ganz der HANPP eines permanenten Ackerbausystems, der Unterschied besteht hier lediglich darin, dass die ANPP_e für sämtliche Jahre einer Anbauperiode aufsummiert wird. Der hier als HANPP_A bezeichnete Teil der HANPP kann somit formuliert werden durch

$$HANPP_A = m \cdot ANPP_0 - \sum_{i=1}^m [(ANPP_{akt_i} - ANPP_{e_i})]$$

Mit **HANPP_A**: Durch Ersatz der potentiellen Vegetation mit Kulturpflanzen und geerntete Biomasse angeeignete ANPP während eines Anbau-Brache-Zyklus.

m: Anzahl der Anbaujahre innerhalb eines Anbau-Brache-Zyklus.

ANPP₀: Jährliche ANPP der potentiellen natürlichen Vegetation

ANPP_{akt i}: Aktuelle ANPP der Kulturpflanzen für jedes Anbaujahr i von 1 bis m.

ANPP_{e i}: Durch die Ernte entnommene Biomasse für jedes Anbaujahr i von 1 bis m

Sämtliche Parameter dieser und der beiden weiteren Komponenten beziehen sich dabei auf einen Anbauplot während eines gesamten Anbau-Brache-Zyklus, bei dem m Jahre Anbau und n Jahre Sukzession durchlaufen werden.

2.) HANPP_S: Durch die Differenz der ANPP_{akt} der Sukzessionsvegetation zur ANPP₀ der potentiellen Vegetation auf der Brachefläche resultierende HANPP

Dieser im Folgenden als HANPP_S bezeichnete Teil der HANPP_Σ ergibt sich durch die Differenz zwischen der ANPP_{akt} der Sukzessionsvegetation der Brachefläche und entsprechender ANPP₀ der potentiellen natürlichen Vegetation während der gesamten Bracheperiode. Rechnerisch ergibt dieser Teil der HANPP sich durch die aufsummierten

Differenzen zwischen der ANPP der Brachevegetation und der ANPP der potentiellen natürlichen Vegetation während sämtlicher Brachejahre innerhalb eines Anbau-Brache-Zyklus, formulierbar durch

$$HANPP_S = n \cdot ANPP_0 - \sum_{k=1}^n ANPP_{akt_k}$$

Mit **HANPP_S**: Durch die Differenz zwischen ANPP von Sukzessions- und potentieller Vegetation angeeignete ANPP während eines Anbau-Brache-Zyklus.

n: Anzahl der Brachejahre n innerhalb eines Anbau-Brache-Zyklus.

ANPP₀: Jährliche ANPP der potentiellen natürlichen Vegetation.

ANPP_{akt k}: ANPP_{akt} der Brachevegetation für jedes Brachejahr k.

3.) **HANPP_C: Durch Abbrennen der akkumulierten ANPP_{akt} der Sekundärvegetation resultierende HANPP**

Dieser im Folgenden als HANPP_C⁶ bezeichnete Teil der HANPP_Σ ergibt sich aus der (im Laufe der Brache akkumulierten) ANPP, die vor der Anbauperiode abgebrannt wird. Durch das bei Wanderfeldbausystemen übliche Abbrennen⁷ der Brachevegetation zu Beginn der Anbauperiode wird ein Teil des Standing Crop, welcher die im Laufe der Bracheperiode akkumulierte ANPP darstellt, verbrannt. Da nur ein Teil des Standing Crop verbrennt, während ein anderer Teil als Totholz weiterhin den (nichtmenschlichen) heterotrophen Organismen zur Verfügung steht, ist hier ein weiterer, als Combustion Factor bezeichneter Faktor einzuführen, der in Abhängigkeit von Vegetation und Brandbedingungen (z.B. Jahreszeit) jenen Anteil der Biomasse angibt, der tatsächlich verbrennt. Diese HANPP_C eines Anbau-Brache-Zyklus kann formuliert werden durch

$$HANPP_C = CF \cdot B$$

Mit **HANPP_C**: Durch Verbrennung der Sukzessionsvegetation angeeignete ANPP (einmalig während eines Anbau-Brache-Zyklus).

CF: Combustion Factor (Verbrennungsfaktor) für die entsprechende Vegetation.

B: Biomasse⁸ (Standing Crop) der Sukzessionsvegetation vor dem Abbrennen.

Die HANPP_Σ des gesamten Wanderfeldbausystems, während eines Anbau-Brache-Zyklus ergibt sich schließlich aus der Summe dieser drei Komponenten:

$$HANPP_{\Sigma} = HANPP_A + HANPP_S + HANPP_C$$

Für die relative HANPP des Wanderfeldbausystems (HANPP_%) muss die absolute HANPP_Σ, die sich hier auf einen Anbauplot während eines gesamten Anbau-Brache-Zyklus bezieht, in

⁶ Das C als Index bezieht sich dabei auf das englische Wort für Verbrennung oder Abbrand: „Combustion“.

⁷ Es existieren auch Wanderfeldbausysteme, bei denen die Brachevegetation nicht verbrannt wird. Insbesondere in den kolumbianische (Grigg 1974) und venezuelanischen Anden (Sarmiento et al. 1993) scheint es eher Praxis zu sein, die Vegetation verrotten zu lassen. Da dies jedoch global eher die Ausnahme darstellt, wird darauf hier nicht weiter eingegangen.

⁸ In der neueren Literatur über die Verbrennung von Biomasse wird oftmals nur mit einem „fuel load“ gerechnet, der nur jenen Teil des Standing Crop bezeichnet, der tatsächlich in die Verbrennung eingeht (z.B. Ito und Penner 2004). Dies hängt damit zusammen, dass in bestimmten Vegetationstypen bestimmte Teile der Vegetation, wie etwa in den Trockensavannen die meist feuerresistenten Bäume, kaum vom Feuer angegriffen werden und daher zwar zur Standing Crop aber nicht zum „fuel load“ gerechnet werden können. Da beim Wanderfeldbau jedoch die Bäume vor dem Abbrennen gefällt werden, entspricht hier der Fuel Load der gesamten Biomasse (bei großflächigen Savannenbränden z.B. werden die Bäume nicht zum Fuel Load gerechnet).

Bezug gesetzt werden zur entsprechenden, also ebenfalls sich auf einen Anbauplot und einen Anbau-Brache-Zyklus beziehenden ANPP₀. Die HANPP_% kann somit formuliert werden durch

$$HANPP_{\%} = \frac{HANPP_A + HANPP_S + HANPP_C}{(n+m) \cdot ANPP_0}$$

Mit **n**: Anzahl der Brachejahre
m: Anzahl der Anbaujahre

Damit wird deutlich, dass folgende Parameter bekannt sein müssen, um die HANPP_% eines Systems des Wanderfeldbaus berechnen zu können:

- 1.) Länge von Anbau- und Bracheperiode
- 2.) Angebaute Feldfrüchte
- 3.) Erntemenge für die jeweiligen Feldfrüchte
- 4.) Zusätzliche Informationen über die Gesamt-ANPP und -Standing Crop der Anbaufläche (um damit die Bedeutung der neben den eigentlichen Kulturpflanzen vorkommenden Vegetation abschätzen zu können.)
- 5.) Entwicklung der Standing Biomass der Brachevegetation
- 6.) Entwicklung der ANPP der Brachevegetation

Diese Parameter sollen, neben daneben wichtigen Erwägungen wie des etwaigen Zusammenhangs von Erntemenge und Brachedauer, im Folgenden, nach Möglichkeit geographisch differenziert, ermittelt werden, ehe in Abschnitt VII die Berechnung der HANPP_% anhand eines als typisch angenommenen Wanderfeldbausystems illustriert wird.

III. Die Anbauperiode

Wie lange dauert die Anbauperiode?

Im Vergleich zur Bracheperiode ist die Länge der Anbauperiode beim Wanderfeldbau weniger variabel. Wie aus Tab.5 deutlich wird, liegt die Periode bei den allermeisten Systemen zwischen einem und drei Jahren. Eine durchschnittliche Dauer von zwei Jahren anzunehmen, dürfte deshalb eine ausreichend belegte mittlere Schätzung darstellen. Die geringe Varianz der Anbauperiode erklärt sich vornehmlich dadurch, dass eine erwünschte oder notwendige Erhöhung des Ertrags pro Fläche eher durch eine Verkürzung der Brachedauer, als durch eine Verlängerung der Anbaudauer erreicht wird. Vor allem zwei Faktoren zwingen die Wanderfeldbauern dazu, das Land in der Regel nach spätestens drei Jahren der natürlichen Sukzessionsvegetation zu überlassen: Zum einen sinkt die Produktivität mit zunehmendem Anbaujahr (z.B. Ruthenberg 1980, S.47, Emerson 1953), verursacht durch den geringen Nährstoffanteil tropischer Böden, zum anderen nimmt die Konkurrenz durch Beikräuter und Gräser zu (z.B. Eden & Andrade 1987). Es findet also schon innerhalb der Anbauperiode eine Sukzession der natürlichen Vegetation statt, was auch zur Abschätzung der HANPP relevant ist und aus diesem Grund weiter unten ausführlicher erläutert wird.

Welche Kulturpflanzen werden angebaut?

Die hauptsächliche Kulturpflanze lässt sich mehr oder weniger gut bestimmten Regionen zuordnen. Verschiedene Fallstudien hierzu sind in Tab.6 und Tab.7 angegeben.⁹

Für **Zentralamerika** kann Mais als die Hauptkultur für Wanderfeldbausysteme angenommen werden. Darauf deuten die Fallbeispiele hin, zudem bezeichnet Grigg (1974) Mais, Bohnen und Kürbis als die traditionellen Kulturen von Wanderfeldbauern in Mexiko sowie südlich bis West-Nicaragua. Energetisch nimmt dabei Mais wahrscheinlich die wichtigste Rolle ein, während Bohnen vor allem als Proteinergänzung dienen¹⁰.

Im **Amazonasgebiet Südamerikas** wird vor allem Maniok angebaut, daneben gibt es auch Gruppen, bei denen Kochbananen („Plantains“) die Hauptkultur stellen. Diese Annahme steht auf den stabilsten Grundlagen der hier besprochenen Regionen: Beckerman (1987) führt in seiner Review der Swiddeners des Amazonasgebiet 21 Gruppen auf, von denen 16 als Hauptfrucht Maniok anbauen und 5 als Hauptfrucht Kochbananen. Auch die in Tab.6 aufgeführten Fallbeispiele bestätigen dieses Bild, nur in einem Fall (Staver 1989) dient Mais als hauptsächliche Nahrungsquelle. Kartoffeln werden wahrscheinlich eher in den höheren und kälteren Regionen der Anden angebaut, zumindest für eine Region der venezuelanischen Anden sind Kartoffeln als wichtigste Nahrungsquelle angegeben (Sarmiento, Monasterio & Montilla 1993).

In den **tropischen Regionen Westafrikas** kann man bezüglich der angebauten Feldfrüchte zunächst grob zwischen Wanderfeldbau im tropischen Regenwald auf der einen und in Buschland und Savannen auf der anderen Seite unterscheiden. Für die erstgenannte Vegetationszone sind, ermöglicht durch die größere Feuchtigkeit, Maniok (auch Cassava genannt) und Yam die dominierenden Kulturen, daneben spielen auch Kochbananen und Reis eine wichtige Rolle. Davon unterscheiden muss man **trockenere Regionen**, also Savannen

⁹ Eine Website mit zusammenfassenden Informationen zu einigen der im Wanderfeldbau wichtigen Pflanzen findet sich unter NewCROP 2005.

¹⁰ Mais und Bohnen enthalten zusammengenommen sämtliche für den Menschen essentielle Aminosäuren.

und Buschland. Diese Regionen sind zu trocken für den Anbau von Yam und Maniok. Beim Fallbeispiel der in Sambia und Süd-Tanzania ansässigen Wanderfeldbauern nimmt Sorghum bzw. Hirse den größten Teil der angebauten Nahrung ein und neben Mais sind dies wohl allgemein die Hauptkulturen im Wanderfeldbau der trockeneren Regionen Afrikas (Grigg 1974, S.65). Für eine detaillierte, wenngleich nicht aktuelle Karte zur Verbreitung verschiedener Kulturpflanzen in afrikanischen Wanderfeldbausystemen, siehe Fig.11 in Grigg (1974, S.61).

In **Südostasien** besteht vermutlich ein Nord-Süd-Gefälle, wobei in nördlicheren Ländern wie Laos, Thailand und Malaysia Reis die wichtigste Nahrungsquelle auch von Swiddenern ist, während Richtung Süden die Bedeutung von Taro, Yam, teilweise auch Süßkartoffeln zunimmt. Die in Tab.6 zusammengefassten Fallbeispiele sprechen für Taro als klar dominierende Kultur auf Papua Neu Guinea, Eden (1993) nennt Taro und Yam gemeinsam als wichtigste Nahrungsquellen auf dieser Halbinsel, die Süßkartoffeln sind neuerdings im Hochland Neu Guineas die wichtigste Kulturpflanze (zu einem möglichen Grund, siehe z.B. Watson 1977).

Monocropping vs. Polycropping

Die unter Humanökologen breit geführte Debatte, ob im Wanderfeldbau eher eine Art Monokultur oder Polykulturen mit gemischtem Anbau vieler verschiedener Arten dominiert, ist hinsichtlich der Berechnung der HANPP nicht unwesentlich und soll daher im Folgenden kurz besprochen werden. Begonnen hat diese Diskussion mit der viel zitierten Arbeit von Geertz (1963), der die These aufstellt, dass der Wanderfeldbau durch eine sehr hohe Diversität von Kulturpflanzen den Regenwald ökologisch gewissermaßen imitiert. Teilweise erklären sich die Meinungsunterschiede durch die Unklarheit darüber, was unter Monocropping oder Polycropping zu verstehen ist. So kommt es durchaus vor, dass sehr viele verschiedene Arten und vor allem Varietäten angebaut werden. Bei den Yanomamö und Ye'kwama des Amazonasgebiet sind zum Beispiel der Anbau von 30 bis 71 Arten nachgewiesen (Hames 1983 nach Lizot 1978), dennoch stammen auch dort 70% der Nahrung von einer einzigen Art (in diesem Falle Kochbananen bzw. Maniok). Die Antwort auf die Frage, ob dies nun, bezogen auf die Vielfalt der Arten, als Polykultur oder, bezogen auf die eine dominierende Art, als Monokultur bezeichnet werden sollte, hängt somit von der Definition von Mono- und Polykulturen ab. Dennoch scheint es mir nach Durchsicht der Literatur klar, dass bezogen auf die Produktivität der größte Teil der Nahrung von einer einzelnen Art, der oben besprochenen Hauptkultur stammt. Eine gute Schätzung scheint hier 70% bis 80% der Nahrungsenergie oder Erntemenge zu sein (siehe Tab.6). Die Frage, ob die verschiedenen Arten auf separaten Plots angepflanzt werden, lässt sich nicht allgemein beantworten, oft werden die Nebenkulturen im Plot der Hauptkultur zwischengepflanzt (Hames 1983), teilweise werden aber auch große Flächen mit einer Art allein bepflanzt (Beckerman 1983b). Prominente Unterstützung für Geertz' These einer Mimikry des Regenwaldes durch Wanderfeldbau kommt u.a. von Rappaport (1971), Harris (1971) und Ruthenberg (1980), Widerspruch kommt allen voran von Beckerman (1983a), Hames (1983), Flowers et al. (1982) und Denevan (2001).

In den oft neben den Swidden Feldern vorkommenden Homegardens trifft Geertz' Hypothese einer Nachahmung der Struktur und Vielfalt des tropischen Regenwaldes eher zu, hier kann tatsächlich sehr schwierig eine Aussage über eine etwaige Hauptkultur getroffen werden (Manner 1981), jedoch spielen diese Homegardens hinsichtlich des energetischen Gesamtoutputs eine eher untergeordnete Rolle (wie weiter oben erwähnt).

Wie hoch ist die Ernte?

Alle im Folgenden diskutierten Angaben über die Erntemenge basieren, soweit keine verallgemeinernden Aussagen zitiert werden, auf den in Tab.7 sowie den in Beckerman (1987) angegebenen Fallstudien.

Die durch die Pflanzenart bedingten Unterschiede sind sehr groß (Tab.7). Dabei ist zunächst zu beachten, dass innerhalb einer Ernteperiode im Laufe der Jahre die Erntemenge stark abnimmt, so dass die Erntemenge zwischen Regionen und Kulturpflanzen immer nur innerhalb eines Jahres verglichen werden sollte. Innerhalb einer Kulturpflanze scheinen die regionalen Unterschiede nicht sehr groß zu sein, was vermutlich mit den wenig differierenden klimatischen Bedingungen des heute auf tropische Gebiete begrenzten Wanderfeldbaus zusammenhängt.

Beckerman (1987, S.81) gibt in seiner Review über die Swiddener des Amazonasgebietes für **Maniok** im ersten Anbaujahr eine Erntemenge zwischen 930 kg/ha/jahr und 6200 kg/ha/jahr an. Bei den in Tab.7 aufgeführten Fallbeispielen liegen die Werte für Maniok zwischen 1460 kg/ha/jahr (Jordan 1987) und 45000 kg/ha/jahr (Ruthenberg 1980, S.59) im ersten Anbaujahr. Im dritten Anbaujahr, in dem normalerweise deutlich weniger geerntet wird, liegen die Werte für Maniok bei den von Beckerman (1987) berücksichtigten Fallstudien noch zwischen 600 und 4100 kg/ha/jahr, Hames (1983) gibt für ein drittes Anbaujahr in Venezuela eine Erntemenge von 4580 kg/ha/jahr an. Vor allem bei Maniok zeigt sich also eine relativ hohe Varianz der Erntemengen.

Die Erntemengen für **Mais und Reis** sind sowohl einheitlicher, als auch im Mittel deutlich niedriger. Bei den in Tab.7 aufgeführten Studien liegen die **Maisernten** in Zentralamerika (Mexiko und Belize) zwischen 420 und 1770 kg/ha/jahr, für Laos existieren Angaben zwischen 600 und 1600 kg/ha/jahr, bei den für Afrika angegebenen Studien liegen die Erntemengen zwischen 550 und 1480 kg/ha/jahr. Der deutlich höher liegende Wert von 1660 bis 3240 kg/ha/jahr (abhängig vom Alter des gefälltten Sukzessionswaldes) im Amazonasgebiet Brasiliens (Silva-Forsberg & Fearnside 1997) zeigt jedoch, dass auch höhere Werte möglich sind. Das höhere Produktivitätspotential durch den höheren Niederschlag sowie die durch eine geringere Bevölkerungsdichte möglichen längeren Brachezeiten könnten hier eine Rolle spielen. Eine weitere Angabe für das Amazonasgebiet Brasiliens liegt bei ca. 4100 kg/ha/jahr (Beckerman 1987 nach Carneiro 1964). Für **Reis** liegen die Erntewerte der in Tab.7 angegebenen Fallstudien bei 1500 kg/ha/jahr für Belize, 330 bis 1610 kg/ha/jahr für Südostasien und 770 bis 1740 kg/ha/jahr für verschiedene Regionen Afrikas. Für Swidden Reis in Südostasien gibt Kunstadter (1987) Reisernten zwischen 500 und 3000 kg/ha/jahr an, in Thailand seien Werte zwischen 800 und 1900 kg/ha/jahr bekannt. Es geht aus den Studien nicht immer hervor, ob dies Angaben für – z.B. auf Maniokfeldern – zwischengepflanzten Mais oder Reis sind. Zusammenfassend kann man aber wohl von einer Erntemenge von 1000 – 1500 kg/ha/jahr sowohl für vor allem in Zentralamerika gepflanzten Mais, als auch für den in Südostasien gepflanzten Reis ausgehen. Unter gewissen Bedingungen (Längere Brache? Höhere NPP?) sind offenbar aber auch Ernten von bis zu 4000 kg/ha/jahr möglich.

Auf den ersten Blick auffallend ist der große Unterschied des *Erntegewichts* von Reis und Mais auf der einen sowie Maniok auf der anderen Seite. Während für Mais bzw. Reis die maximale Literaturangabe bei 3240 bzw. 3000 kg/ha/jahr liegt, finden sich für Maniok Erntewerte von bis zu 45000 kg/ha/jahr (siehe Tab.7). Teilweise ist dies auf den erheblich höheren Wassergehalt und damit niedrigeren Brennwert von Maniok im Vergleich zu Mais und Reis zurückzuführen (die angegebenen Werte beziehen sich auf das Frischgewicht). In

Erntewerte umgerechnet ergeben sich für die obigen Maximalwerte 51,5 GJ/ha/jahr für Mais¹¹, 47,1 GJ/ha/jahr für Reis¹² und 254,3 GJ/ha/jahr für Maniok¹³. Offenbar können also, auch bezogen auf den Brennwert, wesentlich höhere Erntewerte pro Fläche durch Maniok erzielt werden.

Für die in Westafrika und Südamerika wichtigen Kochbananen, sowie den auf Papua Neu Guinea dominierenden Taro waren in dieser ersten Durchsicht durch relevante Literatur keine Daten über Erntemengen auffindbar¹⁴.

Gibt es einen Zusammenhang zwischen Erntemenge und Brachedauer?

Von den meisten Autoren wird ein Zusammenhang zwischen Dauer der vorangegangenen Brache und Erntemenge postuliert, das heißt bei abnehmender Brachedauer werden sinkende Erntemengen erwartet (z.B. Silva Forsberg & Fearnside 1997, Coomes & Burt 1997). Eine kritische Review hierzu findet man bei Mertz (2002). Er zitiert verschiedene Autoren, die behaupten, dass eine Brachezeit von minimal acht bis zehn Jahren notwendig sei, um die Fertilität des Bodens zu erhalten, eine weitläufig anerkannte Größe liegt bei ca. 10 Jahren. Mertz zweifelt diesen Wert als zu hoch liegend an. Gleichwohl trifft auch Mertz keine klare Aussage. Er kommt zu dem Schluss, dass die meisten Studien zwar einen Zusammenhang von Erntemenge und Brachedauer feststellen, die Aussagen der empirischen Studien sich jedoch teilweise widersprechen.

Wie hoch ist die Gesamt- NPP und –Standing Biomass der Anbaufläche?

Mehr als bei den meisten permanenten Agrarsystemen muss beim Wanderfeldbau die nicht unerhebliche, mit zunehmendem Anbaujahr größer werdende Produktivität und Standing Biomass der neben den eigentlichen Kulturpflanzen vorkommenden Vegetation berücksichtigt werden. Zumindest einer der Hauptgründe für die Aufgabe der Anbaufläche nach in der Regel spätestens drei Jahren ist die zunehmende Zeit, die für das Jäten aufgewandt werden muss. Ein weiterer wichtiger Unterschied zu den meisten permanenten Systemen besteht darin, dass, vor allem bei Maniok, die Ernte nicht über einen kurzen Zeitraum erfolgt, sondern oft verteilt über die gesamte Anbauperiode. Dabei werden die Pflanzen sukzessive nachgepflanzt.

Die Publikationen von Jordan (1987) und Manner (1981) sind in dieser Hinsicht von besonderem Interesse, da sich darin quantitative Angaben über die Entwicklung der NPP sowie der Standing Crop (bei Manner 1981) auf der kultivierten Fläche finden (Tab.1 und 2). Bei der experimentellen Studie von Jordan wurde die Fläche auf die in dieser Region übliche Weise kultiviert (Maniok mit einigen verbleibenden Bäumen, 3 Jahre Anbau), bei Manner wird eine Wanderfeldbau-Kultur in Papua Neu Guinea untersucht, deren wichtigste Pflanze Taro ist.

¹¹ Mit angenommenem Brennwert von 15,9 MJ/kg für Mais (nach Haberl 1995)

¹² Mit angenommenem Brennwert von 15,7 MJ/kg für Reis (nach Haberl 1995, Mittelwert verschiedener Getreidesorten)

¹³ Mit angenommenem Brennwert von 5,65 MJ/kg (nach Duke 1983)

¹⁴ Angesichts des begrenzten Zeitrahmens dieser Arbeit soll jedoch keinesfalls ausgeschlossen werden, dass bei intensiverer Suche entsprechende Daten in der Literatur zu finden sind.

		1. Jahr [t/ha/jahr]	2. Jahr [t/ha/jahr]	3. Jahr [t/ha/jahr]
Jordan 1987 ¹⁵	Kulturpflanzen	5,3 (4,4)	5,0 (4,2)	3,1 (2,6)
	Übrige Vegetation	0,3 (0,3)	0,7 (0,6)	1,1 (0,9)
	Gesamt	5,6 (4,7)	6,1 (5,1)	4,2 (3,5)
Manner 1981	Kulturpflanzen	6,50 (5,42)	2,81 (2,34)	1,28 (1,07)
	Sträucher und Bäume	0,22 (0,18)	0,11 (0,09)	1,53 (1,28)
	Kräuter und Gräser	0,55 (0,46)	0,51 (0,43)	1,50 (1,25)
	Gesamt	7,27 (6,06)	3,43 (2,86)	4,31 (3,59)

Tab.1:

Totale NPP verschiedener Vegetationsbestandteile während einer dreijährigen Anbauperiode im Wanderfeldbau nach Jordan 1987 bzw. Manner 1981. In Klammer angegeben ist die für die Berechnung der HANPP relevante oberirdische NPP (ANPP) bei einer Annahme eines Verhältnis von 1/1,2 zwischen oberirdischer und totaler NPP (nach Haberl 1995).

		1. Jahr [t/ha/jahr]	2. Jahr [t/ha/jahr]	3. Jahr [t/ha/jahr]
Manner 1981	Kulturpflanzen	6,42	5,52	3,74
	Sträucher und Bäume	0,20	0,22	4,51
	Kräuter und Gräser	0,53	0,98	4,47
	Gesamt	7,15	6,72	12,72

Tab.2:

Standing Biomass verschiedener Vegetationsbestandteile während einer dreijährigen Anbauperiode im Wanderfeldbau.

Die Werte illustrieren, dass der Übergang von Anbau- zu Bracheperiode fließend sein kann: Im Falle des Beispiels von Manner (1981) ist die Fläche im dritten Jahr bereits zu einem guten Teil aufgegeben, die NPP der Kulturpflanzen macht nur mehr knapp ein Drittel der Gesamt-NPP und Standing Biomass aus. Oft wird bis zum zweiten Jahr noch gejätet, danach überwuchert die natürliche Vegetation weitgehend die Kulturpflanzen, Bananen etwa können allerdings oft weiter für einige Zeit geerntet werden.

Für die HANPP-Berechnung brauchbare Daten über Maniok (z.B. Root-Shoot-Ratio) finden sich bei Uhl 1987.

¹⁵ Werte aus einem Graphen (Fig. 2.4 des Artikels) abgelesen, daher relativ hoher Fehler.

IV. Die Dauer der Bracheperiode und die Sukzessionsentwicklung der Brachevegetation

Schätzungen der mittleren globalen Brachedauer

Für eine Reihe von Fallstudien ist die Brachedauer in Tab.5 angegeben. In der Literatur ist eine Dauer von 10 Jahren der am häufigsten angegebene Durchschnitt (Staver 1989 nach Vasey 1979, Emerson 1953 für eine Region Mexikos, Mertz 2002, mehrere Autoren zitierend). Gleichzeitig wird die hohe Varianz betont, Staver (1989) spricht von einem Intervall zwischen 3 und 25 Jahren, Emerson (1953) von 4 bis 20 Jahren, die in Tab.5 angegebenen Fallbeispiele liegen zwischen 3 und 30 Jahren.

Globale Schätzungen der Dauer der Bracheperiode sind in Studien über den globalen Kohlenstoffzyklus und globale Feuer enthalten. Seiler und Crutzen (1980) benutzen in ihrer klassischen Studie über die globale Biomasseverbrennung eine Annahme von durchschnittlich 20 Brachejahren. Detwiler und Hall (1988) korrigieren für ihre Berechnung des globalen Kohlenstoffkreislaufs diese Schätzung, basierend auf UNESCO 1978, Zinke et al. 1978 und Lanly 1985, auf 12 Jahre für geschlossene Wälder („closed forests“) und 9 Jahre für offene Wälder („open forests“). Auch Hao und Ward (1993, S.20659, zitiert in Fearnside 2000) differenzieren in ihrer Studie zur globalen Verbrennung von Biomasse hinsichtlich der Schätzung der Brachedauer zwischen geschlossenen und offenen Wäldern und nehmen für erstere eine Brachedauer von 15 Jahren, für letztere eine Brachedauer von 9 Jahren an. Houghton et al. (1987, zitiert in Fearnside 2000) benutzen in ihrer Abschätzung des auf Landnutzungsveränderungen zurückzuführenden Kohlenstoffflusses eine Annahme von im Mittel 10 Jahren Brache in Lateinamerika, 13 Jahren in Afrika und 15 Jahren in Asien.

Die in verschiedenen Studien angegebenen, auf regionaler Ebene liegende Angaben über die Dauer der Bracheperiode mögen evtl. eine Ahnung über die Validität der globalen Schätzungen geben, da regionale, also kleinräumigere Studien auf einer zuverlässigeren Datengrundlage beruhen. Uhlig et al. (1993, zitiert in Fearnside 2000) geben für die hinsichtlich des Wanderfeldbaus sehr gut untersuchte Region Sarawak¹⁶ (Ost-Malaysia) zum Zeitpunkt der Studie eine mittlere Brachedauer von 7 Jahren an, für Indien schätzte Joshi (1991, S.188, zitiert in Fearnside 2000) die durchschnittliche Brachezeit auf 4,3 Jahre. Allgemein schätzt Fearnside (1996, zitiert in Fearnside 2000) für Brasilien das durchschnittliche Alter der zuvor als Ackerland genutzten Brache (das heißt ausgeschlossen der für einen höheren Anteil des Sekundärwaldes verantwortlichen Weiden) auf 5,2 Jahre, allerdings sind hier die einmalig als Ackerland genutzten, also nicht zu einem im Gleichgewicht stehenden Wanderfeldbau zu rechnenden Flächen inkludiert.

Angesichts dieser relativ niedrig liegenden regionalen Mitteln für Sarawak, Indien und Brasilien mag man zunächst geneigt sein, die oben angeführten, in den Studien über den globalen Kohlenstoffkreislauf und Biomasseverbrennung verwendeten globalen Mitteln für die Brachedauer nach unten zu korrigieren, doch gilt es hier zwei Aspekte zu berücksichtigen: 1.) ist die Brachedauer vermutlich regional sehr unterschiedlich, so dass aus diesen regionalen Beispielen noch nicht auf das globale Mittel geschlossen werden kann. So gibt etwa Beckerman (1987) in seiner Review der Wanderfeldbauern des Amazonasgebiets eine mittlere Brachedauer von 30-40 Jahren an. Allerdings beschränkt sich diese Review auf im Amazonasgebiet lebende traditionelle Wanderfeldbau-Kulturen, die zum einen noch relativ viel Primärregenwald zur Verfügung haben und zum anderen relativ abgeschottet von

¹⁶ Für Informationen zur geographischen Lage und Abgrenzung von Sarawak, siehe <http://de.wikipedia.org/wiki/Sarawak>

Märkten sind. 2.) spielt hier der Aspekt der Abgrenzung zwischen Wanderfeldbau und permanentem Ackerbau hinein. Denn bezüglich der für Brasilien, Indien und Sarawak angegebenen Mittelwerten ist die Frage zu stellen, bis zu welchem R-Wert, also bis zu welchem Verhältnis zwischen Anbau- und Brachedauer die Agrarsysteme noch in diesen Mittelwert eingehen. Lanly (1985) zum Beispiel zählt nur solche Agrarsysteme zum Wanderfeldbau, die einen R-Wert über 20 aufweisen, was bei einer typischen Anbauperiode von 2 Jahren eine Bracheperiode von mindestens 4 Jahren bedeutet. Fällt die Bracheperiode – bei gleich bleibender Anbauperiode von 2 Jahren – unterhalb diesen Wert, würde demnach nicht die mittlere Brachedauer sich verkürzen, sondern die Agrarsysteme von der Kategorie „Wanderfeldbau“ zu einer Kategorie des permanenten Ackerbaus übergehen. Besonders bei der von Joshi (1991) angegebenen, mittleren Brachedauer von Indien von nur 4,2 Jahren ist somit fraglich, ob man hier nicht vielmehr von einer abnehmenden Wanderfeldbau- und zunehmenden (permanenten) Ackerbaufläche sprechen muss.

Da die Abgrenzung zwischen Wanderfeldbau und permanentem Ackerbau willkürlich ist, muss die Frage der durchschnittlichen Dauer der Bracheperiode von Wanderfeldbau letztlich im Zusammenhang mit der Wanderfeldbaufläche gestellt werden, auf die sich diese Schätzung der mittleren Brachedauer bezieht. Wenn wir z.B. die weiter unten im Abschnitt über globalen Umfang und Verbreitung des Wanderfeldbaus noch näher erläuterte Studie von Lanly (1985, basierend auf FAO/UNEP 1981) als Grundlage für die Verbreitung des Wanderfeldbaus zumindest innerhalb des tropischen Regenwalds benutzen, so ist demnach die mittlere Dauer der Bracheperiode der in dieser Studie zum Wanderfeldbau gerechneten Fläche zur Berechnung der HANPP zu verwenden. Umgekehrt wäre bei primärer Festlegung der Bracheperiode von als Wanderfeldbausystemen die Verbreitungskarte von Wanderfeldbau in Abhängigkeit dieser Definition zu erstellen. Die weiter unten ausführlicher besprochene Studie der FAO/UNEP (1981), in welcher auf Länderebene die als Wanderfeldbau genutzten Flächen zusammengetragen werden, definiert dabei zwar nicht die Bracheperiode¹⁷, der Leiter der Studie, Lanly, schätzt jedoch in der Studie ausgehend von einem *R-Wert von 20* die Wanderfeldbau-Bevölkerung (Lanly 1985). Bei einer angenommenen mittleren Anbauperiode von 2 Jahren würde dies eine durchschnittliche Brachedauer von 8 Jahren ergeben.

Gibt es einen Trend zur Verkürzung der Bracheperiode?

Auch hinsichtlich der Frage eines möglichen Trends zur Verkürzung der Bracheperiode muss berücksichtigt werden, dass diese Verkürzung auch als ein Übergang zu permanenten Systemen betrachtet werden kann. Stromgaard (1989) beginnt seinen Artikel über die Wanderfeldbauern Nord-Sambias mit dem Satz:

„In South Central Africa, the local traditional system cultivation is breaking down.“

Stromgaard untersucht verschiedene Gruppen von Wanderfeldbauern in Sambia und kommt dabei zum Schluss, dass die im Norden lebende Gruppe vor einiger Zeit die Form des Wanderfeldbaus betrieben hat, die heute noch weiter im Süden vorherrscht. Im Norden hatte sich zum Zeitpunkt der Studie die Bracheperiode so weit verkürzt, dass man im Sinne Ruthenbergs nicht mehr von Wanderfeldbau sprechen konnte. Ob man hier von einem „Zusammenbruch“, oder einer Transition zu einer anderen, mehr sesshaften Form der Landwirtschaft sprechen sollte, ist eine Frage der Sichtweise.

¹⁷ Dies ist vor allem deshalb bedauerlich, weil die Daten durch auf Länderebene ausgewerteten Satellitenbilder ermittelt wurden und es so durchaus möglich gewesen wäre, auf diesen Bildern basierend das entsprechende Verhältnis zwischen Brache- und Anbaufläche wenigstens abzuschätzen. Möglicherweise wurde aber die Bedeutung dieses Parameters (vor allem auch für den globalen Kohlenstoffkreislauf) nicht beachtet.

Weitere Autoren sprechen von einer Verkürzung die Bracheperiode in den vergangenen Jahrzehnten: Coomes & Burt (1997, zitiert in Mertz 2002) berichten von einer ausgehend von 7-10 Jahren um 2-3 Jahre verkürzten Brache. In der Region Sierra Madre del Sur in Südwest-Mexiko verringerte sich die Brachedauer seit 1940 von ursprünglich 20 Jahren auf heute im Mittel 7 Jahre (Lambert 1996). Bei einem Fallbeispiel in Yucatan, Mexiko (Ewell & Merrill-Sands 1987) verringerte sich die Brachedauer von durchschnittlich 20 Jahren im Jahr 1930 (nach Steggarda 1941) auf durchschnittlich 11 Jahre zum Zeitpunkt der Studie. Le Houérou (1989) berichtet von der Sahel-Region, dass dort die traditionellen mindestens 10 Jahre Brache (und 2-3 Jahre Anbau) durch Bevölkerungswachstum auf zur Zeit der Studie 1-3 Jahre verkürzt wurden, die Brache teilweise vollkommen verschwand. In der Folge wird vermehrt unfruchtbareres und klimatisch ungünstigeres Land zum Anbau verwendet, die nördliche Grenze des Anbaus in Niger verschob sich zwischen 1950 bis 1980 um ca. 160km nach Norden. In den feuchttropischen Regionen Nordost-Indiens verkürzte sich – als Gründe werden Bevölkerungswachstum und die in Folge des Desertifikationsprozesses abnehmende nutzbare Landfläche genannt – die Bracheperiode von ca. 10 auf ca. 5 Jahre (Swamy & Ramakrishnan 1987), Toky & Ramakrishnan (1987) sprechen dagegen für die gleiche Region von einer Verkürzung von ursprünglich 20-30 Jahren auf zum Zeitpunkt der Untersuchung 5 Jahre. Es sind also eine große Anzahl von Fallbeispielen zu finden, die von einer Verkürzung der Brachedauer sprechen. Jedoch sind auch Gegenbeispiele zu finden, bei denen bisher die Dauer der Brache stabil bleibt (siehe z.B. Cramb 1993). Die Brachedauer des entlang des Transamazonian Highways betriebenen Wanderfeldbaus durch „Pioneering Swidders“ verlängerte sich in den vergangenen zwei Jahrzehnten sogar eher wieder (Fearnside 2000). In einem weiter zurückliegenden historischen Zeitraum könnte es in manchen Regionen ebenfalls eine Entwicklung von eher permanenten Systemen zu extensiveren Systemen des Wanderfeldbaus gegeben haben, so wird für Lateinamerika vermutet, dass die Maya vor Ankunft der Europäer in weiten Teilen eine Form der „Agroforestry“ betrieben, die eine relativ hohe Bevölkerungsdichte ermöglichte (Denevan 2001), ehe nach dem Zusammenbruch der Bevölkerung vor allem durch Infektionskrankheiten, die durch den Kontakt der Urbevölkerung mit den Europäern übertragen wurden, wieder mehr Fläche pro Person zur Verfügung stand und so eine Extensivierung möglich wurde.

Wiederum soll hier abschließend darauf hingewiesen werden, dass die Entwicklung der Bracheperiode nur im Zusammenhang mit der Definition der Kategorie des Wanderfeldbaus als solchem betrachtet werden kann: Verkürzt sich in einer Region die Bracheperiode des Wanderfeldbaus sehr stark, so kann man – je nach Festlegung des R-Wertes, innerhalb welchem ein System als Wanderfeldbau bezeichnet wird – von einer Verkürzung der durchschnittlichen Bracheperiode von Wanderfeldbausystemen sprechen, oder von einer Abnahme der durch Wanderfeldbau genutzten Fläche, da die bisher als Wanderfeldbau bezeichneten Systeme nun in eine andere Kategorie des permanenten Ackerbaus übergehen.

Mögliche Faktoren für die Verkürzung der Bracheperiode

Es ist kaum möglich, eine einheitliche Antwort auf die Frage zu finden, warum in manchen Regionen eine Verkürzung der Brachezeit zu verzeichnen ist, in anderen diese aber angeblich stabil bleibt. Zwei Faktoren werden immer wieder genannt: Eine zunehmende Bevölkerungsdichte und die zunehmende Kommerzialisierung der Landwirtschaft. Beide führen dazu, dass mehr Ertrag pro Fläche erzeugt werden soll oder muss. Allerdings werden diese beiden Faktoren in der Literatur meist ganz pauschal und im Verübergehen genannt, ohne einen etwas differenzierteren Zusammenhang zu ergründen.

Tatsächlich entsteht die Länge der Brache durch ein komplexes Zusammenspiel verschiedener Faktoren und ist deshalb nicht klar einer einzigen Ursache zuzuordnen. Möglicherweise kann man aber zunächst drei Faktoren unterscheiden. Erstens besteht in Regionen, in denen sowohl die Infrastruktur als auch eine entsprechende Nachfrage vorhanden ist, ein Anreiz zur Vermarktung und damit Erhöhung der Erntemenge. In Brasilien etwa sind die neben dem Wanderfeldbau zu einem großen Teil Weidewirtschaft betreibenden „Pioneering Swidders“ vor allem in der Umgebung der großen Straßen zu finden, durch die eine Vermarktung der erzeugten Produkte möglich wird. Hingegen sind zum Beispiel in abgelegenen Teilen des Amazonas lebende Gruppen, für die Beckerman (1987) eine übliche Brachedauer von ca. 30 Jahren angibt, schon allein durch die nicht vorhandene Infrastruktur an der Vermarktung gehindert.

Der zweite wichtige Faktor für die Dauer der Brache dürfte in der Bevölkerungsdichte liegen, wobei hier die „Carrying Capacity“ des Systems mit berücksichtigt werden muss. In der trockenen Region der Sahel-Zone können sich ohne Zweifel deutlich weniger Menschen über den Wanderfeldbau ernähren, als beispielsweise im Amazonasgebiet Brasiliens. Für die beiden schon erwähnten Beispiele der Sahel-Zone (Le Houérou 1989) und Sambias (Stromgaard 1989) ist anzunehmen, dass der Grund im Wesentlichen im Bevölkerungswachstum zu suchen ist, da die Marktintegration in dieser Region vermutlich sehr gering ist.

Ein dritter Faktor, der überaus wichtig ist, gleichwohl er in der Literatur kaum angesprochen wird, ist die Möglichkeit eines Ausweichens der zusätzlichen, von dem lokalen Land nicht mehr getragenen Bevölkerung in Städte. Selbst wenn die Wanderfeldbau treibende Bevölkerung einer Region nahe der „Carrying Capacity“ steht, kann es bei einer zunehmenden Bevölkerungsdichte dazu kommen, dass ein Teil der Bevölkerung in städtische Gebiete abwandert. Dies dürfte z.B. in der Sahel-Region aufgrund mangelnden Möglichkeiten in den Städten weitaus weniger möglich sein als z.B. in den ökonomisch stark expandierenden Regionen Südostasiens.

Zusätzlich zu diesen drei Faktoren kann durch eine bestimmte Art der Untersuchung von Agrarsystemen der Eindruck eines gleich bleibenden R-Wertes vermittelt werden, obwohl sich der R-Wert des *gesamten* Systems erhöht (also der Anteil der Brache fläche abnimmt). In manchen Fällen mag zwar die Aussage eines gleich bleibenden R-Wertes des Wanderfeldbausystems korrekt sein, doch es muss berücksichtigt werden, dass oftmals *zusätzlich* zu dem bisher subsistenzorientiert betriebenen Wanderfeldbau eine größer werdende Fläche permanent angebauter Kulturen, oftmals Dauerkulturen (Plantagen) zur Generierung von Geldeinkommen dient und somit der Bracheanteil des Gesamtsystems sehr wohl abnimmt.

Es kann also bei einer Gruppe, die sich bisher hauptsächlich über Wanderfeldbau ernährte, der Übergang zu einer intensiveren, kommerzialisierten Landwirtschaft *entweder* über die Verkürzung der Bracheperiode mit Hilfe des Einsatzes von Düngemitteln erfolgen (z.B. Sarmiento, Monasterio & Montilla 1993) *oder* über den immer höheren Anteil von vollständig permanenten Formen, besonders Dauerkulturen (siehe z.B. Cramb 1993), neben dem aber in der bisher üblichen Weise der Wanderfeldbau zur Absicherung der Grundnahrungsmittel weitergeführt wird. Dies erklärt dann auch zu einem guten Teil, warum anscheinend in manchen Regionen der Welt die Bracheperiode von Wanderfeldbausystemen sich nicht verkürzt, die Produktion aber gleichzeitig zunimmt. Wenn Cramb (1993) etwa zeigt, dass in der von ihm untersuchten Region in Malaysia die Länge der Brache sich in den vergangenen 30 Jahren nicht verkürzte, die absolut angepflanzte Fläche zudem die selbe ist,

dann muss dabei berücksichtigt werden, dass die Wanderfeldbauern neben ihrem zur Subsistenz genutzten Wanderfeldbau ein Geldeinkommen durch *zusätzlich* angepflanzte, sehr extensiv genutzte Kautschuk-Plantagen generieren, was durchaus typisch vor allem für Malaysia und Indonesien ist. Ein anderes Beispiel für Cash „Cropping“ neben dem eigentlichen System des Wanderfeldbaus sind Maya-Bauern in Yucatan (Ewell & Merrill-Sands 1987), die ihr Einkommen vor allem über die Imkerei finanzieren (allerdings verkürzte sich dort zudem die Brache von 20 Jahren im Jahr 1930 auf 11 Jahre Ende der 80er). 5-10 % des weltweit gehandelten Honigs stammen von dort. Die Vielfalt ist groß, doch grundsätzlich gibt es offenbar einen Entwicklungspfad, bei dem (zumindest zunächst) der Wanderfeldbau in seiner ursprünglichen Form beibehalten wird und daneben ein permanentes, zur Generierung von Geldeinkommen dienendes System vergrößert wird. Von Kleinbauern betriebene Plantagen sind hier das Paradebeispiel.

Mittlere Brachedauer: Fazit

Die Dauer der Brache ist möglicherweise der mit der größten Unsicherheit behaftete Faktor in der Berechnung der HANPP. Bisherige Angaben, z.B. in Studien zur globalen Biomasseverbrennung, beruhen auf groben Schätzungen, ohne genauere Angaben über Referenzen, auf welchen diese Schätzungen beruhen.

Eine im Rahmen der HANPP-Berechnung (genauso wie im Rahmen von Kohlenstoffkreislauf und Global Fire) brauchbare Angabe über die Dauer der Bracheperiode und das Verhältnis zur Länge der Anbauperiode ist zudem prinzipiell nur im Zusammenhang mit der Ermittlung der zugehörigen Fläche nützlich, wie weiter oben erörtert. Detaillierte Verbreitungsdaten über Wanderfeldbau waren nicht zu finden, FAO/UNEP 1982 bzw. Lanly 1985 ermitteln die Fläche jedoch immerhin nach Großregionen aufgeteilt (siehe weiter unten). Bei Benutzung der Verbreitungsdaten von Lanly 1985 scheint es am sinnvollsten, sich an die in dieser Studie benutzte Schätzung eines R-Werts von $R=20$ zu halten, was bei einer angenommenen Dauer der Anbauperiode von 2 Jahren eine mittlere Brachedauer von 8 Jahren ergibt. Im Forest Resources Assessment von 1990 (FAO 1996), ebenfalls in Abschnitt VI besprochen, würden bei 2jähriger Anbauperiode die als „Short Fallow“ klassifizierten Flächen eine Bracheperiode von ca. 9 bis 38 Jahren aufweisen, „Long Fallow“ zwischen ca. 4 bis 8 Jahren. Allerdings wurden in dieser Studie keine Verbreitungs- oder auch nur globale Flächenangaben, sondern nur Veränderungen zwischen 1980 und 1990 ermittelt.

Die zu verzeichnende Verkürzung der Brachedauer in einer Vielzahl von Fallbeispielen wird global vermutlich ausgeglichen durch den zusätzlichen Primärwald, der in Wanderfeldbaufläche umgewandelt wird. Dies bedeutet, dass zwar eine bestimmte als Wanderfeldbau genutzte Fläche durch Verkürzung der Bracheperiode in den permanenten Ackerbau übergeht, jedoch ein ungefähr gleich großer Teil durch die Umwandlung von bislang ungenutzter Primärwaldfläche in Wanderfeldbaufläche umgewandelt wird. Diese Vermutung wird gestützt durch die Daten von Myers (1980, siehe auch Melillo et al. 1985), der schätzt, dass maximal 63 000 km² pro Jahr aus Primärwald in Wanderfeldbaufläche übergehen, während minimal 33 000 km² pro Jahr aus Wanderfeldbaufläche in permanent genutztes Ackerland übergehen. Basierend darauf nehmen Hall und Uhlig (1981) in ihrer Kohlenstoffkreislauf-Studie sogar an, dass sich die Brachedauer im Wanderfeldbau eher verlängerte. Allerdings muss bei der Schätzung von Myers 1980 / Melillo et al. 1985 zum einen mit berücksichtigt werden, dass Maximal- bzw. Minimalwerte angegeben werden, zum anderen beruhen auch diese Werte auf sehr groben, nicht mit weiteren Referenzen begründeten Schätzungen. Es scheint deshalb sinnvoll, von einer weiterhin bei ca. 8 Jahren liegenden mittleren Brachedauer auszugehen, die größere Unsicherheit mit berücksichtigend.

Noch schwieriger zu ermitteln ist die räumliche Differenzierung der Brachedauer. Auf kontinentaler Ebene mag die Bevölkerungsdichte eine gute Näherungsvariable für die Dauer der Brache darstellen, wobei mit zunehmender Bevölkerungsdichte eine abnehmende mittlere Brachedauer postuliert würde. Ein anderer wichtiger Faktor ist vermutlich die in einer bestimmten Region noch vorhandene Waldfläche, insbesondere relativ zur Landwirtschaft betreibenden Bevölkerung.

Wie entwickelt sich die Standing Biomass der Brachevegetation?

Die in der Literatur zu findenden Angaben über die Entwicklung der Standing Biomass in Sukzessionswäldern sind in Tab.8 und Tab.9 dargestellt.

Betrachten wir uns zunächst die Entwicklung des Standing Biomass bei der Wanderfeldbau folgenden tropischen Sukzessionsvegetation. Für die in Tab.8/11 angegebenen Studien liegt die durchschnittliche Wachstumsrate während der ersten fünf Jahre zwischen 4,7 und 15,3 Mg/ha/jahr. Drei der Referenzen, die dabei aus dem Rahmen fallen (9,5 – 15,3 Mg/ha/jahr) sind schon älteren Datums und in Uhl & Jordan (1984) lediglich als Sekundärreferenzen angegeben, möglicherweise handelt es sich hier um einen methodisch begründeten Unterschied. Der andere Ausreißer, in der Studie von Szott, Palm & Davey (1994) ermittelt, liegt bei 11,6 Mg/ha/jahr. Sehen wir von diesem ab, so liegt die durchschnittliche Wachstumsrate für die ersten fünf Jahre, Wanderfeldbau folgend, zwischen 4,7 und 7,7 Mg/ha/jahr, die Unterschiede werden möglicherweise hauptsächlich durch den unterschiedlich hohen Niederschlag verursacht (die Werte würden dazu passen).

Angesichts der vermuteten mittleren Brachedauer von typischen Wanderfeldbausystemen ist vor allem die mittlere jährliche Zuwachsrate in 8-10jährigen Sukzessionswäldern interessant. Diese liegt für die in Tab.8/11 angegebenen Studien zwischen 4 und 7 Mg/ha/jahr, auch hier ergibt sich also ein relativ einheitliches Bild.

Eine umfassende Review zur Biomassedichte im tropischen Regenwald des Amazonasgebiets geben Houghton et al. (2001). Die Review stellt 44 Artikel zusammen, in denen die Biomassedichte (AGLB¹⁸) eines Waldstücks innerhalb des Amazonasgebiets ermittelt wurde, das Mittel der AGLB lag bei 271 Mg/ha mit einer Standardabweichung von +/- 12,8 Mg/ha. Zwar gibt dies keine weiteren unmittelbaren Informationen zur für die Berechnung der HANPP benötigten Biomassedichte während der Sukzession, doch zeigt dieses Mittel, dass die in Tab.9 angegebenen Fallbeispiele von Saldarriaga (1987) sowie Uhl und Jordan (1984) hinsichtlich der Biomasse des Primärwalds ungefähr diesem Mittel entsprechen und so auch die entsprechende Entwicklung der Biomasse in der Sukzession als repräsentativ für zumindest die Amazonasregion, evtl. aber auch den tropischen Regenwald als ganzes benutzt werden kann.¹⁹

Wie entwickelt sich die NPP der Brachevegetation?

Zur NPP der Sukzession existieren nur wenige, in Tab.12 angegebene Studien. Wichtig ist hier vor allem die Entwicklung der ANPP mit zunehmender Sukzessionsdauer. Bei Swamy

¹⁸ Aboveground Living Biomass

¹⁹ Die in Tab.9 angegebenen Werte müssten noch danach kontrolliert werden, ob in den Werten neben der AGLB auch das Totholz inbegriffen ist. Da die NPP-Aneignung durch die Verbrennung auch dieses Totholz betrifft, müsste dies ggf. korrigiert werden. Für die in der Review von Houghton et al. (2001) berücksichtigten Fallstudien ergibt sich ein mittlerer Anteil von 9% Totholz an der AGLB.

(1989) und Toky & Ramakrishnan (1983) steigt die ANPP bis zum 20. Sukzessionsjahr an, bei Uhl (1987) fällt sie im 5. Jahr wieder leicht ab, die darauf folgenden Jahre sind dort allerdings nicht angegeben. Brown & Lugo (1990, Fig.6 / S.19/20) geben in ihrer umfangreichen Review für die ersten 20 Jahre der Sukzession eine durchschnittliche ANPP von 15 t/ha/jahr für tropische Wälder an. Die Holzproduktion ist dabei sehr variabel (2-11 t/ha/jahr, verglichen mit 1-8 t/ha/jahr für Primärwälder), während die ANPP des Blattanteils (sie benutzen Litterfall als Indikator) sehr schnell ansteigt und sich ein Gleichgewicht im Alter von 12-15 Jahren, mit einer Produktion von 12-13 t/ha/jahr einstellt.

Die ANPP der Sukzessionsvegetation kann möglicherweise für einen gewissen Zeitraum über die ANPP der potentiellen natürlichen Vegetation ($ANPP_0$) hinaus steigen. Sind die ANPP-Daten der Sukzession von Uhl (1987) für den Regenwald in Süd-Venezuela und jene von Buschbacher (1987) für den entsprechenden Primärwald korrekt, so könnte dieses Maximum dort schon vier Jahre nach Verlassen des Swidden-Plots erreicht sein (allerdings steht diese Aussage auf dünnem Eis, solange die Zeitreihe nicht über 5 Jahre hinaus geht). Erstaunlich ist auch, dass dort die Sukzessionsvegetation schon nach zwei Jahren die ANPP des Primärregenwaldes erreicht hat. Unterstützt wird dieser Befund von der von Jordan (1987) ebenfalls in Süd-Venezuela durchgeführten Studie, bei der die Sukzessionsvegetation, einer dreijährigen Wanderfeldbau-Phase folgend, nach zwei Jahren nahezu die totale NPP der Primärvegetation erreicht hat (ca. 22 Mg/ha/jahr für die Sukzession, ca. 24 Mg/ha/jahr für den Primärwald). Die schnelle Regeneration der Vegetation auf den vermeintlich ausgelaugten Böden liegt, neben anderen Faktoren, an der Nutzung unterschiedlicher Nährstoffe von Kulturpflanzen und Sukzessionsvegetation (Jordan 1987). Ein etwas anderes Bild geben allerdings die in NO-Indien durchgeführten Studien von Swamy (1989) und Toky & Ramakrishnan (1983). Dort steigt die ANPP der Sukzessionsvegetation über 20 Jahre hinweg an. Es sind in diesem Fall keine Angaben über die ANPP des entsprechenden Primärwaldes vorhanden, weshalb eine Aussage, wann und in welchem Ausmaß die $ANPP_{akt}$ über die $ANPP_0$ steigt, nicht zuverlässig möglich ist. Doch angesichts des im Vergleich zu Süd-Venezuela vermutlich geringeren Potentials (niedriger Niederschlag, höhere Saisonalität), ist anzunehmen, dass die ANPP während der Sukzession in NO-Indien erheblich über die ANPP des Primärwaldes hinaus steigt.

Weitere Hinweise über die Entwicklung der NPP können Daten über den Leaf Area Index (LAI) geben. Mit zunehmendem LAI steigt die NPP an, um sich asymptotisch einem Maximum anzunähern (Perry 1994). Laut Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes (1981) ist der LAI eines sechs Jahre alten Sekundärwaldes fast identisch mit dem des Primärwaldes. Laut Saldarriaga (1987) steigt allerdings der durchschnittliche LAI in der Sukzession 20 Jahre lang, um dann wieder leicht zu sinken, während er beim Primärwald wieder den Wert des 20 Jahre alten Bestandes erreicht habe. In drei Studien hatte der LAI nach 5-6 Jahren den Wert des Primärregenwaldes erreicht: Barholomey et al. 1953, Golley et al. 1975 und Uhl & Jordan 1984. Eine eindeutige Aussage lässt sich aus diesen Studien nicht ableiten, möglicherweise ist aber schon nach zwei, spätestens nach fünf Jahren die ANPP des Primärwaldes erreicht, um danach für einige Jahre darüber hinaus zu steigen.

Wie wirkt sich die vorherige Nutzungsweise auf Standing Biomass- und NPP-Entwicklung aus?

Wichtig für die Beantwortung dieser Frage sind die Studien von Uhl et al. (1982) und Uhl, Buschbacher & Serrão (1988). Für beide ist die Entwicklung der Standing Biomass in Tab.9 angegeben.

Von Uhl et al. (1982) wurde die Vegetationsregeneration nach (1) Kahlschlag, (2) Kahlschlag und anschließendem Abbrennen und (3) Kahlschlag und anschließender Beseitigung des Holzes und der oberen Bodenschicht mit dem Bulldozer untersucht. Diese drei Eingriffe entsprechen den im Amazonasgebiet häufig vorkommenden Eingriffen von (1) Holzschlag, (2) Wanderfeldbau und (3) Straßenbau und verwandten Eingriffen. Vor allem bei einer Bearbeitung mit dem Bulldozer zeigen sich erheblich negative Folgen hinsichtlich der Regeneration des Waldes: 100 Jahre würden laut Uhl et al. (1982) bei Kahlschlag und Kahlschlag mit anschließendem Abbrennen benötigt, um die Standing Biomass des Primärwaldes wieder herzustellen, 1000 Jahre dagegen für die mit dem Bulldozer bearbeitete Fläche.

Uhl, Buschbacher & Serrão (1988) untersuchen die Regeneration nach unterschiedlich stark genutzter Weide im Amazonasgebiet (Tab.8 und 11). Im Falle von „Light Use“ entwickelten sich die nach dem Fällen und Abbrennen des Waldes gesäten Gräser relativ schlecht, die Fläche wurde nie gejätet, die Weideintensität durch Rinder war, wenn sie überhaupt genutzt wurde, nur schwach und die Fläche wurde nach kurzer Zeit verlassen. 20% der in der untersuchten, typischen Weideregion (Paragominas) fallen in diese Kategorie. Bei „Moderate Use“ entwickelten sich die nach dem Fällen und Abbrennen des Waldes gesäten Gräser gut, alle ein bis drei Jahre wurde die Fläche mit Hilfe der Machete und durch abflämmen gejätet, die Weideintensität war moderat und die Fläche wurde nach 6 bis 12 Jahren verlassen. 70% der Weiden der Region fallen in diese Kategorie. Schließlich fallen 10% der Weideflächen in die Kategorie des „Heavy Use“, bei dem nach einigen Zyklen des Abbrennens die Weidefläche mechanisch mit dem Bulldozer gepflügt und die Weide neu eingesät wurde. Das Verlassen erfolgte hier nach sechs bis 13 Jahren.

Auch Ferguson et al. (2003) kommen zum Schluss, dass die Waldregeneration auf zuvor in Form von „Agroforestry“ und zum Wanderfeldbau genutzten Flächen wesentlich schneller verläuft als auf zur Weide genutzten Flächen. Die Dauer der Kultivierung ist dabei nicht entscheidend. Ein wesentlicher Faktor, der dabei die Regenerationsgeschwindigkeit beeinflusst, ist die Distanz zum nächsten Wald. Somit ist die Größe der Weide auch für die Entwicklung der Standing Biomass und NPP ganz entscheidend.

V. Combustion Factors (Verbrennungseffizienzen)

Wie bei der Formulierung der HANPP-Berechnung in Abschnitt II erörtert, betrifft ein Teil der NPP-Aneignung die Verbrennung der Vegetation. Dabei ist die Frage relevant, ein wie hoher Anteil dieser Vegetation verbrennt, da nur dieser Anteil zur HANPP zu rechnen ist. Ein großer Teil der Vegetation, insbesondere jener der Stämme und dickeren Äste, verbleibt als Totholz auf der Wanderfeldbaufläche. Die Berechnung des effektiv verbrannten Anteils erfolgt über die Multiplikation der vom Feuer erfassten Biomasse, des „Fuel Load“, mit dem „Combustion Factor“, oft auch als „Combustion Efficiency“ oder „Burning Efficiency“ bezeichnet. Beim Wanderfeldbau kann – wie in Abschnitt II erörtert – ein Faktor von 1 für den „Fuel Load“ angenommen werden, da prinzipiell keine Biomassefraktion gänzlich vom Feuer ausgeschlossen bleibt (wie die Bäume bei manchen Savannenbränden).

Eine umfangreiche Zusammenstellung von „Combustion Factors“ für verschiedene Vegetationstypen aus einer Vielzahl von Studien geben Penman et al. (2003, S.3.188-3.193). Für die hier relevanten Kategorien des sekundären tropischen Regenwalds und des Buschlands („Savanna Woodland“), das vor allem in Afrika unter Wanderfeldbaunutzung steht (Seiler und Crutzen 1980) werden, für den tropischen Regenwald in Abhängigkeit des Alters der Sekundärvegetation, für das Buschland in Abhängigkeit des Zeitpunkts des Abbrennens, folgende Werte angegeben (Tab.3):

Vegetationstyp	Subkategorie	Mittelwert CF ²⁰	SD ²¹	No. M ²²	Bereich	No. r ²³	Referenzen
Sekundärer tropischer Regenwald	3-5 Jahre	0,46	-	1	0,43-0,52	1	[61]
	6-10 Jahre	0,67	0,21	2	0,46-0,90	2	[61], [35]
	14-17 Jahre	0,50	0,10	2	0,36-0,79	2	[61], [73]
Sekundärer tropischer Regenwald (ohne Differenzierung des Alters)		0,55	0,06	8	0,36-0,90	9	[56], [66], [34],
Savanna Woodlands (Brände während der frühen Trockenzeit)		0,40	0,22	6	0,01-0,87	6	[22], [28], [29], [57]
Savanna Woodlands (Brände während der späten Trockenzeit)		0,74	0,14	17	0,29-0,96	20	[6], [12], [22], [29], [31], [44], [51], [52], [57], [66], [73]

Tab.3: Combustion Factors (Verbrennungsfaktoren) für die im Wanderfeldbau relevanten Vegetationstypen (aus Penman et al. 2003). Für die Sekundärreferenzen, siehe die Referenzenliste in Penman et al. (2003), S.3.190-3.193.

²⁰ CF = Combustion Factor

²¹ SD = Standard Deviation = Standardabweichung

²² Anzahl der in den Mittelwert einfließenden Beobachtungen.

²³ Anzahl der in die Streuung („range“) einfließenden Beobachtungen.

In Penman et al. (2003) ist der Vegetationstyp der „Savanna Woodlands“ weiter differenziert ausgeführt, allerdings beziehen sich die für diesen Vegetationstyp angegebenen Verbrennungsfaktoren (auch die durchschnittlichen, in Tab.3 angegebenen Werte) nur auf die Grasschicht, da in großflächigen Savannenbränden die Bäume normalerweise nahezu unversehrt bleiben und nicht absterben. Anders verhält es sich beim Wanderfeldbau in „Savanna Woodlands“: Hier werden die Bäume, ebenso wie im tropischen Regenwald, vor dem Abbrennen gefällt, so dass auch diese in die Verbrennung mit eingehen. Aus diesem Grund sind die in Tab.3 für „Savanna Woodlands“ angegebenen Werte nur bedingt brauchbar.

Der Mittelwert von $CF=0,55$ für Slash-and-Burn tropischen Sekundärwaldes liegt wesentlich höher als der in Penman et al. (2003) angegebene Wert für primären tropischen Regenwald von $CF=0,36$. Dies hängt damit zusammen, dass Sekundärwald trockener und damit anfälliger für Feuer ist (siehe auch Cochrane 2003). Dieser sehr wesentliche Unterschied zur Abschätzung eines korrekten Verbrennungsfaktors wurde – soweit ich das übersehen kann – von den bisherigen Studien zum globalen Kohlenstoffkreislauf und globaler Biomasseverbrennung (z.B. Seiler und Crutzen 1980, Ito und Penner 2004) nicht berücksichtigt. So beruht z.B. der von Ito und Penner (2004) benutzte Verbrennungsfaktors von $CF=0,33$ für Vegetationsbrände in der Zone des tropischen Regenwaldes zumindest zum allergrößten Teil auf Studien, in denen der Verbrennungsfaktor für *primären* tropischen Regenwald ermittelt wurde. Für den Teil der Brände, der auf das Abbrennen von Sekundärwald zurückgeht, wie bei im Gleichgewicht stehenden Wanderfeldbausystemen („traditional swidden“ im Gegensatz zu „pioneering swidden“) der Fall, liegt dieser Wert zu niedrig.

Hinzu kommt, dass im Wanderfeldbau ein mehrmaliges Abbrennen der Vegetation üblich ist, Fearnside (1997) spricht von einem normalerweise dreimaligen Abbrennen²⁴. Im von Fearnside (1997) untersuchten Primärregenwald beträgt dabei der Verbrennungsfaktor 33,2% für das erstmalige Abbrennen und steigt nach dem dritten Abbrennen auf insgesamt 42,0% an, also um den Faktor 1,27. Bei einer Annahme von dreimaligem Abbrennen auch von Sekundärvegetation und weiters der Annahme eines entsprechenden Faktors für die danach insgesamt abgebrannte Vegetation würde sich aus dem obigen $CF=0,55$ ein Verbrennungsfaktor von $CF=0,70$ nach dem dritten Abbrennen ergeben. Wegen der Möglichkeit eines in sekundärer Vegetation weniger oft wiederholten Abbrennens und zudem der Praxis in Wanderfeldbausystemen, dass einige Bäume nicht gefällt werden und so nicht zum „Fuel Load“ gerechnet werden können, könnte ein demgegenüber leicht reduzierter Verbrennungsfaktor von $CF=0,6$ ein guter mittlerer Näherungswert für den Verbrennungsfaktor von Wanderfeldbau im tropischen Regenwald sein.²⁵

²⁴ Da die Studie von Fearnside (1997) das Abbrennen von primärem tropischem Regenwald durch Wanderfeldbauern behandelt, stellt sich allerdings die Frage, ob dieses mehrmalige Abbrennen auch für die deutlich weniger Biomasse enthaltende Sekundärvegetation gilt.

²⁵ Hier nicht weiter besprochen wird der im weiteren zu berücksichtigende Verbrennungsfaktor von Buschland („Woodland“), das vor allem in Afrika eine wichtigen Teil der als Wanderfeldbau genutzten Fläche ausmacht.

VI. Globaler Umfang und Verbreitungsmuster des Wanderfeldbaus

Global in Form von Wanderfeldbau genutzte Fläche

Die einzige Studie, die auf einer stabilen Datengrundlage die durch Wanderfeldbau genutzte Fläche feststellt, ist das Tropical Forest Resources Assessment der FAO/UNEP (1982). Die hinsichtlich Wanderfeldbau relevanten Daten dieser Studie werden zudem in der Publikation vom Leiter des FAO/UNEP-Assessments, Lanly (1985), zusammengefasst.

Die Daten in FAO/UNEP (1982) bzw. Lanly (1985) wurden für insgesamt 90 innerhalb der tropischen Klimazone liegende Länder getrennt erhoben, sind allerdings nur nach Kontinenten und Regionen getrennt (siehe Tab.4) angegeben²⁶. Unterschieden wird zudem zwischen Wanderfeldbau innerhalb 1.) „closed tree formations (or closed forests)“ und 2.) „open tree formations (or open forests)“, zu denen verschiedenes Buschland („Woodland“), z.B. der brasilianische Cerrado zählt. In den meisten Fällen wurde die Wanderfeldbaufläche durch die Auswertung von Luftfotografien und Satellitenbildern identifiziert und umfasst sowohl Brache- als auch Anbaufläche (getrennt zwischen diesen beiden wurde nicht). Neben der als Wanderfeldbau genutzten Fläche zum Zeitpunkt Ende 1980 wurde – teils auf statistischen Daten, teils durch Auswertung von Luft- und Satellitenbildern zu zwei verschiedenen Zeitpunkten – die jährliche Änderung der als Wanderfeldbau genutzten Fläche abgeschätzt. Nicht inkludiert in der Studie sind 1.) durch „Pioneering Swidders“ genutzte Flächen, die auf der Fläche des gerodeten Primärwaldes nur einmalig, bis der Boden ausgelaugt ist, Ackerbau betreiben, ehe diese Fläche komplett aufgegeben und allenfalls als Weide weiter genutzt wird sowie 2.) Bracheflächen, die keine holzige Vegetation aufweisen, weil die Brachezeit unterhalb einer bestimmten Zeitschwelle gefallen ist (die nicht weiter quantifiziert wird). Regionen außerhalb der als „closed forest“ und „open forest“ eingeordneten Vegetationsformationen (z.B. offene Savannen) wurden nicht in die Studie mit einbezogen, was aber angesichts der relativ untergeordneten Bedeutung von Wanderfeldbau in diesen Regionen nur eine geringe Unterschätzung der Gesamtfläche bewirkt. Die Ergebnisse der Studie sind in Tab.4 angegeben.

Der größte Nachteil dieser Studie besteht in dem relativ weit zurückliegenden Erhebungsjahr 1980, allerdings scheint es bisher keine vergleichbare, auf globaler Ebene generierte Daten zum Umfang und Verbreitung von Wanderfeldbau zu geben, so dass möglicherweise keine bessere Möglichkeit bleibt, als auf diese Daten zurückzugreifen. Da die jährliche Flächenzunahme für jede Region zum Erhebungszeitraum mit angegeben wurde, können zudem, bei Annahme einer gleich bleibenden Steigerungsrate der Fläche, die aktuellen Flächen berechnet werden. Diese Extrapolation der Daten würde eine aktuelle als Wanderfeldbau genutzte Fläche von 3 407 300 km² „Closed Forest“ und 2 186 500 km² „Open Forest“ ergeben, was eine Erhöhung des in Form von Wanderfeldbau genutzten Flächenanteils in der tropischen Region auf insgesamt 10,4% bedeuten würde. Dass zumindest im Jahr 1980 ein Trend zur Zunahme der im Wanderfeldbau genutzten Fläche bestand, macht zudem die in Abschnitt IV erläuterte Annahme wahrscheinlicher, dass sich die Brachedauer in den letzten Jahren insgesamt nicht erhöht hat, da bei zunehmender Bevölkerung und so zunehmendem Nahrungsmittelbedarf dieser zumindest zum Teil durch die Zunahme der genutzten Fläche gedeckt wurde.

Im Rahmen des „Forest Resources Assessment 1990“ der FAO (FAO 1996) wurden Daten über die globalen Flächen tropischen Waldes und deren Veränderung zwischen 1980 und

²⁶ Das gilt zumindest für FAO/UNEP (1981) und Lanly (1982). Für eine räumliche Differenzierung der Wanderfeldbau-HANPP wäre natürlich der nach Ländern getrennte Datensatz sehr hilfreich, jedoch bin ich auf diesen nirgends gestoßen.

1990 erhoben. Methodisch basierte diese Studie auf der Erfassung von weltweit 117 sampling units der Größe 185 x 185 km durch Satellitenbilder, deren Veränderung im entsprechenden Zeitraum global hochgerechnet wurde. Zwei Kategorien in diesem Überblick waren „long fallow“ für Flächen mit einem R-Wert von $R = 5$ bis 30 (5 bis 30 % der Fläche kultiviert) und „short fallow“ für Flächen mit einem R-Wert von $R = 30$ bis 50 (30 bis 50% der Fläche kultiviert). Allerdings werden in der Publikation lediglich die prozentuale und absolute *Veränderung* der entsprechend genutzten Flächen zwischen 1980 und 1990 angegeben und auch dies nur nach Großregionen getrennt, so dass diese Studie zwar zur Ermittlung von Veränderungstrends, jedoch nicht zur Ermittlung von Verbreitungsdaten oder auch lediglich dem globalen Verbreitungsausmaß dienen kann.

Geographische Verbreitungsmuster des Wanderfeldbaus

Eine erste grobe Angabe über das geographische Verbreitungsmuster von Wanderfeldbau liefert ebenfalls die Studie von FAO/UNEP (1982) bzw. Lanly (1985), da die genutzten Flächen nach Regionen getrennt aufgeführt werden. Innerhalb dieser Regionen wird zudem zwischen „Open Forest“ und „Closed Forest“ unterschieden, was, bei Kenntnis der in FAO/UNEP (1982) benutzten Verbreitungen für diese Vegetationsklassen, eine weitere geographische Differenzierung zulässt²⁷. Die weitere Verbreitung kann möglicherweise über Näherungsvariablen abgeschätzt werden, was allerdings gerade hinsichtlich des Wanderfeldbaus eine relativ schwierige Aufgabe darstellt. Denn während z.B. für den Verbrauch von Brennholz eine Verteilung entsprechend der ländlichen Bevölkerungsdichte begründet scheint (siehe z.B. Yevich und Logan 2003), kann dieser Faktor nicht als Näherungsvariable für den Wanderfeldbau dienen: Gerade in Regionen mit hohen Bevölkerungsdichten ist der Wanderfeldbau weniger stark ausgeprägt, da das System des Wanderfeldbaus eine relativ geringe Bevölkerungsdichte benötigt, so dass genügend Raum für Bracheflächen bleibt.

Die einzige überregionale Verbreitungskarte für Wanderfeldbau ist in Spencer (1966) für Südostasien und Indien zu finden. Das Vorkommen von Wanderfeldbau wird angegeben mit „absent“, „remnantal distribution only“, „frequently present, but not dominant“ und „dominant, but not exclusive“. Allerdings werden diese Stufen nicht quantitativ spezifiziert, zudem ist zu berücksichtigen, dass diese nun schon vierzig Jahre zurückliegt.

²⁷ Da die Daten laut Lanly (1982) nach Ländern und zum Teil Provinzen getrennt gesammelt wurden, fragt es sich, ob dieser Datensatz erhältlich ist. In FAO/UNEP (1982) sind jedenfalls auch nur die Daten gesammelt für die Regionen aufgeführt.

VII. Beispielhafte Berechnung der HANPP_% eines typischen Wanderfeldbausystems

Abschließend soll, um die Berechnungsweise zu verdeutlichen und eine Ahnung über die Größenordnung von typischen Wanderfeldbausystemen zu erhalten, für ein als typisch angenommenes Wanderfeldbausystem die HANPP_% durch die in Abschnitt II beschriebene Weise berechnet werden. Basierend auf obiger Diskussion der verschiedenen dafür relevanten Parameter werden folgende Werte angenommen:

Die potentielle natürliche Vegetation betreffend:

$$\text{ANPP}_0 = 205,9 \text{ GJ/ha/Jahr (11,5 Mg/ha/Jahr)}$$

Die Anbauperiode betreffend:

$$m = 2$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}1} = 35,1 \text{ GJ/ha/Jahr (5,4 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}2} = 27,2 \text{ GJ/ha/Jahr (4,0 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{e}1} = 8,5 \text{ GJ/ha/Jahr (1,5 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{e}2} = 6,3 \text{ GJ/ha/Jahr (1,1 Mg/ha/Jahr)}$$

Die Bracheperiode betreffend:

$$n = 8$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}1} = 130,7 \text{ GJ/ha/Jahr (7,3 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}2} = 211,2 \text{ GJ/ha/Jahr (11,8 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}3} = 252,4 \text{ GJ/ha/Jahr (14,1 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}4} = 291,8 \text{ GJ/ha/Jahr (16,3 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}5} = 241,7 \text{ GJ/ha/Jahr (13,5 Mg/ha/Jahr)}$$

$$\text{ANPP}_{\text{akt}6-8} = 205,9 \text{ GJ/ha/Jahr (11,5 Mg/ha/Jahr)}$$

Das Abbrennen der Vegetation betreffend:

$$B = 895 \text{ GJ/ha (50 Mg/ha)}$$

$$CF = 0,6$$

Aus diesen angenommenen Werten ergibt sich für die verschiedenen, in Abschnitt II erläuterten HANPP-Komponenten:

$$1.) \text{HANPP}_A = 364,3 \text{ GJ/ha/Jahr}$$

$$2.) \text{HANPP}_S = -98,3 \text{ GJ/ha/Jahr}$$

$$3.) \text{HANPP}_C = 537 \text{ GJ/ha/Jahr}$$

Daraus ergibt sich eine HANPP_Σ über den gesamten, hier 10 Jahre dauernden Anbau-Brache-Zyklus von 803 GJ/ha/Jahr. In Relation zur summierten ANPP₀ während des entsprechenden Zeitintervalls ergibt sich damit die HANPP_% des hier als typisch angenommenen Wanderfeldbausystems:

$$\text{HANPP}_{\%} = 803 \text{ GJ/ha/Jahr} / 2059 \text{ GJ/ha/Jahr} = 39,0 \%$$

Die negative HANPP_S kann dabei dadurch entstehen, dass die ANPP_{akt} der Sukzessionsvegetation schon im ersten Jahr über 60% der ANPP₀ beträgt, während sie in den darauf folgenden Jahren sogar darüber hinaus steigt. Die Entwicklung der ANPP_{akt} der Sukzessionsvegetation ist somit einer der kritischen Parameter für die Berechnung der HANPP von Wanderfeldbausystemen und der hier angenommene Anstieg über die ANPP₀ hinaus in den Sukzessionsjahren 2-5 ist dabei keineswegs unumstritten. Doch trotz diesem und anderen Unsicherheitsfaktoren dürfte eine HANPP_% von ca. einem Drittel eine adäquate erste Schätzung für heute typische Wanderfeldbausysteme darstellen.

TABELLEN

Region/Subregion	Fläche, Closed Forests [km ²]	Fläche, Open Forests [km ²]	Anteil an der Gesamtfläche der Region [%]
Zentralamerika und Mexiko	286 700 (4000)	5 600 (100)	11,8
CARICOM	9 400 (100)	300 (n.a. ²³)	3,8
Andere karibische Staaten	13 500 (100)	1 700 (n.a. ²³)	3,4
Tropisches Süd- Lateinamerika	776 400 (11 200)	608 900 (2 500)	10,2
Tropisches Amerika	1 086 000 (15 400)	616 500 (2 600)	10,1
Nördliche Savannenregionen	n.a. ²⁸	127 500 (1 900)	2,4
Westafrika	340 400 (6 100)	216 000 (4 500)	26,2
Zentralafrika	216 100 (3 000)	230 000 (2 900)	8,4
Ostafrika und Madagaskar	60 000 (400)	466 500 (4 900)	6,0
Tropisches Südafrika	n.a. ²³	3 500 (100)	0,3
Afrikanische Inseln	500 (n.a. ²³)	n.a. ²³	4,0
Tropisches Afrika	617 000 (9 500)	1 043 500 (14 300)	7,2
Südasien	109 500 (2 300)	n.a. ²³	2,4
Kontinentales Südostasien	189 000 (1 300)	n.a. ²³	15,9
Planwirtschaftliches tropisches Asien	159 500 (3 300)	300 (n.a. ²³)	21,2
Tropisches Ozeanien	14 100 (100)	700 (n.a. ²³)	2,7
Tropisches Asien	692 500 (9 100)	40 000 (300)	7,7
Tropen Gesamt	2 395 500 (34 000)	1 700 000 (17 200)	8,3

Tab.4: Umfang (Fläche) von Wanderfeldbau in verschiedenen Regionen, getrennt nach „Closed Forest“ und „Open Forest“ im Jahr 1980. Die angegebenen Flächen umfassen das Mosaik aus Brachevegetation und angebautem Land. In Klammer angegeben ist die jährliche Flächenzunahme zur Zeit der Studie.

²⁸ Sehr kleine Fläche, nicht angegeben.

ORT	BRACHEPERIODE [JAHRE]	ANBAUPERIODE [JAHRE]	REFERENZ
ZENTRALAMERIKA			
Mexiko (Yucatan and Campeche)	4-20 (Mittel ca. 10)	2-3 (meistens 2)	Emerson 1953
Mexiko (Sierra Madre del Sur)	7 ²⁹	3	Lambert 1996
S-Belize (San José, Toledo)	5-7 (75% der Bauern)	1 (5,6% der Fläche: 2)	Levasseur & Olivier 2000
Guatemala	> 4	1	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
SÜDAMERIKA			
Venezuela (Cordillera de Mérida)	Meist 7-20	1-4	Sarmiento, Monasterio & Montilla 1993
S-Colombia (Caquetá Region)	n.a.	2-3	Eden & Andrade 1987
Central Peru (Gran Pajonal, Campa People)	Min. 15	1-4	Scott 1987
E-Brazil (Pará)	3-5	1-2	Johnson et al. 2001
SÜDOSTASIEN			
NO-Indien (Assam)	< 7-12	2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
N-Burma	10	5	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
N-Thailand (Umgebung von Mae Hong Son)	12-17	1	Schmid-Vogt 1998
N-Laos (Luang Prapang)	3	2	Fujisaka 1991
N-Laos (Luang Prapang / Ondomsay)	6	1	Fujisaka 1991
Philippines	8-10	2-4	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961

²⁹ Seit ca. 1940 verkürzt sich die Bracheperiode, ausgehend von damals ca. 20 Jahren. Derzeit Tendenz zu weiterer Verkürzung, einige Bauern wirtschaften nur mehr mit 5 Jahren Brache.

Malaysia (E-/Central-Kalimantan, Luangan Dayaks People)	7-15	1-2	Weinstock 1983
E-Malaysia (Nanga Sumpa, Sarawak)	5-7	1	Mertz & Christensen 1997
E-Malaysia (Marup Baroh, Sarawak)	8	2	Mertz & Christensen 1997
E-Malaysia (Sarawak)	Min. 12	1-2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
E-Malaysia (Sarawak)	5-15	1	Cramb 1993
Sumatra	10-16	2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
New Guinea (Middle of Island)	Min. 12 (meist länger)	1	Morren & Hyndman 1987
SW-Papua New Guinea	5-10	2	Eden 1993
AFRIKA			
Liberia	8-15	1-2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
SW-Kamerun	15-20	n.a.	Carrière et al. 2002
NW-Sierra Leone	15-30	1-2	Nyerges 1989
Sierra Leone	5-8	1,5	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Central Zaire	10-15	2-3	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
West Africa	6-12	2-4	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Uganda (West Nile)	3-15	2-3	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Nigeria (Abeokuta)	4-5	2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Nigeria (Umuahia)	2-7	1,5	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Nigeria (Alayi)	7	1,5	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Nigeria (Ilesha)	6-7	2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Central-Uganda	2-8	1-3	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961

Elfenbeinküste	3-6	3-9	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Elfenbeinküste	4-10	2-3	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Uganda	< 2 – 2,5	1	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
N-Ghana	7-10	3-4	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Mali	12-15	3	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Zambia	6-12	6-12	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961
Zambia	Bis 25	2	Ruthenberg 1980 nach Nye & Greenland 1961

Tab.5:
Angaben über Dauer von Brache- und Anbauphase in verschiedenen Fallstudien.

ORT	HAUPTFRUCHT	NEBENFRÜCHTE	REFERENZ
MITTELAMERIKA			
SW-Mexiko (Sierra Madre del Sur)	Mais	n.a.	Lambert 1996
Mexiko (Yucatan and Campeche, Maya People)	Mais (85% der Nahrung)	n.a.	Emerson 1953
S-Belize	Mais (67,5% der Fläche) ³⁰		Levasseur & Olivier 2000
SÜDAMERIKA			
N-Colombia (Maracaibo Basin, People of Bari)	Maniok (70-75% der Fläche)	Bananen (20-25% der Fläche)	Beckerman 1983b
Venezuela (Cordillera de Mérida)	Kartoffeln (75% der Fläche)	Weizen, Hafer (Gemeinsam 25% der Fläche)	Sarmiento, Monasterio & Montilla 1993
Venezuela (Ye'kwana People)	Maniok (65-75% des Brennwertes)	Kochbananen (10-15% des Brennwertes)	Hames 1983 nach Lizot 1978
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	Maniok (stark überwiegend)	Ananas, Baumfrüchte	Uhl et al. 1982
S-Colombia (Caquetá Region)	Maniok (81,7%)	Ananas (5,5%) Koka (2,9%) Bananen (1,9%) Mais (1,8%) Zuckerrohr (1,2%)	Eden & Andrade 1987
Peru (Palcazu Valley, Amazonien)	Ebene: Mais Hochland: Reis oder Maniok	Baumwolle, Papaya, Paprika, Süßkartoffeln, Erdnüsse (u.a.)	Staver 1989
Central-Peru	Maniok (75% der Nahrung)	Kochbananen, Bananen, Mais,	Scott 1987

³⁰ Allerdings stellt der ertragreichere Reis den größten Erntegewichtsanteil (s. Tab.5)

(Gran Pajonal, Campa People)		Süßkartoffeln, Bohnen, Erdnüsse	
Brazil (Castanaha, Pará)	Maniok (92% des Erntegewichtes) ³¹	Mais, Reis	Ruthenberg 1980 (S.53)
Central Brazil (Yanomamö People)	Kochbananen (70% des Brennwertes)	Maniok, Tannia	Hames 1983 nach Lizot 1978
SÜDOSTASIEN			
E-Malaysia (Nanga Sumpa, Sarawak)	Reis	Bananen, Maniok, Taro, Zuckerrohr (u.a.)	Mertz & Christensen 1997
E-Malaysia (Marup Baroh, Sarawak)	Reis	s. Tab.5 der Referenz	Mertz & Christensen 1997
Papua New Guinea (Kompiai, Western Highlands District)	Taro (s. Tab.I der Referenz)	Yam, Mais, Süßkartoffeln, Bananen, Zuckerrohr (u.a., s. Tab.I der Referenz)	Manner 1981
Zentral Papua Neu Guinea (Hochland)	Traditionell: Taro Rezent: Süßkartoffeln	n.a.	Watson 1977
Zentral Papua Neu Guinea	Hochland: Süßkartoffeln Mittlere Höhen: Taro (81-89% des Erntegewichts)	Bananen, Kürbisse, Zuckerrohr (u.a.)	Morren & Hyndman 1987
SW Papua Neu Guinea	Taro (68,5% of crop population)	Webo (0,5-17,0% ³²) Banana (0-12,0%) Manioc (0-7,0%) Maize (0-6,0%) Yam (0,5-2,5%) Aibeka (0-2,5%) Pineapple (0-2,5%)	Eden 1993

³¹ Stellt den Anteil an den als Haupt- und Nebenfrüchte angegebenen Kulturen dar. Es geht nicht klar aus den Angaben bei Ruthenberg hervor, ob daneben noch weitere Kulturen angebaut werden.

Pawpaw (0-2,0%)

AFRIKA

Ghana (Begoro, Eastern Region)	Maniok (Ca. 90% des Erntegewichtes) ³³	Mais	Ruthenberg 1980 (S.53) nach Rourke 1974
Kenia (Kilifi District)	Maniok (81% des Erntegewichtes)	Mais, Sesam	Ruthenberg 1980 (S.53)
NO-Zambia (Lamba People)	Sorghum	Mais, Maniok, Süsskartoffeln	Stromgaard 1989
Zentral-Zambia (Lala People)	Hirse	Maniok, Erdnüsse	Stromgaard 1989

Tab.6:
Angaben über Haupt- und Nebenkulturen im Wanderfeldbau nach verschiedenen Fallstudien.

³² Je nach Plot.

³³ Stellt den Anteil an den als Haupt- und Nebenfrüchte angegebenen Kulturen dar. Es geht nicht klar aus den Angaben bei Ruthenberg hervor, ob daneben noch weitere Kulturen angebaut werden.

ORT	ANBAUFLÄCHE / PRODUZENTIN [HA]	ANBAUJAHR	FELDFRUCHT	FLÄCHENANTEIL [%]	ERNTEMENGE [KG/HA/JAHR]	REFERENZEN [1./2.]
ZENTRALAMERIKA						
Mexiko (Yucatan and Campeche, Maya People)	n.a.	1. 2.	Mais Mais	n.a. n.a.	1050 – 1575 ³⁴ 1050 ⁸	Emerson 1953
Mexiko (Yucatán)	3,8	1.	Mais	n.a.	400 – 1000	Ewell & Merrill-Sands 1987
SW-Mexiko (Sierra Madre del Sur)	Min. 5	1. (?)	Mais	n.a.	420 – 1770 ³⁵	Lambert 1996
S-Belize	2,4	1. 2.	Mais Reis Bohnen Bohnen	67,5 ³⁶ 25,0 3,3 5,6	1238 1504 910 420	Levasseur & Olivier 2000
Belize	n.a.	1.	Mais	n.a.	800 – 1700	Mertz 2002 nach Arnason et al. 1982
SÜDAMERIKA						
N-Colombia (Maracaibo Basin, People of Bari)	n.a.	1.	Maniok Bananen	70-75 20-25	18000 ³⁷ 4500	Beckerman 1983
Venezuela	n.a.	1.	Maniok	n.a.	1460	Jordan 1987

³⁴ Emerson 1953 bezeichnet diese Zahlen als „good yield“, präzisiert jedoch nicht weiter, wie eine durchschnittliche Ernte aussieht.

³⁵ Abhängig von Dauer der Bracheperiode.

³⁶ Die Angaben über die Flächenanteile gehen nicht ganz präzise aus dem Artikel hervor, daher die kleinen Unstimmigkeiten.

³⁷ Beckerman ist sich des ungewöhnlich hohen Erntwertes bewusst und führt als Beleg für die Glaubwürdigkeit eine experimentelle Studie in Venezuela an, bei der bis zu 50000 kg/ha/jahr an Maniok geerntet wurden (Montaldo 1973).

(Ye'cuana People)		2.	Maniok		1100 ³⁸	
		3.	Maniok		700	
Venezuela	n.a.	1.	Maniok	n.a.	18945	Hames 1983
(Ye'kwana People)		2.	Maniok	n.a.	6485	
		3.	Maniok	n.a.	4580	
NE-Ecuador	0,5 – 2 ha	n.a.	Verschiedene	n.a.	20000 ³⁹	Vickers 1983
Brazil	n.a.	1.	Mais	n.a.	1660 – 3240 ⁴⁰	Silva-Forsberg & Fearnside 1997
(Altamira, Pará)						
Brazil	n.a.	1.	Mais	n.a.	600	Ruthenberg 1980 (S.51)
(Castanaha, Pará)			Reis		320	
		2.	Maniok		10000	
Brazil	4,5	1.	Maniok	Nahe 100%	45000 ⁴¹	Ruthenberg 1980 (S.59)
(Castanaha, Pará)						
Brazil	n.a.	1.	Maniok	n.a.	7000 ⁴²	Flowers et al. 1982
(Cerrado Region, Mekranoti People)						
Brazil	n.a.	1.	Reis	n.a.	1520 – 2190	Mertz 2002 nach Kato et al. 1999

SÜDOSTASIEN

NO-Indien	n.a.	1.	Kartoffeln	n.a.	749 – 1580 ⁴³	Mertz 2002 nach Mishra & Ramakrishnan 1981
-----------	------	----	------------	------	--------------------------	--

³⁸ Von Graph abgelesen, daher nur ungefähre Wert.

³⁹ Das von Vickers vorgestellte System kann man wohl eher als „Agroforestry“ bezeichnen, es wird hier jedoch mit aufgeführt, um zu zeigen, dass die extrem hohen Erntewerte von Beckerman (1983b) keine einzelne Ausnahme sind.

⁴⁰ Abhängig von Bestandesalter der vorhergehenden Brache. Der höchste Ertrag wurde in Plots mit 14-20 Jahre altem Wald erreicht, der niedrigste in Plots mit 3-8 Jahren, Primärwald rangiert dazwischen.

⁴¹ Es wird neben Maniok noch eine vergleichsweise sehr geringe Menge an Mais und Sesam angebaut, die Ernte pro Hektar bezieht sich auf die diese Kulturen umfassende Gesamtfläche. Der hohe Erntewert für Maniok ist demnach sogar eine Mindestgröße.

⁴² Im Artikel in kcal angegeben, mit 25,1 MJ/kg für Maniok in Gewicht umgerechnet (Duke 1983).

N-Laos (Luang Prapang)	n.a.	1. 2. 3.	Mais Mais Mais	n.a.	1600 1100 600	Fujisaka 1991
N-Laos (Luang Prapang / Ondomsay)	n.a.	1.	Mais	n.a.	1000	Fujisaka 1991
N-Thailand	n.a.	1.	Reis	n.a.	856 – 1960	Mertz 2002 nach Hansen 1995
E-Malaysia (Borneo, Kalimantan, Batu Lintang)	n.a.	1.	Reis	7,7 ⁴⁴	1980 ⁴⁵ : 610 1984/85: 1150 1988/89: 1610	Cramb 1993
E-Malaysia (Borneo, Kalimantan, Batu Lintang)	n.a.	1.	Reis	15,4 ⁸	1980 ⁹ : 330 1984/85: 390 1988/89: 720	Cramb 1993
E-Malaysia (Borneo, Kalimantan)	n.a.	1.	Reis	n.a.	923 – 1187	Mertz 2002 nach Wadley 1997
E-Malaysia (Nanga Sumpa, Sarawak)	1,2 ⁴⁶	1.	Reis	Nahe 100%	350 ⁴⁷	Mertz & Christensen 1997

⁴³ Abhängig von der Dauer der vorangegangenen Bracheperiode.

⁴⁴ Dies ist ein durchaus typischer Fall für Malaysia: Den größten Teil der Fläche nehmen Kautschuk-Plantagen ein. Dass Cramb (1993) dennoch von einem „farming system based on shifting cultivation“ spricht, liegt daran, dass er die Kautschuk-Produktion eher als Ergänzung zur Subsistenz-Produktion durch Wanderfeldbau sieht. Der Wanderfeldbau dient hier als sichernde Basis, während die relativ flächenaufwendigen Plantagen zur Generierung von Geldeinkommen nutzen.

⁴⁵ Für verschiedene Jahre gemessen.

⁴⁶ Wanderfeldbau ist nur eine von mehreren landwirtschaftlichen Aktivitäten.

⁴⁷ In Nanga Sumpa sehr geringer Einsatz von synthetischen Düngemitteln und Herbiziden, in Marup Baroh immer noch moderat jedoch schon etwas höher. Darauf vermutlich die grössere Erntemenge zurückzuführen.

E-Malaysia (Marup Baroh, Sarawak)	0,4 ¹³	1. / 2.	Reis	Nahe 100%	1100 ¹⁴	Mertz & Christensen 1997
AFRIKA						
Guinea	n.a.	1.	Reis	n.a.	820 – 1238	Mertz 2002 nach Wey & Traore 1998
Sierra Leone (Bum)	n.a.	1.	Reis	n.a.	1230	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Spencer 1975
Liberia (Gbangra)	n.a.	1.	Reis	n.a.	970	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Van Santen 1973
Elfenbeinküste (Man)	n.a.	1.	Reis	n.a.	1740	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Lang 1976
Ghana (Begoro, Eastern Region)	n.a.	1. 2. 3. 4.	Mais Maniok Maniok Maniok	n.a.	1481 7407 4815 925	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Rourke 1974
Kamerun (Begang)	n.a.	1.	Reis	n.a.	770	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Fotzo 1977
Kenia (Kilifi District)	n.a.	1. 2. 3.	Mais Sesam Mais Maniok	n.a.	650 100 550 5600	Ruthenberg 1980 (S.51) nach Thorwart and Reeves 1978

Tab.7:
Angaben über Erntemengen im Wanderfeldbau nach verschiedenen Fallstudien.

ORT	JAHRESNIEDERSCHLAG [MM]	VORBEHANDLUNG	BESTANDESALTER [JAHRE]	OBERIRDISCHES WACHSTUM/JAHR [MG/HA/JAHR]	REFERENZEN
FOLLOWING SLASH AND BURN					
N-Zambia (Kasama, Northern Province, Bemba People)	1000 – 1400	Chopped	8	1,0	Stromgaard 1985
			16 ⁴⁸	3,0	
		Slash and Burn	16 ⁴⁹ Chipya Wald ⁵⁰	1,0 n.a.	
NO-Indien (Lailad, Nördlich Shillong)	n.a. (Monsoonic)	Slash and Burn	1	0,6	Swamy 1989 / Swamy & Ramakrishnan 1987
			4	5,0	
			8	6,2	
			12	7,0	
			20	7,7	
NO-Indien (Burnihat, Khasi Hills, Meghalaya)	2200 (Monsoonic)	Slash and Burn	1	5,0	Toky & Ramakrishnan 1983
			5	4,7	
			10	5,8	
			15	6,9	
			20	7,4	
Central-Peru ⁵¹ (Gran Pajonal, Campa People)	1700 – 2100	Slash and Burn	3	17	Scott 1987
			10	7	
			25-30	5 - 6	
Central-Peru ⁵² (Gran Pajonal, Campa People)	1700 – 2100	Slash and Burn	n.a. (<i>Pteridium</i> -Busch) n.a. (<i>Imperata</i> -Grasland) n.a. (<i>Andropogon</i> -Grasland)	n.a.	Scott 1987

⁴⁸ Der Praktik der dortigen Brachewirtschaft entsprechend wurden auf einer 5- bis 8-mal der zentralen Fläche die Äste und Zweige der Bäume und Sträucher abgebrochen und auf der zentralen Anbaufläche verbrannt. Dies gewährleistet eine erheblich schnellere Regeneration.

⁴⁹ Die Praktik hier entsprach der beim Wanderfeldbau Üblichen, es wurde kein Holz aus der Umgebung aufgeschichtet.

⁵⁰ Durch die seit längerer Zeit betriebene Brachewirtschaft degradierte Miombo-Vegetation, welche die potentielle natürliche Vegetation darstellt.

⁵¹ Aus Graphen abgeschätzt. Scheint eine eher grobe Schätzung zu sein, somit mit Vorbehalt zu behandeln.

Peru (Yurimagaus, Upper Amazon Basin)	2200	Slash and Burn, 1 Jahr Anbau	1/3	1,5	Szott, Palm & Davey 1994
			2/3	2,7	
			1 ½	6,2	
			2 ½	9,3	
			3 ½	11,4	
			4 ½	11,6	
S-Venezuela ⁵³ (San Carlos de Rio Negro)	n.a.	Slash and Burn	9-13	4 – 6	Saldarriaga 1987
			20	4	
			30-40	3 – 4	
			60	2	
			80	2	
			Primärwald	n.a.	
Guatemala (Izabal)	n.a.	Slash and Burn	2	7,10	Uhl & Jordan 1984 nach Snedaker 1970
			4	6,78	
			5	7,33	
			6	7,45	
Kolumbien (Guarin)	n.a.	Slash and Burn	2	7,92	Uhl & Jordan 1984 nach Gamble et al. 1969
			4	12,10	
S-Nigeria (Bevin)	n.a.	Slash and Burn	6	7,68	Uhl & Jordan 1984 nach Nye & Greenland 1960
E-Brazil (Pará)	2000 – 3000 mm	Slash and Burn	10	5,5	Johnson et al. 2001
			20	3,3	
			40	3,2	
			Primärwald	n.a.	
Panama (Darien)	n.a.	Slash and Burn	2	12,18	Uhl & Jordan 1984 nach Ewel 1971
			4	9,49	
			6	7,16	
Congo (Yangambi)	n.a.	Slash and Burn	5	15,34	Uhl & Jordan 1984 nach Bartholomew et al. 1953

⁵² Aus Graph abgeschätzt. Hierbei handelt es sich um die Entwicklung der Standing Crop bei jährlichem Abbrennen der Vegetation, wodurch im Laufe der Zeit ein permanentes Grasland, dominiert durch *Andropogon sp.*, entsteht. Die Zeitintervalle sind im Artikel nicht näher definiert.

⁵³ Alle angegebenen Werte sind aus einem – nicht sehr präzisen – Graphen abgelesene, grobe Schätzwerte (Genauigkeit ca. 10 Mg). Für die Aufteilung der Biomasse von Blättern und Holz, siehe Fig. 3.5 im Artikel. Allgemein steigt die Masse des Blattwerks bis zu den 30-40jährigen Ständen an, ehe sie dann wieder leicht absinkt, beim Primärwald jedoch wieder ansteigt.

S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	Slash and Burn, 3 Jahre Anbau	1	7,08	Uhl 1987
			2	6,41	
			3	6,65	
			4	7,16	
			5	6,77	
		Slash and Burn, 6 Jahre intensiver Anbau ⁵⁴	5	1,4	
Alles organisches Material von der Fläche entfernt	5	1,4			
Primärwald		n.a.	n.a.		
FOLLOWING CUT / CUT AND BURN⁵⁵					
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	Cut and Burn	1	0,55	Uhl & Jordan 1984
			2	4,82	
			3	5,72	
			4	7,22	
			5	8,01	
			Primärwald	n.a.	
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	Cut	3	4,30	Uhl et al. 1982
		Cut and Burn	3	2,90	
		Bulldozed	3	0,26	
FOLLOWING PASTURE					
E-Brazil (Paragominas)	1750	Weide, „Light Use“	3,5	8,4	Uhl, Buschbacher & Serrão 1988 / Buschbacher, Uhl & Serrão 1987
			4,5	11,9	
			8	10,8 / 11,1	

⁵⁴ Zusätzlich wurde hier der Einsatz von synthetischem Dünger getestet, wobei klar wurde, dass dieser das Aufkommen grasiger Vegetation fördert und so die Sukzession einer holzigen Vegetation hemmt.

⁵⁵ Beim „Cut and Burn“ fand auf der entsprechenden Fläche, im Gegensatz zu der als „Following Slash and Burn“ bezeichneten Vorbehandlung, kein Anbau statt.

Weide,	1	5,8
„Moderate Use“	3,5	2,4 / 4,8
	4	4,3
	7,5	4,9
	8	4,1
Weide,	2,5	3,0 / 5,5
„Heavy Use“	8	0,6
Primärwald	> 100	n.a.

Tab.8:

Angaben über die Wachstumsrate der oberirdischen Standing Biomass nach unterschiedlicher Vorbehandlung, aus verschiedenen Studien. Ermittelt aus den in Tab.9 angegebenen absoluten Standing Biomass-Werten zu verschiedenen Zeitpunkten. Die Angaben sind jeweils das Mittel über das gesamte bisherige Wachstum.

ORT	BESTANDESALTER [JAHRE]	STANDING BIOMASS, OBERIRDISCH [MG/HA]	HOLZ [MG/HA]	BLÄTTER [MG/HA]	WURZELN [MG/HA]	REFERENZEN
E-Brazil (Pará)	10	54,9	49,8	5,1	n.a.	Johnson et al. 2001
	20	65,5	59,2	6,3		
	40	128,8	119,8	9,0		
	Primärwald	229,6	225,1	4,5		
Peru (Yurimagaus, Upper Amazon Basin)	1/3	0,5	n.a.	n.a.	n.a. (?)	Szott, Palm & Davey 1994
	2/3	1,8				
	1 ½	9,3				
	2 ½	23,2				
	3 ½	40,0				
4 ½	52,1					
S-Venezuela ⁵⁶ (San Carlos de Rio Negro)	9-13	50	Siehe Graph (Fig. 3.5 der Referenz)	Siehe Graph (Fig. 3.5)	Siehe Graph (Fig. 3.5)	Saldarriaga 1987
	20	70				
	30-40	120				
	60	140				
	80	140				
Primärwald	250					
Central-Peru ⁵⁷ (Gran Pajonal, Campa People)	3	50	Siehe Graph (Fig. 4.2 der Referenz)	Siehe Graph (Fig. 4.2)	Siehe Graph (Fig. 4.2)	Scott 1987
	10	70				
	25-30	150				
Central-Peru ⁵⁸ (Gran Pajonal, Campa People)	<i>Pteridium</i> -Busch	10,5	n.a.	n.a.	Siehe Graph (Fig. 4.2)	Scott 1987
	<i>Imperata</i> -Grasland	7,0				
	<i>Andropogon</i> -Grasland	5,5				
N-Zambia	8	7,7	n.a.	n.a.	n.a.	Stromgaard 1985

⁵⁶ Alle angegebenen Werte sind aus einem – nicht sehr präzisen – Graphen abgelesene, grobe Schätzwerte (Genauigkeit ca. 10 Mg). Für die Aufteilung der Biomasse von Blättern und Holz, siehe Fig. 3.5 im Artikel. Allgemein steigt die Masse des Blattwerks bis zu den 30-40jährigen Ständen an, ehe sie dann wieder leicht absinkt, beim Primärwald jedoch wieder ansteigt.

⁵⁷ Aus Graphen abgeschätzt.

⁵⁸ Aus Graph abgeschätzt. Hierbei handelt es sich um die Entwicklung der Standing Crop bei jährlichem Abbrennen der Vegetation, wodurch im Laufe der Zeit ein permanentes Grasland, dominiert durch *Andropogon sp.*, entsteht. Die Zeitintervalle sind im Artikel nicht näher definiert.

(Kasama, Northern Province, Bemba People)	16 ⁵⁹ 16 ⁶⁰ Chipya Wald ⁶¹	48,3 15,8 17,2				
NO-Indien (Lailad, Nördlich Shillong)	1 4 8 12 20	0,6 20,0 49,7 83,7 153,6	n.a.	n.a.	n.a.	Swamy 1989 / Swamy & Ramakrishnan 1987
NO-Indien (Burnihat, Khasi Hills, Meghalaya)	1 5 10 15 20	5,0 23,3 57,5 103,7 147,6	4,0 18,8 53,8 98,0 140,0	1,0 4,5 3,7 5,7 7,6	n.a.	Toky & Ramakrishnan 1983
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	<i>Cut and Burn:</i> 1 2 3 4 5 Primärwald	0,55 9,64 17,15 28,88 40,03 289,82	0,24 6,94 13,91 24,53 35,17 281,17	0,32 2,70 3,24 4,35 4,86 8,65	n.a. n.a. n.a. n.a. 8,35 48,53	Uhl & Jordan 1984
Guatemala (Izabal)	2 4 5 6	14,19 27,11 36,67 44,67	n.a.	n.a.	n.a.	Uhl & Jordan 1984 nach Snedaker 1970
Panama (Darien)	2 4 6	24,36 37,96 42,94	n.a.	n.a.	n.a.	Uhl & Jordan 1984 nach Ewel 1971
Kolumbien	2	15,84	n.a.	n.a.	n.a.	Uhl & Jordan 1984

⁵⁹ Der Praktik der dortigen Brachewirtschaft entsprechend wurden auf einer 5- bis 8-mal der zentralen Fläche die Äste und Zweige der Bäume und Sträucher abgebrochen und auf der zentralen Anbaufläche verbrannt. Dies gewährleistet eine erheblich schnellere Regeneration.

⁶⁰ Die Praktik hier entsprach dem beim Wanderfeldbau üblichen, es wurde kein Holz aus der Umgebung aufgeschichtet.

⁶¹ Durch die seit längerer Zeit betriebene Brachewirtschaft degradierte Miombo-Vegetation, welche die potentielle natürliche Vegetation darstellt.

(Guarin)	4	48,39				nach Gamble et al. 1969
Congo (Yangambi)	5	76,69	n.a.	n.a.	n.a.	Uhl & Jordan 1984 nach Bartholomew et al. 1953
S-Nigeria (Bevin)	6	46,09	n.a.	n.a.	n.a.	Uhl & Jordan 1984 nach Nye & Greenland 1960
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	<i>Slash&Burn, 3 Jahre Anbau:</i>					Uhl 1987
	1	7,08	2,28	4,80	0,65	
	2	12,82	9,55	3,27	n.a.	
	3	19,95	16,85	3,10	2,84	
	4	28,61	25,11	3,50	n.a.	
	5	33,86	30,03	3,83	4,26	
	<i>Slash and Burn, 6 Jahre intensiv:</i>					
	5	7,1	2,8	9,9	n.a.	
	<i>Organisches Material entfernt:</i>					
	5	7,2	1,3	8,5	n.a.	
	<i>Primärwald:</i>					
	n.a.	289,82	281,17	8,65	48,53	
E-Brazil (Paragominas)	<i>Weide, "light use":</i>		n.a.	n.a.	n.a.	Uhl, Buschbacher & Serrão 1988 / Buschbacher, Uhl & Serrão 1987
	3,5	29,4				
	4,5	53,4				
	8	86,1 / 88,9				
	<i>Weide, "moderate use":</i>					
	1	5,8				

⁶² Fast ausschließlich aus Pionierbäumen und Grasarten bestehend, wodurch sich die negative Biomasse-Entwicklung in den nachfolgenden Jahren erklärt.

	3,5	8,3 / 16,8				
	4	17,0				
	7,5	37,0				
	8	32,8				
	<i>Weide, "heavy use":</i>					
	2,5	7,6 / 13,7 ⁶²				
	8	4,7				
	<i>Primärwald:</i>					
	100	327,6 / 284,7				
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	<i>Cut :</i>				n.a.	Uhl et al. 1982
	3	12,91	8,15	4,76		
	<i>Cut and Burn :</i>					
	3	8,70	5,78	2,92		
	<i>Bulldozed :</i>					
	3	0,77	0,01	0,76		

Tab.9:

Angaben über die Entwicklung der Standing Biomass in verschiedenen Studien. Falls nicht anders vermerkt, beziehen sich alle Angaben auf Flächen, auf denen zuvor Wanderfeldbau betrieben wurde.

ORT	JAHRESNIEDERSCHLAG [MM]	VORBEHANDLUNG	BESTANDESALTER [JAHRE]	ANPP [MG/HA/JAHR]	REFERENZEN
FOLLOWING SLASH AND BURN					
NO-Indien (Lailad, Nördlich Shillong)	n.a. (Monsoonic)	Slash and Burn	1	5,63	Swamy 1989
			4	10,36	
			8	14,18	
			12	15,83	
			20	17,64	
NO-Indien (Burnihat, Khasi Hills, Meghalaya)	2200 (Monsoonic)	Slash and Burn	1	5	Toky & Ramakrishnan 1983
			5	8	
			10	14	
			15	17	
			20	18	
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	Slash and Burn, 3 Jahre Anbau	1	7,27	Uhl 1987
			2	11,75	
			3	14,12	
			4	16,28	
			5	13,48	
		Primärwald (nach Buschbacher 1987)	n.a.	11,5	
FOLLOWING CUT / CUT AND BURN					
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	Cut and Burn	1	0,94	Uhl & Jordan 1984
			2	12,26	
			3	11,62	
			4	17,82	
			5	19,40	
			Primärwald	n.a.	
PASTURE					
S-Venezuela (San Carlos de Rio Negro)	3500	<i>Brachiara</i> -Weide, Primärwald folgend	1	13	Buschbacher 1987
			2	10	
			3	15	

Weide, Sekundärwald	1	6,0
folgend	2	4,5
	3	5,2
Primärwald	n.a.	11,5

Tab.12:

Angaben über die ANPP-Entwicklung von verschiedenen Vorbehandlungen folgendem Sekundärwald aus verschiedenen Studien.

LITERATUR

- Beckerman,S. 1983. Bari swidden gardens: crop segregation patterns. *Human Ecology* **11**, 85-101.
- Beckerman,S. 1983. Does the swidden ape the jungle? *Human Ecology* **11**, 1-12.
- Beckerman,S. 1987. Swidden in Amazonia and the Amazon Rim. In: *Comparative Farming Systems* (Ed. by B.L.Turner II & S.B.Brush), pp. 55-94. New York, The Guilford Press.
- Brown,S. & Lugo,A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* **6**, 1-32.
- Buschbacher,R.J., Uhl,C. & Serrão,E.A.S. 1987. Large-scale development in eastern Amazonia. *Ecological Studies* **60**, 90-99.
- Buschbacher,R.J. 1987. Deforestation for sovereignty over remote frontiers. *Ecological Studies* **60**, 46-57.
- Carneiro,R.L. 1964. Shifting cultivation among the Amahuaca of eastern Peru. *Völkerkundliche Abhandlungen* **1**, 9-18.
- Carrière,S.M., Letourney,P. & McKey,D.B. 2002. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in Southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* **18**, 375-396.
- Conklin,H. 1957. Hanunoo Agriculture. Rome: FAO.
- Cramb,R.A. 1993. Shifting cultivation and sustainable agriculture in East Malaysia: a longitudinal case study. *Agricultural Systems* **42**, 209-226.
- Denevan,W.M. 2001. *Cultivated Landscapes of Native Amazonia and the Andes*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Detwiler,R.P. & Hall,C.A.S. 1988. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science* **239**, 42-47.
- Dixon,J., Gulliver,A. & Gibbon,D. 2001. *Farming Systems and Poverty - Improving Farmer's Livelihood in a Changing World*. Rome and Washington: FAO and World Bank.
- Dove,M.R. 1993. Smallholder rubber and swidden agriculture in Borneo: a sustainable adaption to the ecology and economy of the tropical forest. *Economic Botany* **47**, 136-147.
- Duke,A.D. 1983. Manihot esculenta. Online unter http://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Manihot_esculenta.html. Center for New Crops & Plant Products, Purdue University, West Lafayette (IN). Last Access 15-5-2005.
- Eden,M.J. & Andrade,A. 1987. Ecological aspects of swidden cultivation among the Andoke and Witoto Indians of the Colombian Amazon. *Human Ecology* **15**, 339-359.
- Eden,M.J. 1993. Swidden cultivation in forest and savanna in Lowland Southwest Papua New Guinea. *Human Ecology* **21**, 145-166.
- Emerson,R.A. 1953. A preliminary survey of the milpa system of maize culture as practiced by the Maya Indians of the northern part of the Yucatan Peninsula. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **40**, 51-72.
- Ewell,P.T. & Merrill-Sands,D. 1987. Milpa in Yucatán: a long-fallow maize system and its alternatives in the Maya Peasant Economy. In: *Comparative Farming Systems*, pp. 96-129. New York, The Guilford Press.
- FAO/UNEP 1982. Tropical forest resources. *FAO Forestry Paper* 30. Rome: FAO.
- FAO 1996. Forest resources assessment 1990: Survey of tropical forest cover and and study of change processes. *FAO Forestry Paper* 130. Rome: FAO.

- Fearnside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* **80**, 21-34.
- Fearnside, P.M. 1997. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. *Climatic Change* **35**, 321-360.
- Fearnside, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* **46**, 115-158.
- Ferguson, B.G., Vandermeer, J., Morales, H. & Griffith, D.M. 2003. Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology* **17**, 818-828.
- Flowers, N.M., Gross, D.R., Ritter, M.L. & Werner, D.W. 1982. Variation in swidden practices in four central Brazilian Indian societies. *Human Ecology* **10**, 203-217.
- Freeman, J.D. 1970. Report on the Iban. *LSE Monographs on Social Anthropology* **41**. London: Athlone.
- Fujisaka, S. 1991. A diagnostic survey of shifting cultivation in Northern Laos: targeting research to improve sustainability and productivity. *Agroforestry systems* **13**, 95-109.
- Geertz, C. 1963. *Agricultural Involution*. Berkeley: University of California Press.
- Gómez-Pompa, A. & Vásquez-Yanes, C. 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: *Forest Succession: Concepts and Applications* (Ed. by D.C. West, H.H. Shugart & D.B. Botkin), pp. 246-266. New York, Berlin, Wien, Springer-Verlag.
- Grandstaff, T.B. 1980. Shifting cultivation in Northern Thailand - Possibilities for development. *Resource Systems Theory and Methodology Series* **3**. Tokyo: The United Nations University.
- Grigg, D.B. 1974. *The Agricultural Systems of the World. An Evolutionary Approach*. Cambridge, New York, Melbourne: Cambridge University Press.
- Hames, R. 1983. Monoculture, polyculture and polyvariety in tropical forest swidden cultivation. *Human Ecology* **11**, 13-34.
- Hao, W.M. & Ward, D.E. 1993. Methane production from global biomass burning. *Journal of Geophysical Research (Atmosphere)* **98**, 20657-20661.
- Harris, D.R. 1971. The ecology of swidden cultivation in the Upper Orinoco Rain Forest, Venezuela. *The Geographical Review* **61**, 475-495.
- Houghton, R.A., Boone, R.D., Fruchi, J.R., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Palm, C.A., Peterson, B.J., Shaver, G.R., Woodwell, G.M., Moore, B., Skole, D.L. & Myers, N. 1987. The flux of carbon from terrestrial ecosystems to the atmosphere in the 1980 due to changes in land use: geographic distribution of the global flux. *Tellus Series B* **39**, 122-139.
- Houghton, R.A., Lawrence, K.T., Hackler, J.L. & Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* **7**, 731-746.
- Ito, A. & Penner, J.E. 2004. Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000. *Journal of Geophysical Research* **109**, D14S05.
- Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J., Frizano, J. & Johnson, A.H. 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in Eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* **147**, 245-252.
- Jordan, C.F. 1987. Shifting Cultivation. *Ecological Studies* **60**, 9-23.
- Kato, M.S.A., Kato, O.R., Denich, M. & Vlek, P.L.G. 1999. Firefree alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazonia region: the role of fertilizers. *Field Crops Research* **62**, 225-237.

- Kunstadter,P. 1987. Swiddeners in transition: Lua' farmers in northern Thailand. In: *Comparative Farming Systems* (Ed. by B.L.Turner II & S.B.Brush) New York, The Guilford Press.
- Lambert,D.P. 1996. Crop diversity and fallow management in a tropical deciduous forest shifting cultivation system. *Human Ecology* **24**, 427-453.
- Le Houérou,H.N. 1989. *The Grazing Land Ecosystems of the African Sahel*. Berlin: Springer-Verlag.
- Levasseur,V. & Olivier,A. 2000. The farming system and traditional agroforestry systems in the Maya community of San Jose, Belize. *Agroforestry systems* **49**, 275-288.
- Lizot,J. 1978. Économie primitive et subsistence. Essai sur le travail et l'alimentation chez les Yanomami. *Libre* **78**, 69-111.
- Manner,H.I. 1981. Ecological succession in new and old swiddens of Montane Papua New Guinea. *Human Ecology* **9**, 359-377.
- Melillo,J.M., Palm,C.A., Houghton,R.A., Woodwell,G.M. & Myers,N. 1985. A comparison of two recent estimates of disturbance in tropical forests. *Environmental Conservation* **12**, 37-40.
- Mertz,O. & Christensen,H. 1997. Land use and crop diversity in two Iban communities, Sarawak, Malaysia. *Danish Journal of Geography* **97**, 98-110.
- Mertz,O. 2002. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry systems* **55**, 149-159.
- Mishra,B.K. & Ramakrishnan,P.S. 1981. The economic yield and energy efficiency of hill agro-ecosystems at higher elevations of Meghalaya in North-Eastern India. *Acta Oecologica* **2**, 369-389.
- Montaldo,A. 1973. Vascular streaking of Cassava root tubers. *Tropical Science* **15**, 39-46.
- Morren,G.E.B. & Hyndman,D.C. 1987. The taro monoculture of Central New Guinea. *Human Ecology* **15**, 301-315.
- Myers,N. 1993. Tropical forests: the main deforestation fronts. *Environmental Conservation* **20**, 9-16.
- Myers,N. 1980. The present status and future prospects of tropical moist forests. *Environmental Conservation* **7**, 101-114.
- NewCROP 2005. Online unter <http://www.hort.purdue.edu/newcrop/default.html>. Center for New Crops & Plant Products, Purdue University, West Lafayette (IN). Last Access 15-5-2005.
- Nye,P.H. & Greenland,D.J. 1961. The Soil under Shifting Cultivation. *Technical Communication* **51**. Farnham Royal, Bucks, England, Commonwealth Agricultural Bureaux, Commonwealth Bureau of Soils.
- Nyerges,A.E. 1989. Coppice swidden fallows in tropical deciduous forest: biological, technological, and socio-cultural determinants of secondary forest successions. *Human Ecology* **17**, 379-400.
- Padoch,C., Harwell,E. & Susanto,A. 1998. Swidden, sawah, and in-between - agricultural transformations in Borneo. *Human Ecology* **26**, 3-20.
- Penman,J., Gytarsky,M., Hiraishi,T., Krug,T., Kruger,D., Pipatti,R., Buendia,L., Miwa,K., Ngara,T., Tanabe,K. & Wagner,F. (eds.) 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Hayama, Kanagawa, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- Perry,D.A. 1994. *Forest Ecosystems*. Baltimore (MD): Johns Hopkins University Press.
- Primack,R.B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland (MA): Sinauer Associates.
- Rappaport,R.A. 1971. The flow of energy in an agricultural society. *Scientific American* **225**, 116-136.

- Ruthenberg,H. 1980. *Farming Systems in the Tropics*. 3 edn. Oxford: Clarendon Press.
- Saldarriaga,J.G. Recovery following shifting cultivation. *Ecological Studies* **60**, 24-33.
- Sarmiento,L., Monasterio,M. & Montilla,M. 1993. Ecological bases, sustainability, and current trends in traditional agriculture in the Venezuelan High Andes. *Mountain Research and Development* **13**, 167-176.
- Schmid-Vogt,D. 1998. Defining degradation: the impacts of swidden on forests in Northern Thailand. *Mountain Research and Development* **18**, 135-149.
- Scott,G.A.J. 1987. Shifting cultivation where land is limited. *Ecological Studies* **60**, 34-45.
- Seiler,W. & Crutzen,P.J. 1980. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climatic Change* **2**, 207-247.
- Silva-Forsberg,M.C. & Fearnside,P.M. 1997. Brazilian Amazonian caboclo agriculture: effect of fallow period on maize yield. *Forest Ecology and Management* **97**, 283-291.
- Snedaker,S.C. 1970. *Ecological Studies on Tropical Moist Forest Succession in Eastern Lowland Guatemala*. PhD Dissertation University of Florida.
- Spencer,J.E. 1966. *Shifting Cultivation in Southeastern Asia*. Berkeley: University of California Press.
- Staver,C. 1989. Why farmers rotate fields in maize-cassava-plantain bush fallow agriculture in the Wet Peruvian Amazon. *Human Ecology* **17**, 401-426.
- Steggarda,M. 1941. *Maya Indians of Yucatán*. Publication 531. Washington D.C.: Carnegie Institution of Washington.
- Stocks,A. 1983. Candoshi and cocamilla swiddens in Eastern Peru. *Human Ecology* **11**, 69-84.
- Stromgaard,P. 1985. Biomass, growth, and burning of woodland in a shifting cultivation area of South Central Africa. *Forest Ecology and Management* **12**, 163-178.
- Stromgaard,P. 1989. Adaptive strategies in the breakdown of shifting cultivation: the case of Mambwe, Lamba, and Lala of northern Zambia. *Human Ecology* **17**, 427-444.
- Swamy,P.S. & Ramakrishnan,P.S. 1987. Contribution of *Mikania micrantha* during secondary succession following slash-and-burn agriculture (jhum) in North-East India. I. Biomass litterfall and productivity. *Forest Ecology and Management* **22**, 229-237.
- Swamy,P.S. 1989. Secondary successional patterns following slash and burn agriculture in NE India. *Studies in Plant Ecology* **18**, 248-249.
- Szott,L.T., Palm,C.A. & Davey,C.B. 1994. Biomass and litter accumulation under managed and natural tropical fallows. *Forest Ecology and Management* **67**, 177-190.
- Toky,O.P. & Ramakrishnan,P.S. 1983. Secondary succession following slash and burn agriculture in north-eastern India. I. Biomass, litterfall and productivity. *Journal of Ecology* **71**, 735-745.
- Uhl,C., Jordan,C., Clark,K., Clark,H. & Herrera,R. 1982. Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. *Oikos* **38**, 313-320.
- Uhl,C., Clark,H., Clark,K. & Maquirino,P. 1982. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. *Biotropica* **14**, 249-254.
- Uhl,C. & Jordan,C.F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* **65**, 1476-1490.
- Uhl,C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* **75**, 377-407.

- Uhl,C., Buschbacher,R.J. & Serrão,E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* **76**, 663-681.
- Uhlig,J., Hall,C.A.S. & Nyo,T. 1993. Changing patterns of shifting cultivation in selected countries in Southeast Asia and their effect on the global carbon cycles. In: *Effects of Land-Use Change on Atmospheric CO₂ Concentrations: South and Southeast Asia As a Case Study* (Ed. by V.H.Dale), pp. 145-200. Heidelberg, Springer Verlag.
- UNESCO 1978. *Tropical Forest Ecosystems - A State of Knowledge Report*. Paris: UNESCO.
- Vasey,D.E. 1979. Population and agricultural intensity in the humid tropics. *Human Ecology* **7**, 269-283.
- Vickers,W.T. 1983. Tropical forest mimicry in swiddens: a reassessment of Geertz's model with Amazonian data. *Human Ecology* **11**, 35-45.
- Watson,J.B. 1977. Pigs, fodder and the Jones Effect in postipomoean New Guinea. *Ethnology* **16**, 57-70.
- Weinstock,J.A. 1983. Rattan: ecological balance in a Borneo rainforest swidden. *Economic Botany* **37**, 58-68.
- Yevich,R. & Logan,J.A. 2003. An assessment of biofuel use and burning of agricultural waste in the developing world. *Global Biogeochemical Cycles* **17**, 6-1-6-40.
- Zinke,J.P., Sabhasri,S. & Kunstadter,P. 1978. Soil fertility aspects of Lua forest fallow systems of shifting cultivation. In: *Farmers in the Forest: Economic Development and Marginal Agriculture in Northern Thailand* (Ed. by P.Kunstadter, E.C.Chapman & S.Sabhasri), pp. 134-159. Honolulu, HI, University Press of Hawaii.