

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

66

Hannes HASE

**Nährstoffreserven auf Banco-Standorten
der Waldreserve Caparo/Venezuela unter
besonderer Berücksichtigung der Plan-
tagenwirtschaft mit Teak
(Tectona Grandis)**

ISSN 0340 - 4153

1981

Im Selbstverlag der Anstalten für
Bodenkunde der Universität Göttingen

Herausgeber: B. Meyer und B. Ulrich

Schriftleitung: P. Hugenroth

Bestellungen über:

Institut für Bodenkunde, Göttingen, von Siebold-Str. 4

Institut für Bodenkunde und Waldernährung

Göttingen, Büsgenweg 2

oder den Buchhandel

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

66

1981

Hannes HASE

**Nährstoffreserven auf Banco-Standorten
der Waldreserve Caparo / Venezuela unter
besonderer Berücksichtigung der Plan-
tagenwirtschaft mit Teak
(Tectona Grandis)**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 66, 1-152
1981**

	Seite
1. Einleitung	1
2. Der Untersuchungsstandort	4
2.1 Lage und allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes	4
2.2 Beschreibung des Standortes	8
3. Bestimmung der oberirdischen Bioelementvorräte	17
3.1 Bestimmung der Biomasse	17
3.1.1 Die Inventur der Vegetation in den Parzellen	20
3.1.2 Auswahl der Probebäume	29
3.1.2.1 Naturwald: stratifizierte Zufallsstichprobe	30
3.1.2.2 Teak-Plantagen: stratifizierte Stichprobe und Mittelstammverfahren	35
3.1.2.3 Sekundärwald und Palmen: Regressionsstichprobe	36
3.1.2.4 Unterwuchs: Flächenstichprobe	36
3.1.3 Die Probenahme der Unterstichprobe	37
3.1.3.1 Bestimmung des Frisch- und Trockengewichtes der Probebäume und Subparzellen	37
3.1.3.2 Fehlerquellen	38
3.1.4 Berechnung der Biomasse pro Fläche	39
3.1.4.1 Berechnung der Biomasse über die stratifizierte Stichprobe	40
3.1.4.2 Berechnung der Biomasse über einfache Regressionen	40
3.1.4.2.1 Varianzstabilisierende Transformationen	41
3.1.4.2.2 Test auf Unterschiedlichkeit der Biomasse-Regressionen	45
3.1.4.2.3 Vertrauensgrenzen bei logarithmischem Ausgleich	46
3.1.4.3 Ergebnisse	48
3.2 Bestimmung der Bioelementgehalte	62
3.3 Berechnung der oberirdischen Bioelementvorräte	73
4. Bestimmung der Bodenvorräte	79
4.1 Methodik der Bodenprobenahme	79
4.2 Ergebnisse	80

5. Veränderung der Bioelementvorräte	87
5.1 Struktur und Höhe der Gesamtvorräte	87
5.2 Inventarvergleich der Parzellen	88
5.3 Veränderung der Bioelementvorräte durch den menschlichen Eingriff	93
5.3.1 Biomasse-Exporte im Naturwald	93
5.3.2 Auswirkung der Waldrodung	94
5.3.2.1 Aufbau und statistische Auswertung des Feldversuchs	95
5.3.2.2 Veränderungen im chemischen Bodenzustand	99
5.3.2.3 Inventarvergleich der Gesamtvorräte der Versuchspartellen	108
5.4 Atmosphärischer Stoffeintrag	113
5.4.1 Methodik der Probenahme	114
5.4.2 Ergebnisse	115
6. Konsequenzen des Teak-Anbaus für das standörtliche Produktionspotential	118
6.1 Herleitung der Bilanz-Kenngrößen	118
6.2 Nährstoff-Bilanzmodell für den Teak-Anbau in erster Generation	122
6.3 Regradationspotential der Banco-Böden	125
6.4 Schlußbetrachtung	127
7. Zusammenfassung	131
8. Literaturverzeichnis	134

Anhang

Anhang A-1 Beschreibung der chemischen Untersuchungsmethoden	143
Anhang A-2 Korngrößenzusammensetzung der Parzellenböden	146
Anhang A-3 Kompartimentbiomassen der Probebäume (Naturwald)	148
Anhang A-4 Kompartimentbiomassen der Probebäume (Teak)	149
Anhang A-5 Kompartimentbiomassen der Probebäume (Sekundärwald)	150
Anhang A-6 P-Fractionen einiger Parzellenböden	151
Anhang A-6 Einfluß der Waldrodung auf die P-Fractionen	152

Tabelle	Seite
2-1 Mineralzusammensetzung von Böden unter Naturwald	16
3-1 Durchmesserverteilung der Bäume im Naturwald	21
3-2 Durchmesserverteilung der Bäume in den Teak-Plantagen und Sekundärwaldparzellen	22
3-3 Verteilung der Baumhöhen in den Naturwaldparzellen und Sekundärwaldparzellen	22
3-4 Grundfläche und Abundanz in den Naturwaldparzellen, aufgegliedert nach Baumarten	26/27
3-5 Grundfläche und Abundanz in den Sekundärwaldparzellen, aufgegliedert nach Baumarten	28
3-6 Grundflächen in den Untersuchungspartellen	29
3-7 Stratifizierung der Bäume im Naturwald	33
3-8 Ergebnisse der Transformationsanalyse für Biomassedaten	44
3-9 Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen Tongehalt und Gesamtbiomasse	52
3-10 Liste der verwendeten Regressionsgleichungen zur Berechnung der Biomasse pro Baum	54
3-11 Biomassen in den Naturwaldparzellen	57
3-12 Biomassen in den Teak-Plantagen	58
3-13 Biomassen in den Sekundärwaldparzellen	59
3-14 Literaturwerte über Biomassen von Teak-Plantagen und Sekundärwäldern	60
3-15 N-Gehalte der Vegetationskompartimente	63
3-16 P-Gehalte der Vegetationskompartimente	64
3-17 K-Gehalte der Vegetationskompartimente	65
3-18 Ca-Gehalte der Vegetationskompartimente	66
3-19 Mg-Gehalte der Vegetationskompartimente	67
3-20 Literaturwerte über Elementgehalte von Teakkompartimenten	68
3-21 Konzentration von Mikronährstoffen in Blättern von Teak	72
3-22 Änderung des Nährstoffgehaltes von Teak-Blättern mit der Kronenposition	73
3-23 Veränderung der Streugehalte im Naturwald mit der Jahreszeit	74
3-24 Vegetationsvorräte der Untersuchungspartellen	77
3-25 Korrelationskoeffizienten für die Beziehung Vegetationsvorräte-Bestandesalter bzw. Vegetationsvorräte-Tongehalt	78
4-1 Nährstoffvorräte und bodenchemische Kenndaten der Partellenböden	84/85

Tabelle	Seite
4-2 Literaturdaten über Nährstoffvorräte tropischer Böden	84/85
5-1 Ökosystemvorräte der Untersuchungspartellen	90
5-2 Literaturdaten über Vorratsstrukturen von Wald-Ökosystemen	91
5-3 Veränderungen im chemischen Bodenzustand durch Waldrodung	106/107
5-4 Veränderung der Nährstoffvorräte durch Waldrodung	110/111
5-5 Daten über den atmosphärischen Stoffeintrag in Caparo	117
6-1 Bilanzmodell über die Inanspruchnahme der Nährstoffvorräte bei Teak-Anbau	123

Abbildung		Seite
2-1	Karte zur geographischen Lage des Untersuchungsgebietes und Lage der Untersuchungspartzen	6
2-2	Klimadiagramm nach Walter Und Lieth von Caparo	7
2-3	Topographie und Vegetationswechsel im Untersuchungsgebiet	7
2-4	Korngrößenzusammensetzung der Böden in den Partzen	15/16
3-1	Schema der verwendeten Methodik zur Biomasse-schätzung	19
3-2	Durchmesser- und Höhenverteilung der Bäume in den Untersuchungspartzen	23/24
3-3	Verteilungsmuster der Residuen bei Biomasse-regressionen	42
3-4	Beziehung zwischen Blatt- bzw. Stammbiomasse und D2H für die Bäume des Naturwaldes	55
3-5	Beziehung zwischen Stammbiomasse und BHD für die Teak-Bäume	56
3-6	Abhängigkeit der Biomasse von Tongehalt und Bestandesalter (dreidimensionale Darstellung)	61
5-1	Abhängigkeit der N- und K-Gesamtvorräte vom Tongehalt des Bodens	92
5-2	Lageskizze der 8 Versuchspartzen des Kahl-schlagversuchs	95
6-1	Derbholzbiomasse (t/ha) von Teak-Plantagen in Abhängigkeit vom Alter	121

1. Einleitung

Nach Schätzungen wurde im Gebiet der West-Llanos Venezuelas innerhalb eines Vierteljahrhunderts die 1950 vorhandene Waldfläche um 30% reduziert (Veillon in Hamilton 1976). Für diese Periode entspricht das einem jährlichen Verlust an Waldfläche von 50000 ha.

Ursachen der Waldzerstörung sind Ausdehnung von Weideland durch den Großgrundbesitz, Wanderfeldbau und staatliche Entwaldungs- und Siedlungsmaßnahmen (UNESCO 1978). Die Nutzung der auf diese Weise in Produktion genommenen Flächen ist dabei kaum angepaßt an den gegebenen Standort, Erfahrungen über dessen Nutzungspotential fehlen weitgehend.

Durch die Schaffung eines Systems von Forstreserven (1) versucht der venezolanische Staat seit etwa 1965 ("Ley Forestal de Suelos y Aguas"), der weiteren Waldvernichtung lokal entgegenzutreten und wenigstens innerhalb dieser Reserven eine nachhaltige Holzproduktion aufzubauen.

Eine wichtige Aufgabe für die Forstwirtschaft in den Reserven ist die Erhöhung der Flächenproduktivität: dies soll erreicht werden durch Umwandlung des vorhandenen natürlichen Hochwaldes in Baumplantagen mit raschwüchsigen Lichtbaumarten. Der vorläufige Betriebsplan für einen Teil der Caparo-Forstreserve sieht deshalb den Aufbau von Teak-Plantagen auf den nicht-grundwasserbeeinflussten Standorten vor. Innerhalb des ersten Jahrzehntes sollen danach 1500 ha Naturwald (=5% der Waldfläche) gerodet und mit Teak aufgeforstet werden (Corpoandes 1976, S.65). Die Teak-Plantagen sollen mit 33-jähriger Umtriebszeit bewirtschaftet werden.

Vom Nährstoffhaushalt gesehen sind selbst auf nicht-erosionsgefährdeten Böden mit einem derartigen Aufbau von Plantagen Nährstoffexporte verbunden: In der Begründungsphase ist die Gefahr von Nährstoffverlusten erhöht, da der ursprünglich geschlossene Nährstoffkreislauf des Hochwaldes abrupt

1) Insgesamt gibt es in Venezuela 10 Forstreserven mit einer Gesamtfläche von 117050 km² (Hamilton 1976).

unterbrochen wird und sich erst allmählich unter der heranwachsenden Plantage wieder aufbaut. Weitere Nährstoffexporte erfolgen direkt über die Holznutzung. In der Literatur herrscht Übereinstimmung darüber, daß diese Nährstoffexporte auf armen Standorten zu einem Leistungs-rückgang führen können (s. Ulrich u.a. 1975).

Aus dieser Erkenntnis erwächst die Notwendigkeit, mit Hilfe geeigneter Beurteilungskriterien die langfristigen Auswirkungen einer derartigen forstlichen Standortsnutzung für die vorhandenen Nährstoffreserven abzuschätzen. Experimentellen Untersuchungen sind dabei angesichts der Länge forstlicher Produktionszeiträume und der damit verbundenen Langsamkeit der ablaufenden Veränderungen enge Grenzen gesetzt. In der letzten Zeit wird deshalb versucht, Ökosystem-Veränderungen zu erfassen, indem ihre zeitliche Abfolge durch im örtlichen Nebeneinander erhobene Nährstoff-Inventuren und Nährstoff-Bilanzen rekonstruiert wird.

Ein derartiger Ökosystemarer Ansatz, d.h. unter Einbeziehung der wichtigsten Ökosystem-Kompartimente, wurde bisher weder für den Teak-Anbau noch die Plantagenwirtschaft mit anderen tropischen Baumarten verfolgt. Auch gibt es trotz der außerordentlich umfangreichen Literatur über Teak (2) nur wenige Arbeiten, die sich mit der Produktivität von Teak-Plantagen (Kandya 1972, Ola-Adams 1974) sowie deren Nährstoffansprüchen beschäftigen (Coster 1933, Maheut u.a. 1960, Seth u.a. 1963)(3). In älteren Arbeiten (rezensiert in Seth 1959) wird verschiedentlich der Versuch unternommen, durch den Teak-Anbau herbeigeführte charakteristische Bodenmerkmale zu erfassen, doch lassen, wie Seth (1959) abschließend richtig bemerkt, diese Arbeiten keine verallgemeinerbaren Schlußfolgerungen zu (s.a. Jose 1972).

Am Beispiel der Caparo-Forstreserve soll in vorliegender

 2) Die Bibliographie "Silvicultura y Ecologia Forestal Tropical" (IICA, Turrialba, Costa Rica, 1975) nennt mehr als 580 Titel über Teak.

3) Allen in diesem Zusammenhang zitierten Arbeiten liegt keine spezielle Probenahme zu Grunde.

Arbeit die Inanspruchnahme der standörtlichen Nährstoffreserven beschrieben werden, wie sie durch den Aufbau einer Plantagenwirtschaft mit Teak im Anschluß an die Brandrodung des ursprünglichen Misch-Hochwaldes bedingt ist. In die Betrachtung einbezogen werden altersgleiche natürliche Sekundärwälder.

Methodischer Ansatz ist vor allem der über Nährstoff-Inventuren hergeleitete Vergleich von Nährstoff-Vorräten.

2. Der Untersuchungsstandort

2.1. Lage und allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Geländearbeit zu vorliegender Arbeit wurde von Mai 1977 bis Oktober 1978 in der Abteilung 1 der Forstreserve Caparo/Venezuela ($7^{\circ}26'$ - $7^{\circ}36'$ nördlicher Breite und $70^{\circ}45'$ - $71^{\circ}02'$ westlicher Länge) durchgeführt (s.Abb.2-1).

Die Forstreserve wurde 1960 von der venezuelanischen Regierung per Erlaß deklariert und umfaßt eine Fläche von etwa 170 000 ha.

Die Reserve liegt am Westrand der "Llanos" von Venezuela, einer großräumigen, alluvialen Tiefebene aus pleistozän-holozän aufgeschüttetem Andenmaterial (1), die sich, östlich von den Anden begrenzt, nach Westen bis zum Mündungsgebiet des Orinoco erstreckt. Sie wird von mehreren Andenflüssen in West-Ost Richtung durchflossen. Einem ursprünglich etwa 100-200 km breiten Waldstreifen der West-Llanos, der parallel zum Andenfuß verläuft, schließen sich die waldfreien Savannen-Llanos nach Osten hin an.

Die klimazonare Vegetationsform Caparos ist der Übergang zwischen "evergreen seasonal forest" und "semi-evergreen seasonal forest" (nach Beard 1944). Charakteristisch ist die ausgeprägte Niederschlags-Saisonalität mit Wasserüberschuß in

1) Aus einer Altersbestimmung an in 1 m Bodentiefe gefundenen Keramikproben (in Parzelle 17) läßt sich das Alter des Bodens dieser Parzelle mit 850-1020 Jahren angeben. Die Altersbestimmung mittels Thermoluminiszenz-Analyse wurde dankenswerterweise vom Rathgen-Forschungslabor, Staatl. Preuss. Kulturbesitz, Berlin durchgeführt.

Das Alter eines in 1.05-1.20cm Bodentiefe gefundenen fossilen Ah-Horizontes (etwa 1km südlich von Untersuchungsparzelle Nr.6, s. Abb.2-1) wird vom Nieders.Landesamt für Bodenforschung, Hannover mit 4410 ± 185 Jahren angegeben (C-14-Analyse, Probennr. Hv9980).

der Regenzeit (April-November) und Wasserdefizit in der Trockenzeit (s. Abb. 2-2). Die potentielle Evapotranspiration (nach Penman) wird von Franco (1979) mit 1515 mm/Jahr angegeben.

Aus der fluvialen Materialsortierung bei ständiger Verlagerung der Flußläufe und Änderung der Wasserführung resultiert ein kleinräumiges Mosaik vertikal und horizontal unterschiedlicher Ablagerungsfolgen der Sedimente, die aus diesen Prozessen resultierende Landschaft wird von Franco (1979) als ein "Komplex von Uferwällen, Übergangsbereichen mit Abflußkanälen, alten und jungen Flußbetten" bezeichnet. Allgemein besteht ein Zusammenhang zwischen der topographischen Lage eines Standortes und Tongehalt des Bodens, d.h. der Tongehalt nimmt ab, je höher der Standort liegt (Taylor 1978, Franco 1979).

Topographie und Textur steuern Zeitdauer und Intensität der regenzeitlichen Überflutung in diesem Gebiet: die hier betrachteten sog. "Banco"-Standorte (20-30% Flächenanteil) sind ganzjährig überflutungsfrei, zu den tieferen Lagen ("Subbanco, Bajio") wachsen Überflutungsneigung, -dauer und -tiefe und in den tieferen, vorwiegend tonigen Senken ("Esteros", etwa 30% Flächenanteil) herrscht eine lange (oft länger als 9 Monate) und tiefe Überflutung (> 20 cm).

Die große Mannigfaltigkeit der natürlichen Vegetation ist eng an die heterogene Bodendecke gekoppelt. Heliconia- und Gramineenbestandene Esteros, Niederwald und Hochwald wechseln sich je nach Topographie, Überflutungsniveau und -dauer, Grundwasserhöhe und -schwankung, Belüftung und Wasserspeicherkapazität des Bodens kleinräumig ab (s. Abb. 2-3). Der Hochwald selbst variiert wiederum hinsichtlich Artenzusammensetzung, Struktur und trockenzeitlichem Entlaubungsgrad kleinräumig (Vincent 1970, Franco 1979).

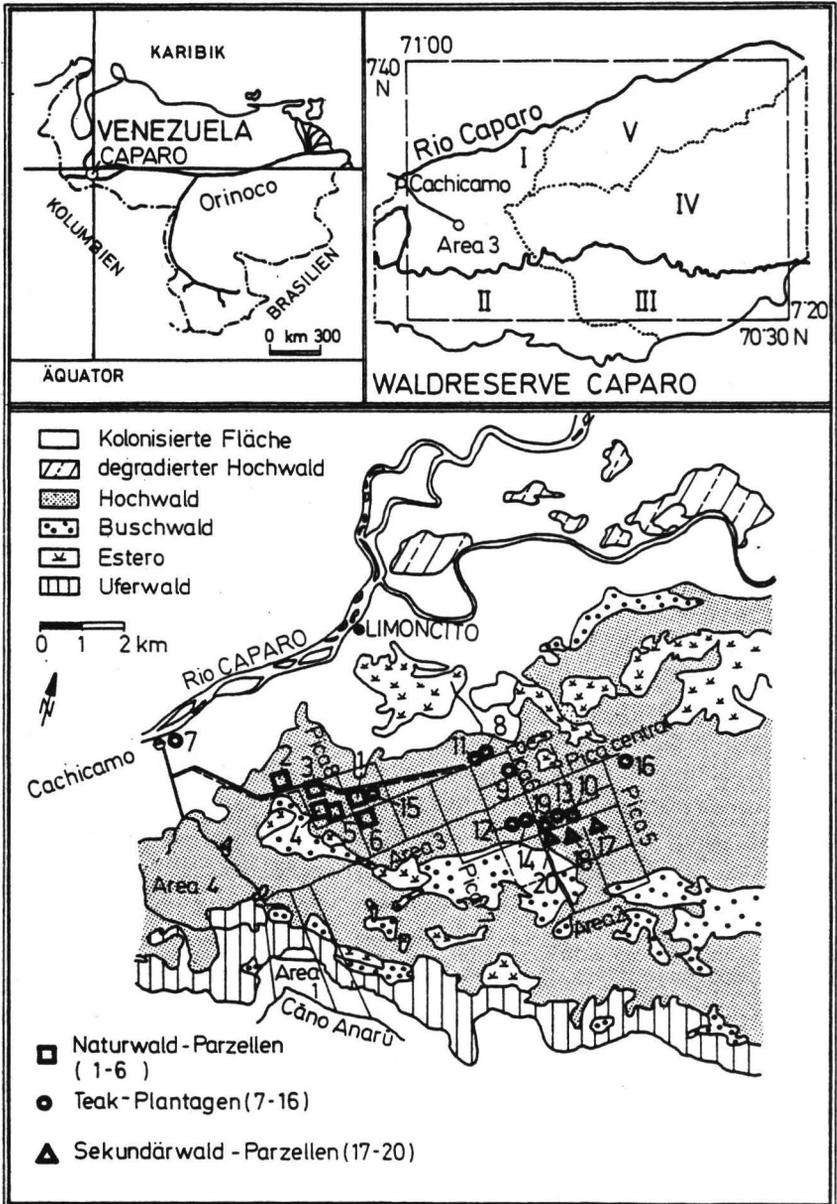


Abb.2-1: Karte zur geographischen Lage des Untersuchungsgebietes und Lage der Untersuchungsparzellen

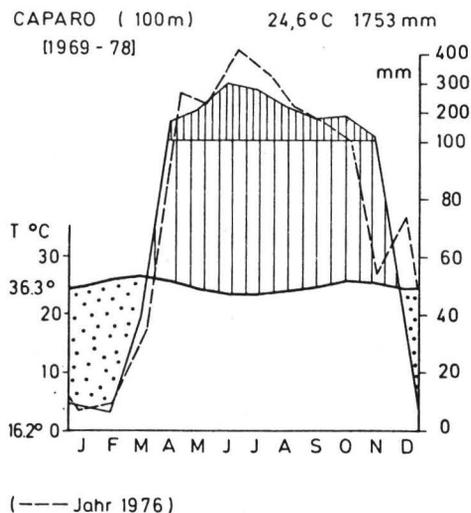


Abb.2-2: Klimadiagramm (nach Walter und Lieth) von Caparo (aus Franco 1979)

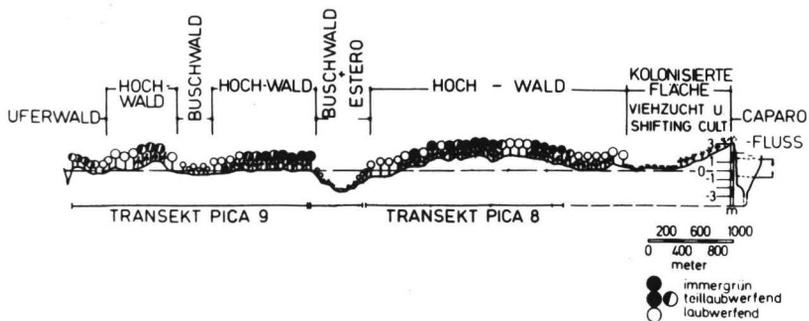


Abb.2-3: Topographie und Vegetationswechsel im Untersuchungsgebiet (aus Franco 1979)

2.2. Beschreibung des Standortes

Die Untersuchungen dieser Arbeit beschränken sich auf die sog. "Banco"-Standorte innerhalb der Caparo-Forstreserve. Hierin eingeschlossen sind auch die als "Subbanco" oder "Transicion" (s. Corpoandes 1973, S. 474f) bezeichneten Standorte.

Als Banco werden im örtlichen Sprachgebrauch die topographisch exponierten Standorte bezeichnet (s. Abb. 2-3). "Subbancos" sind (i. d. R. tiefergelegene) Standorte, auf denen es während oder nach höheren Niederschlägen auf Grund ihres höheren Tongehaltes (>15%) zu einem kurzzeitigen Auftreten von Oberflächenwasser ("sheet flow") kommen kann.

Das Fehlen regenzeitlicher Überschwemmung mag als wichtigstes Abgrenzungskriterium der Banco-Standorte dienen. Daneben kommt der Textur eine gewisse Bedeutung als weiteres Unterscheidungsmerkmal zu, da sich Reliefposition und Korngrößenzusammensetzung innerhalb eines groben Rahmens bedingen (Vincent 1970; Franco 1980; Taylor 1978). So übersteigt der Tongehalt der Banco-Böden praktisch nie 25% (Sandanteil > 20 %). Innerhalb des Banco ist dieser Zusammenhang zwischen Relief und Textur sehr schwach (Ausnahmen bilden die ehemaligen Uferwälle). Die Bodentextur ist hier wichtigster ökologischer Standortsfaktor.

Die natürliche Banco-Vegetation läßt sich nach Franco (1979) als ein "palmenarmer, laubwerfender Feuchtwald mit im oberen Stockwerk hochgradiger trockenzeitlicher Entlaubung" charakterisieren.

Die Banco-Standorte haben für die Nutzung hervorragende Bedeutung :

- wegen ihrer ganzjährigen Überflutungsfreiheit konzentrierten sich hier menschliche Besiedlung und landwirtschaftlicher Pflanzenbau seit früher Zeit (etwa ab 900 B.C., s. Zucchi 1973) .
- die stehenden Holzvorräte des Hochwaldes erreichen hier ihr Volumenmaximum. Eine Nutzung dieses Vorrates via Exploitation bietet sich an. Für die anschließende Überführung in Baumplantagen sprechen ökonomische und waldbauliche Gründe.

-Im Rahmen von in jüngster Zeit begonnenen forstlichen Aufforstungsversuchen (bisher auf ca. 200 ha) mit verschiedenen einheimischen und ausländischen Baumarten konnten lediglich auf den Banco-Standorten befriedigende Wuchsleistungen erzielt werden. Auf tonreicheren und staunassen Böden kommt es bereits im Jugendstadium zu hohen Ausfällen und geringer Wuchsleistung. Nach den Ergebnissen dieser Versuche erscheint vor allem die Aufforstung mit Teak (*Tectona grandis* L.) ein vielversprechender Ansatz zur forstlichen Nutzung dieser Böden (Torres 1976).

a) Bezeichnung und Größe der Untersuchungsparzellen :

Biomasseuntersuchungen in tropischen Naturwäldern wurden bisher vorzugsweise in 0.15-0.25ha großen Arealen durchgeführt (Greenland, Kowal 1960; Ogawa u.a. 1969; Hozumi u.a. 1969; Golley u.a. 1971; de las Salas 1973; Klinge 1974; Brünig 1973; Brun 1979).

Angaben der Literatur bieten bei der Wahl der geeigneten Parzellengröße im Hinblick auf Biomasseuntersuchungen wenig Hilfestellung, da diese Frage bisher i.d.R. auf Grund phytosoziologischer Überlegungen ("Minimumareal", s. Cain, Castro 1959) entschieden wurde und sonstige systematische Ansätze fehlen. Brünig (1973) empfiehlt an Hand von Untersuchungen über die Variation von Bestandesgrundflächen eine Parzellengröße von 0.2-0.5ha, da "between stand diversity" und "site diversity" eine weitere Vergrößerung der Parzellen unratsam erscheinen lassen.

Die grundsätzliche statistische Beziehung $n=4s^2/P$ (Snedecor, Cochran 1967), ist aber sinngemäß übertragbar auch auf die komplexere Stichprobennahme einer Biomassebestimmung. Die Frage, welche Flächengröße ($=n$) also als repräsentativ für die Biomasse eines Waldes zu gelten hat, ist nicht generell beantwortbar, sondern hängt ab von Bestandesstruktur (Kompartimentaufbau), Standortverhältnissen ($=s^2$) sowie der gewünschten Genauigkeit ($=P$).

Die Datenerhebung erfolgte in insgesamt 20 Parzellen, die der Einfachheit halber im Folgenden mit Nummern von 1 bis 20 bezeichnet sind.

- Im Naturwald wurden insgesamt 6 Parzellen (Nr.1 -6) der Größe 50mx50m vermessen. Der Banco-Naturwald wurde also auf insgesamt 1.5 ha untersucht ("multiple plot method", s. Cain, Castro 1959)

-Die einzelnen Teakplantagen wurden in 10 Parzellen (Nr.7 -16) der Größe 20mx20m untersucht. Die 10 Untersuchungsflächen decken alle in der Reserve vorhandenen Altersstufen von Teakplantagen ab, nämlich (in Klammern : vorherrschende Bodenart) :

Alter 9 Jahre:	Parz.Nr.7	(uS-1U)
Alter 8 Jahre:	Parz.Nr.8	(1S-uL)
Alter 6 Jahre:	Parz.Nr.9	(uS-1S)
	Parz.Nr.10	(1S)
	Parz.Nr.11	(uL)
Alter 4 Jahre:	Parz.Nr.12	(1S)
	Parz.Nr.13	(1S)
	Parz.Nr.14	(suL)
Alter 1/2 Jr.:	Parz.Nr.16	(1S)

Die untersuchten Teakplantagen wurden in den Jahren 1968-1977 als Versuchsaufforstungen unter Leitung der "Universidad de los Andes", Merida begründet (s. Torres 1976). Die Größe der einzelnen Plantagen schwankt zwischen 0.25ha (Parz. 7,8,9,10,13,16), 1.0ha (Parz. 9,11,15) und 23ha (Parz. 12,14). Die jungen Teakpflanzen wurden als stumps im Verband 2mx2m oder 2.5mx2.5m gepflanzt.

-Weiterhin wurden 4 Parzellen in Sekundärwäldern untersucht (Parz. 17 , 18 , 19 , 20):

Alter 7 Jahre :	Parz.Nr.17	(1S-suL)
	Parz.Nr.18	(1S-suL)
Alter 5 Jahre :	Parz.Nr.19	(1S-suL)
	Parz.Nr.20	(uS-1S)

Die Parzellengröße wurde wesentlich durch die drei Faktoren

- Einheitlichkeit des Standortes
- Repräsentativität des Vegetations-

ausschnittes im Hinblick auf die Erfassung
der Biomasse

-Größe des zu untersuchenden Waldbestandes
determiniert.

Der letzte Faktor war entscheidend bei der Festlegung der Parzellengröße in den Teak- und Sekundärwaldbeständen. Die meisten der Teakplantagen sind nur 50mx50m große Versuchsblöcke.

Die hier untersuchten Sekundärwälder bestocken gerodete Flächenreste, die nicht für waldbauliche Versuche aufgeforstet wurden. Sie haben deshalb wie die Teak-Plantagen nur eine begrenzte Flächenausdehnung, oft in Form schmaler Streifen. Auf Grund der größeren Bestandeshomogenität junger, gleichaltriger Wälder dürfte eine repräsentative Erfassung der Biomasse in derart klein dimensionierten Parzellen möglich sein.

Anders ist die Situation im untersuchten Naturwald : Hier wird die Biomasse einer Parzelle entscheidend durch die Zahl einiger weniger großdimensionierter Bäume (Saquisqui, Charo, s. Kap.3.1.1.) kontrolliert, zu kleine Parzellen würden deshalb die vorhandene räumliche Verteilung dieser Bäume nicht genügend reflektieren. Eine Begrenzung der Parzellengröße nach oben war durch den kleinräumigen Wechsel der Bodentextur gegeben (s. Kap.2.2), denn nur selten haben ökologisch weitgehend einheitliche Standorte in diesem Gebiet eine Ausdehnung, die 0.25ha überschreitet. Diese Fläche muß aber aus den oben angeführten Gründen für den Banco-Hochwald als zu klein angesehen werden. Über die Auswahl von 6 Parzellen a 0.25ha wurde deshalb sichergestellt, das eine für die Biomassebestimmung hinreichend repräsentative Probefläche vorliegt.

b) Lage der Untersuchungsparzellen :

Die Lage der einzelnen Parzellen in der Abteilung 1 der Caparo Forstreserve ist Abb. 2-1 zu entnehmen.

c) Bestandesgeschichte :

Die Teak- und Sekundärwaldparzellen liegen in ehemals brandgerodeten Naturwaldflächen. Ausnahme ist Parz. 17, hier wurde ohne späteres Brennen gerodet. Rodungszeitpunkt und vorhergehende Nutzung für Parz. 7 sind wegen der flußnahen Lage nicht recherchierbar.

Sekundärwälder sind in diesem Gebiet zwar häufig, besonders in Flußnähe. Aber bei nur wenigen sind Entstehung und Vorgeschichte sicher bekannt. Meist fand auf diesen ehemals brandgerodeten Flächen eine mehrjährige landwirtschaftliche Zwischennutzung (Weide) statt, ehe die natürliche Wiederbesiedlung durch Wald einsetzte. Für vorliegende Untersuchung schießen solche Bestände aus, da diese wegen der erfolgten Biomasseexporte nicht unmittelbar vergleichbar sind. Man mußte sich vielmehr beschränken auf Flächen mit einheitlicher Nutzungsgeschichte. Die hier untersuchten Sekundärwaldflächen sind in ihrer Nutzungsgeschichte identisch mit den Teakplantagen, d.h. Ausgangssituation für alle Sekundärbestände waren (brand-)gerodete Naturwaldflächen ohne landwirtschaftliche Zwischennutzung.

d) Auswahl der Parzellen im Gelände :

Angesichts der heterogenen räumlichen Verteilung unterschiedlicher ökologischer Einheiten in dem Untersuchungsgebiet mußte der Prüfung der Standorte bei der Auswahl der Untersuchungsparzellen große Bedeutung beigemessen werden.

Wichtigste Kriterien bei der Auswahl im Gelände waren also neben der Topographie (keine Anzeichen von Überschwemmung) die Bodentextur (Fingerprobe) und bei den Naturwaldparzellen ferner Artenzusammensetzung und Bestandesstruktur.

Grundsätzlich wurde versucht, innerhalb einer jeden Parzelle möglichst einheitliche Standortverhältnisse zu treffen. Desweiteren sollten alle wichtigen Texturvarianten für jede einzelne Altersstufe und für jeden Waldtyp mit Parzellen belegt werden. Dies war in dem geplanten Umfang jedoch nicht

möglich, da in Caparo nicht alle vorhandenen Altersstufen von Teak- und Sekundärwaldbeständen gleichzeitig auf den vorhandenen Bodenarten (1S bis uL) vertreten sind. Für die Altersstufen 9 Jahre (Parz. Nr. 7) und 8 Jahre (Parz. Nr. 8) gibt es somit keine Vergleichsparzellen auf einem 1S-Standort, ebenso für die Altersstufe 5 Jahre (Parz. Nr. 17, 18) des Sekundärwaldes.

Besonderes Interesse galt den sandigen Standorten (1S), da diese Böden für die Teak-Aufforstungen vorrangig berücksichtigt wurden und hier am ehesten mit einer Unterdeckung an Nährstoffen zu rechnen ist.

Die Parzellen 1 - 6 wurden somit nach Standort, die Parzellen 7 - 16 sowie 18 - 20 nach Bestandesalter und Standort und Parzelle 17 auf Grund ihrer besonderen Nutzungsgeschichte ausgewählt.

e) Böden :

Wie in Kap. 2.1 bereits erwähnt, besteht sowohl im Untersuchungsgebiet insgesamt als auch innerhalb des hier betrachteten Banco-Standes wegen der Komplexität des sedimentären Transportes ein kleinräumiger Wechsel der Textur. Genau genommen sind die Böden selbst innerhalb einer Untersuchungspartelle nur in wenigen Fällen homogen. Aus diesem Grunde sollen hier anstelle einzelner Profilbeschreibungen einige Bodenmerkmale, wie sie für den Banco-Standort als typisch zu gelten haben, verallgemeinernd betrachtet werden. Bodenchemische Eigenschaften sind in Kap. 4.2 beschrieben.

Ein Tongehalt von $> 25\%$ wurde nie beobachtet, die Sandanteile (fS-mS, seltener gS) liegen in der Regel über 20% (s. Abb. 2-4). Dabei haben sehr sandreiche Böden (mit $> 60\%$ Sand) nur ein begrenztes Flächenvorkommen (ehemalige Uferwälle) innerhalb des Banco.

Der Ah-Horizont ist geringmächtig (max. 10cm), eine organische Auflage (OL) besteht nur während der Trockenzeit und ersten Monaten der Regenzeit. Die Böden haben Einzelkorngefüge, bei Tongehalten $> 15\%$ auch Kohärentgefüge.

Die Böden zeigen einen mehr oder weniger deutlich ausgeprägten Schichtenaufbau : eine Deckschicht unterschiedlichen Tongehaltes und unterschiedlicher Mächtigkeit (uS - tL, Farbbereich : 5-7.5YR5-7/2-4) überlagert eine basale Sandschicht (graubraun, oft blaßfleckig).

Die angesprochene Boden- und Standortsheterogenität kommt einmal durch die unterschiedliche Mächtigkeit (50-100cm) und unterschiedliche Korngrößenzusammensetzung (uS-tL) dieser Deckschicht zustande. Zuweilen besteht diese wiederum aus mehreren Schichten unterschiedlicher Textur (z.B. Parz. 7). Dabei ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Reliefposition und Textur (bis auf die ehemaligen Uferwälle) innerhalb des Banco offenbar nicht gegeben. Die Textur der Deckschicht bestimmt die physikalischen und chemischen Eigenschaften (s. Kap.4.2) dieser Böden: die Zunahme im Tongehalt bedingt eine Zunahme des Fein- und Mittelporenanteils, demzufolge eine höhere Wasserspeicherkapazität bei steigender Einschränkung der Belüftung während regenzeitlicher Aufsättigung (d.h. Übergang zu einem "aquic" Feuchteregime, s. Franco 1979). In gleicher Reliefposition sind deshalb in Deckschichten mit einem Tongehalt > 20% hydromorphe Merkmale (Auftreten von Eisen-Mangan-Ausscheidungen) zu beobachten (Parz. 11,14,19).

Im Klassifizierungssystem des USDA (Soil Conservation Service 1975) gehören die Banco Böden deshalb, je nach Basensättigung, in die Gruppe der Dystropepts (Parz. 1,2,3,4,5,9,10,12,13,17) oder Eutropepts (Parz. 6,7,15,16,18) bzw. in die Untergruppen aquic Dystropept (Parz. 19) und aquic Eutropept (Parz. 11,14).

Die Durchwurzelung mit Feinwurzeln beschränkt sich wesentlich auf die oberen 50cm, innerhalb dieser Zone nimmt die Feinwurzelmenge stufenweise nach unten hin ab (Franco 1979). Grobwurzeln dringen jedoch erheblich tiefer in den Boden ein. Einzelbeobachtungen in den Naturwaldparzellen zeigen, daß diese häufig bis 3m Tiefe zu gehen vermögen.

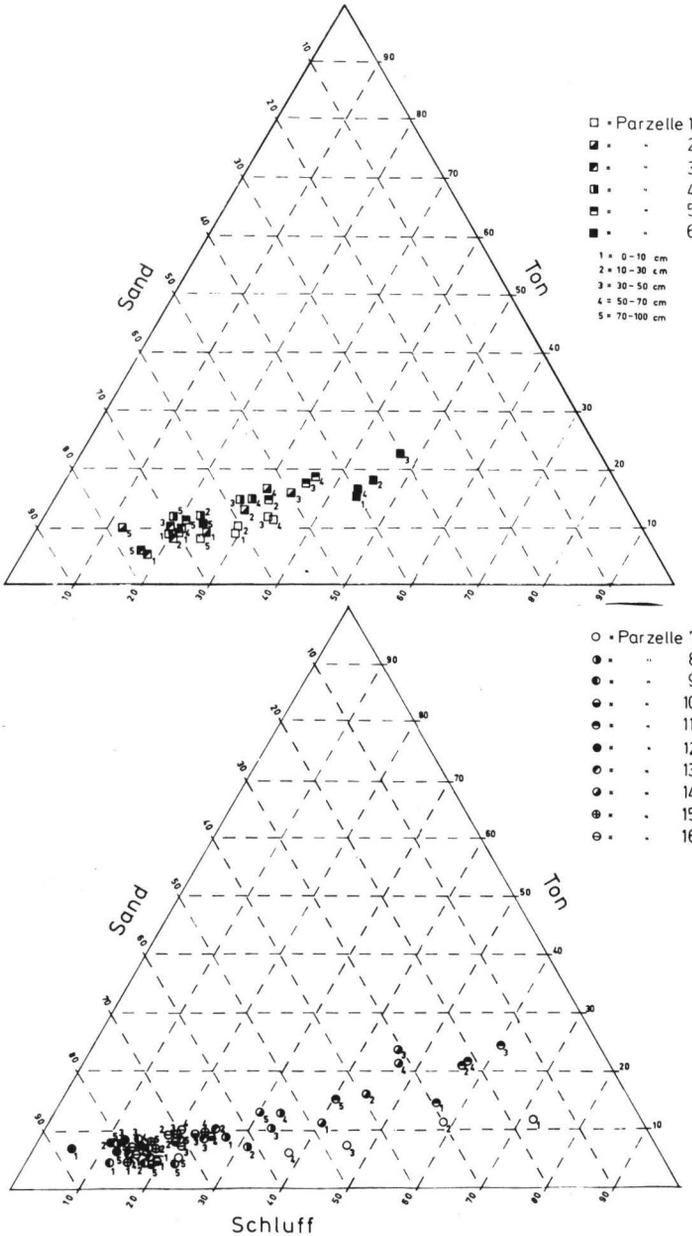


Abb.2-4: Korngrößenzusammensetzung der Böden in den Untersuchungsparzellen (oben:Naturwald,Parz.1-6; unten:Teak-Plantagen,Parz.7-16)

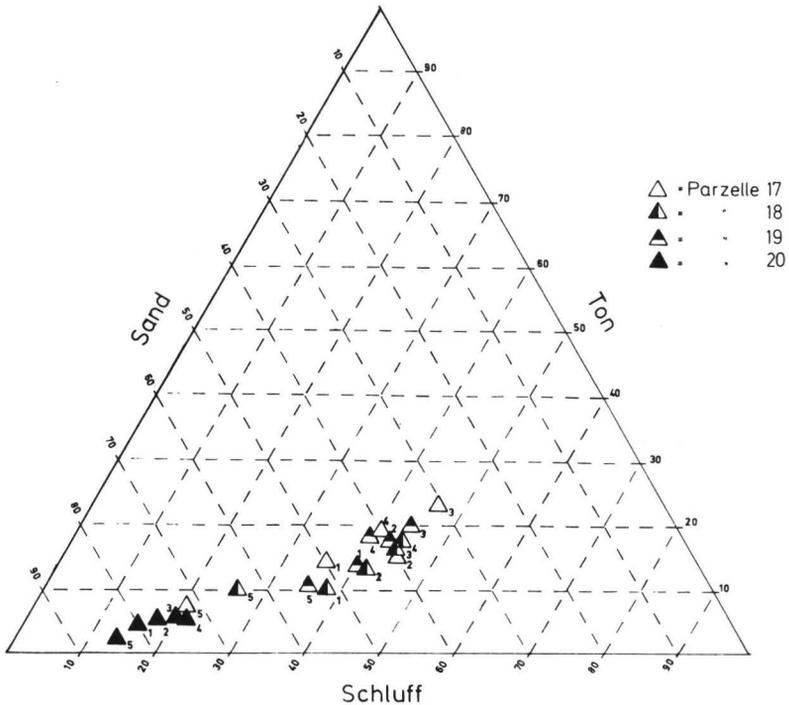


Abb.2-4: (Forts.) Korngrößenzusammensetzung der Böden in den Sekundärwaldparzellen (Parz.17-20)

d) Mineralzusammensetzung der Böden:

Einige Bodenproben wurden einer mineralogischen Schnelluntersuchung unterzogen (s.Gebhardt u.a.1967), um die Mengen der noch im Boden vorhandenen verwitterbaren Primärsilikate abschätzen zu können (Kap.6.3). Die Ergebnisse sind in Tab.2-1 zusammengestellt.

	Parzelle 1 (30-50cm)			Parzelle 6 (30-50cm)			Parzelle 3 (70-100cm)	
	gU	fS	mS	gU	fS	mS	gU	fS
Quarz	63.9-67.3	74.4-78.3	64.5	55.0-61.6	62.0-66.2	70.5	68.4	75.4
Plagioklas	1.6-10.5	0 - 1.8	7.9	9.4-11.0	2.3- 4.7	1.4	3.7	0.5
Orthoklas	8.2- 9.6	6.0-10.1	3.6	6.5-10.6	7.0-13.2	8.6	8.6	6.6
Glimmer	13.7-15.1	13.1-13.8	20.6	17.5-19.1	20.2-22.5	18.0	14.9	13.6
Kaolinit	0.9- 2.4	0	0	2.9- 4.6	0	0	2.1	1.1
Sonst.	1.4- 5.3	0 - 2.4	3.6	0.4- 1.4	0 - 1.9	1.4	2.1	2.7

Tab.2-1: Mineralzusammensetzung von Böden unter Naturwald (in Partikel%)

3. Bestimmung der oberirdischen Bioelementvorräte

Die Berechnung der in einem Ökosystem enthaltenen Mengen an Bioelementen (Bioelementinventur) besteht im Prinzip in einer Massenbestimmung (organische Trockenmasse, Bodenmasse) seiner Kompartimente und der Bestimmung ihrer Bioelementgehalte. Angesichts der strukturellen Mannigfaltigkeit von Ökosystemen bestehen methodische Unterschiede vor allem bei der Bestimmung der Phytomasse.

3.1. Bestimmung der Biomasse

Die Biomassebestimmung dieser Arbeit bezieht sich auf alle photosynthetisch aktiven Pflanzen einschließlich abgestorbener Pflanzenteile. Auch wurden die Grobwurzeln (Durchmesser $> 2\text{cm}$) von Bäumen mit $\text{BHD} > 10\text{cm}$ erfaßt.

Die Einteilung dieses Kapitels erfolgt in Anlehnung an ein Schema (s. Abb. 3-1), das die hier verwendete Methodik zur Berechnung der Phytomasse in ihrem Arbeitsablauf wiedergibt ("Zwei-Phasenstichprobe mit Unterstichprobe"). Die Unterstichprobennahme stellt den "destruktiven" und gleichzeitig arbeitsaufwendigsten Teil der Messung dar, da die Bestimmung von frischer und getrockneter Phytomasse an gefälltem Material vorgenommen werden muß.

Wie aus Abb. 3-1 ersichtlich, beruht die Berechnung der Flächenphytomasse im wesentlichen auf einem System hierarchisch ineinander verschachtelter Stichproben und einer Flächeninventur, d.h. man schließt von der Phytomasse von Volumen- oder Gewichtsproben einzelner Probebäume auf die pro Fläche vorhandene Biomasse eines Waldes, wobei der Flächenbezug über die Parzelleninventur hergestellt wird.

Dieser Ansatz liegt den meisten Verfahren zur Biomasseberechnung zu Grunde, wobei meist in Abhängigkeit von der Struktur des untersuchten Bestandes Unterschiede darin bestehen, welche Bäume für den Bestand als repräsentativ

angesehen werden und ob das Trockengewicht der Probebäume über Gewichts- oder Volumenbestimmung hergeleitet wird.

Biomassebestimmungen von Tropenwäldern sind nach diesem Ansatz durchgeführt worden von Odum (1970), Jordan (1970), Golley (1971), Ogawa (1965), Hozumi (1969), de las Salas (1973), Brun (1979), Kira u.a. (1967). Die vier erstgenannten Autoren leiteten die Baumbiomassen an Hand von stratifizierten Stichproben (Probebäumen) her. Ogawa, Hozumi, Kira, de las Salas und Brun hingegen verwendeten die Beziehung der Baumbiomasse zu leicht meßbaren Parametern (BHD, Höhe) zur Biomasseschätzung (Regressionsschätzung) des Bestandes. Crow (1978) stellte dabei gute Übereinstimmung von Regressionen zwischen Zweig- bzw. Stammbiomasse und D2H für zwei Bestände in Thailand und Costa Rica fest.

Ein grundsätzlich anderer Ansatz besteht darin, das Totalfrischgewicht der Phytomasse auf einer gegebenen Fläche durch eine Vollernte zu bestimmen ("spot biomass determination"). Einzige Fehlerquelle ist hier die Herleitung des Trockengewichts durch die Unterstichprobe. Doch erbringt diese Methode im Verhältnis zu ihrem hohen Arbeitsaufwand nur beschränkt auf andere Areale übertragbare Ergebnisse.

Greenland, Kowal (1960) bestimmten hierdurch die Biomasse eines Regenwaldes in Ghana, später wurde diese Methode noch einmal von Klinge (1974) in Zentralamazonien und Lambert u.a. (1980) in Zentralamerika angewandt.

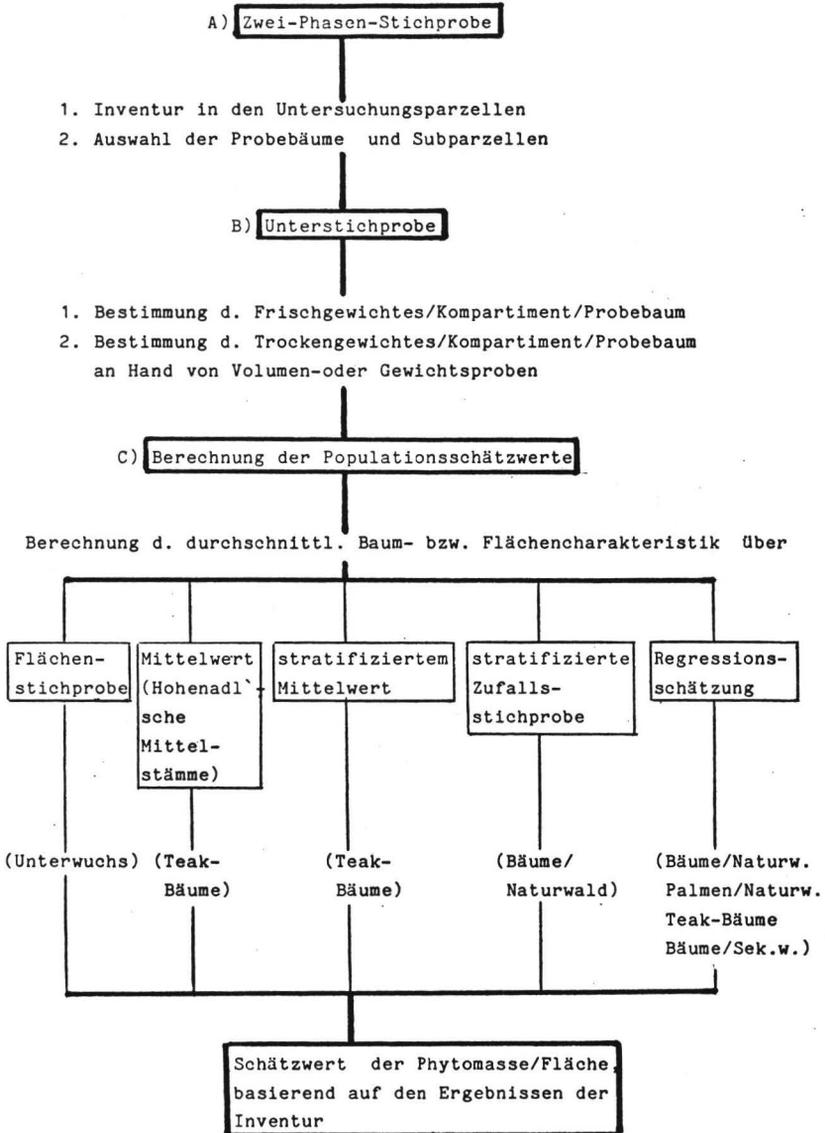


Abb.3-1: Schema der verwendeten Methodik der Biomasse-Schätzung

3.1.1. Die Inventur der Vegetation in den Parzellen

Das Pflanzenmaterial in den Untersuchungsparzellen wurde grundsätzlich in die 3 Kategorien Bäume, Palmen und Unterwuchs eingeteilt.

Als Bäume zählten dabei :

-in den Naturwaldparzellen(Nr.1-6): alles Material mit BHD>10cm

-in den Teakparzellen (Nr.7-16): alle Teakbäume höher als 1.3m

-in den Sekundärwaldparzellen(Nr.17-20): alle Bäume mit BHD>5cm

Als Totholz wurden alle abgestorbenen Bäume (stehend oder liegend)erfaßt.

Palmen sind alle Palmen mit einem meßbaren BHD,d.h. mit einem entwickelten Stamm von mindestens 1.3m Höhe.Palmen ohne Stamm bzw. mit einem Stamm kleiner als 1.3m Höhe galten als Unterwuchs.

Als Unterwuchs galt alles Material,was nicht in die Kategorien Bäume,Totholz oder Palmen aufgenommen wurde.

Alle in den Parzellen vorhandenen Bäume,Palmen und Totholz wurden inventarisiert unter Angabe der Art(Lokalname),des BHD und der Höhe.Höhenmessungen erfolgten allerdings nur in den Naturwald- und Sekundärwaldparzellen.Bei Bäumen mit Brettwurzelansatz höher als 1.3m zählte als BHD der oberhalb des Brettwurzelansatzes gemessene Durchmesser.Die Durchmesser dieser Bäume wurden optisch mit einem "Bitterlich-Relaskop" gemessen,Stämme ohne Brettwurzeln wurden gekluppt.Die Höhenmessungen wurden mit dem "Blume-Leiss"-Höhenmesser durchgeführt.Die Inventur erfolgte während der Regenzeit (Mai-November).

a) Verteilung der Bäume auf Durchmesser-und Höhenstufen :

Für die untersuchten Parzellen sind die auf ha-Einheit umgerechneten absoluten Frequenzen in den BHD- bzw. Höhenklassen

in den Tabellen 3-1 bis 3-3 enthalten.

Die Durchmesser-Verteilung im Naturwald verläuft typisch hyperbolisch, ebenso in den Sekundärwaldbeständen. Allerdings ist bei letzteren diese Hyperbel durch einen zweiten Durchmesserschwerpunkt modifiziert. Dieser Verteilungstyp der Naturwaldbäume mit seiner außerordentlich weiten Durchmesserspanne bestimmte entscheidend das Auswahlverfahren der Probestämme für die Phytomasse-Bestimmung. — Die Verteilung der Baumvolumina (bzw. D2H) ist ebenfalls hyperbolisch, wenngleich mit ausgeprägterem Knick als die BHD-Verteilung.

Die Durchmesser in den Teak-Plantagen sind dagegen annähernd normalverteilt. Sieht man von Parzelle 10 ab, wo die Durchmesser durch eine Läuterung 1 Jahr vor der Inventur künstlich angehoben wurden, so wird der Zusammenhang zwischen Bodentextur und Baumwachstum deutlich: auf tonreicheren Standorten (suL-tL) zeigt Teak die höheren Volumenleistungen (Abb.3-2). Der gleiche Zusammenhang läßt sich auch in den Sekundärwaldparzellen 19 und 20 beobachten.

BHD-Klasse	Zahl der Bäume/ha Parzellen 1-6
10-20 cm	155
20-30	52
30-40	30,6
40-50	14
50-60	11,3
60-70	5,3
70-80	2,7
80-90	2
90-100	1,3
100-110	0,7
110-120	1,3
120-130	1,3
130-140	0,7
140-150	2
150-160	1,3
Σ	282

Tab.3-1: Durchmesser-Verteilung der Bäume im Naturwald pro ha (Parz.1-6; aufgenommene Fläche: 1.5ha; ohne Palmen und Lianen)

BHD-Klasse	P A R Z E L L E													
	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
2-5 cm	0	25	225	0	25	250	250	0	0	0				
5-8	0	150	375	0	125	800	600	75	0	0	500	325	250	450
8-11	0	175	625	100	200	150	525	500	0	0	525	225	175	150
11-14	0	350	175	275	475	0	0	675	0	0	425	100	175	50
14-17	25	250	75	375	325	0	0	100	0	0	225	150	100	100
17-20	100	250	0	50	200	0	0	0	0	0	250	25	150	50
20-23	400	75	0	0	0	0	0	0	0	0	75	125	75	50
23-26	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	25	0
26-35	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	25	0
Σ /ha	850	1275	1475	800	1350	1200	1375	1350	0	0	2000	1100	975	850
Mittl. BHD (in cm)	22,3	12,9	8,3	13,4	13,1	6,1	6,7	11,2	0	0	-	-	-	-
Standardabweichung	3,2	4,8	2,4	3,3	3,5	1,7	1,9	2,1	0	0	-	-	-	-

Tab.3-2: Durchmesserverteilung der Bäume in den Teak-Plantagen (Parz.7-16) und Sekundärwaldparzellen (Parz.17-20) pro ha

Höhenstufe	P A R Z E L L E				
	1-6	17	18	19	20
4- 8 m	19,3	150	125	50	500
8-12	57,3	825	425	325	175
12-16	64,7	975	125	375	175
16-20	46,7	25	425	175	0
20-24	30	25	0	50	0
24-28	27,3	0	0	0	0
28-32	12,7	0	0	0	0
32-36	14	0	0	0	0
36-40	3,3	0	0	0	0
40-44	4,7	0	0	0	0
44-48	0,7	0	0	0	0
48-52	0,7	0	0	0	0
52-56	0,7	0	0	0	0
Σ	282	2000	1100	975	850

Tab.3-3: Höhenverteilung in den Naturwaldparzellen (Parz.1-6) und Sekundärwaldparzellen (Parz.17-20) pro ha

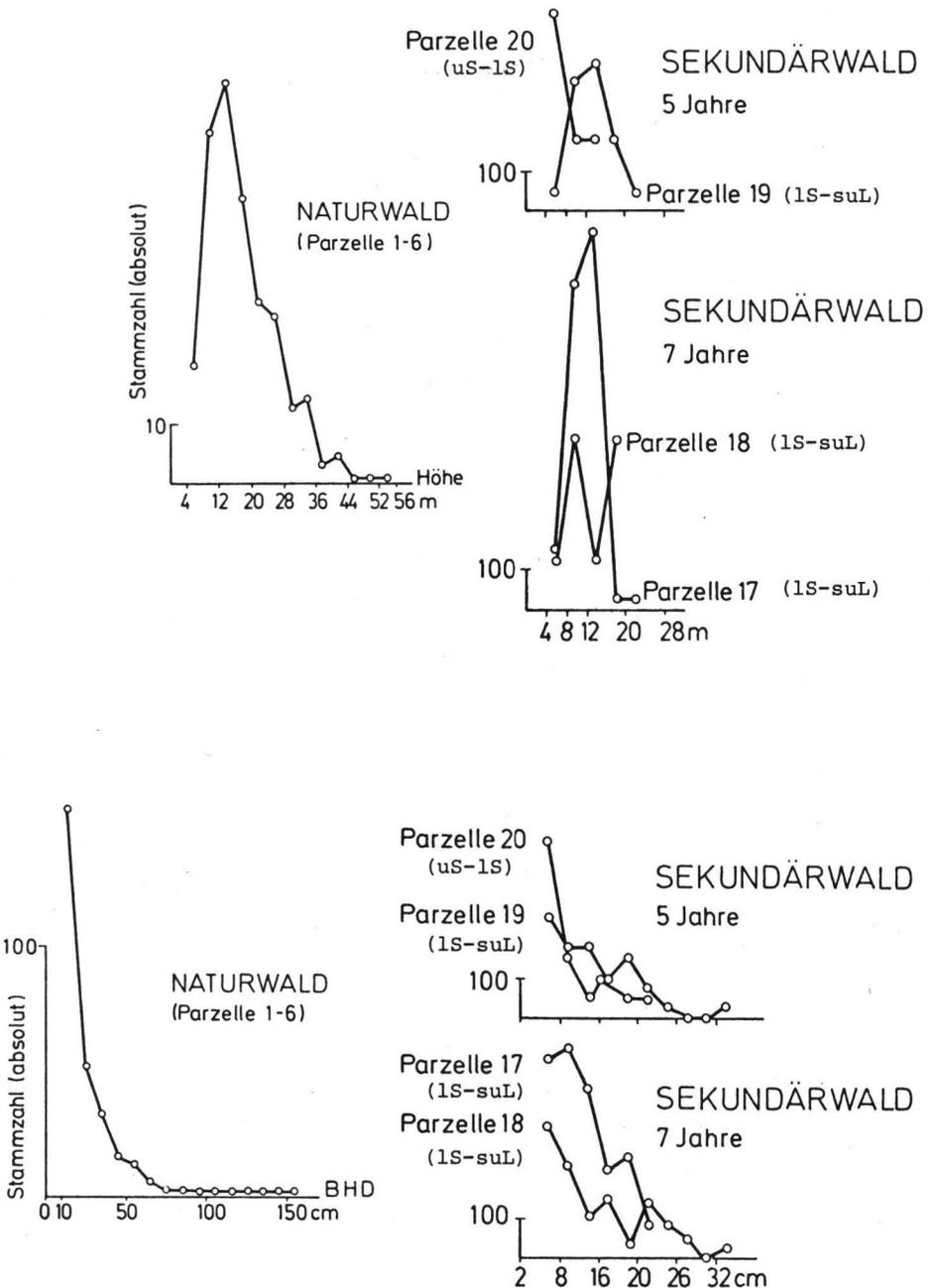


Abb.3-2: Durchmesser- (unten) und Höhenverteilung (oben) der Bäume in den Naturwaldparzellen und Sekundärwaldparzellen

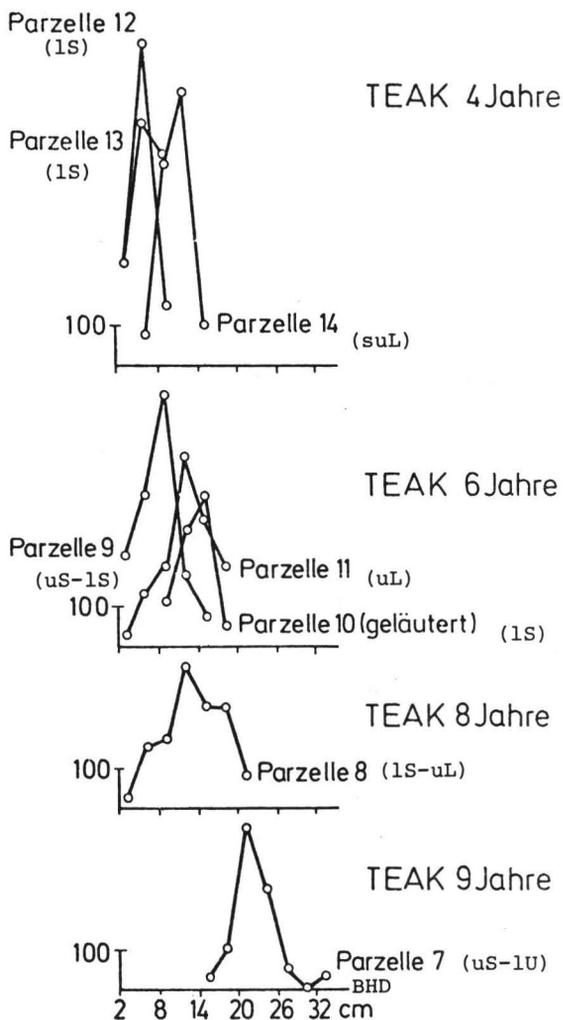


Abb.3-2: (Forts.) Durchmesserverteilung in den Teak-Plantagen (Parz.7-16)

b) Grundfläche und Artenzusammensetzung :

Hochwald :

Die mittlere Grundfläche (nur Bäume mit BHD>10cm) beträgt in den Naturwaldparzellen 25-34 m²/ha (Tab.3-6).

Im gleichen Untersuchungsgebiet kommt Franco(1970) in einer 0.25ha-Inventur eines Hochwaldes auf gleichem Standort zu einer niedrigeren Grundfläche (18.4 m²/ha) wie diese Arbeit, seine Fläche ist jedoch durch eine größere Bestandeslücke gekennzeichnet.

Insgesamt können auf 1 ha etwa 40 verschiedene Baumarten im Naturwald unterschieden werden. Die Bestände sind jedoch, was ihre Artenzusammensetzung betrifft, homogener als diese Zahl glauben lassen mag, da schon einige wenige Arten den Hauptanteil an Grundfläche und Individuenzahl auf sich vereinigen : nur 6 Arten (Saquisaqui ,Charo ,Jobo ,Drago ,Triaco ,Marajagua) der ca. 40 Arten steuern bereits 4/5 zur Gesamtgrundfläche bei. Ihr Stammzahl-Anteil liegt knapp unter 50% der Gesamt-Individuenzahl pro ha (s.Tab.3-4).

Sekundärwald :

Auffällig ist die Dominanz von Balso auf den brandgerodeten und zugleich tonreichen Flächen (Parz. 18 und 19). Auf dem ebenfalls brandgerodeten, aber tonarmen Standort der Parzelle 20 fehlt diese Baumart vollkommen (Tab.3-5), ebenso wie in Parzelle 17 (Kahlschlag ohne Brand). Gewissermaßen entgegengesetzte Standortsansprüche scheint Yagrumo zu besitzen, eine ebenfalls wichtige Sekundärwaldart. Sie ist allerdings auch im Hochwald in natürlichen Bestandeslücken zu finden.

Der Vergleich der alters- und standortsgleichen Sekundärwälder von Parzelle 17 und 18 legt den Schluß nahe, daß die Brandrodung sich zunächst in einer erheblichen Reduzierung der Arten- und Individuenzahl auswirkt (Tab.3-5), das Potential zur Produktion von Holzvolumen hingegen ,zumindest während der Startphase, hierdurch wenig berührt wird.

Der Sekundärwald von Parzelle 20 ist gekennzeichnet durch einen sehr lückigen Baumbestand und dichten, etwa 2m hohen Unterwuchs aus überwiegend Nichtholzpflanzen.

Tab.3-4: Grundfläche (Zähler, in m²/ha) und absolute Abundanz (Nenner, pro ha) in den Naturwaldparzellen 1-6, aufgliedert nach Baumarten

Baumart (Lokalname, wiss.Name)	Mittelwert (Parz.1-6)	Parzelle 1	Parzelle 2	Parzelle 3	Parzelle 4	Parzelle 5	Parzelle 6
Saquisaqui (Bambacopsis quinata)	$\frac{11.164}{18}$	$\frac{16.24}{20}$	$\frac{11.15}{12}$	$\frac{18.89}{16}$	$\frac{4.37}{24}$	$\frac{9.50}{20}$	$\frac{6.83}{16}$
Charo (Brosium sp.)	$\frac{4.578}{31.3}$	$\frac{3.31}{28}$	$\frac{3.49}{28}$	$\frac{3.04}{24}$	$\frac{9.06}{40}$	$\frac{2.53}{32}$	$\frac{6.03}{36}$
Jobo (Spondias cf.)	$\frac{2.941}{28}$	$\frac{2.62}{60}$	$\frac{3.14}{20}$	$\frac{4.48}{32}$	$\frac{3.47}{16}$	$\frac{1.23}{8}$	$\frac{2.71}{32}$
Drago (Pterocarpus sp.)	$\frac{2.599}{11.3}$	$\frac{1.68}{8}$	$\frac{9.43}{44}$	0	$\frac{2.21}{4}$	$\frac{2.16}{8}$	$\frac{0.13}{4}$
Triaco (Protium crenatum)	$\frac{2.082}{49.3}$	$\frac{1.86}{52}$	$\frac{0.92}{40}$	$\frac{1.85}{48}$	$\frac{3.34}{68}$	$\frac{3.11}{60}$	$\frac{1.41}{28}$
Marajagua (Louchocarpus pictus)	$\frac{1.089}{24.7}$	$\frac{0.57}{8}$	$\frac{2.42}{48}$	$\frac{0.13}{8}$	$\frac{1.99}{56}$	$\frac{0.70}{20}$	$\frac{0.72}{8}$
Palma sarare (Syagrus sp.)	$\frac{0.770}{28}$	$\frac{1.08}{32}$	$\frac{0.85}{32}$	$\frac{0.91}{40}$	$\frac{0.17}{8}$	$\frac{1.36}{48}$	$\frac{0.25}{8}$
Palma agua (Attalea maracaibensis)	$\frac{0.683}{6.7}$	$\frac{0.88}{8}$	0	$\frac{0.83}{8}$	$\frac{0.35}{4}$	0	$\frac{2.04}{20}$
Cacaito (Coccoloba sp.)	$\frac{0.585}{27.3}$	$\frac{0.69}{40}$	$\frac{0.16}{8}$	0	$\frac{1.16}{52}$	$\frac{0.61}{40}$	$\frac{0.89}{24}$
(versch. Lianen)	$\frac{0.337}{22.7}$	$\frac{0.04}{4}$	$\frac{0.62}{32}$	$\frac{0.33}{28}$	$\frac{0.39}{32}$	$\frac{0.07}{4}$	$\frac{0.57}{36}$
Tachuelo (Fagara caribaea)	$\frac{0.336}{12}$	0	$\frac{0.42}{16}$	$\frac{0.34}{16}$	$\frac{0.24}{12}$	$\frac{0.24}{8}$	$\frac{0.78}{20}$
Yagrumo (Cecropia peltata)	$\frac{0.247}{10.7}$	$\frac{0.04}{4}$	0	$\frac{0.73}{24}$	0	$\frac{0.60}{28}$	$\frac{0.11}{8}$
Gateado (Astronium graveolens)	$\frac{0.231}{2.7}$	$\frac{0.10}{4}$	0	$\frac{0.40}{4}$	0	$\frac{0.32}{4}$	$\frac{0.56}{4}$
Cojón de berraco (Tabernoemontona sp.)	$\frac{0.211}{12}$	$\frac{0.28}{12}$	$\frac{0.29}{20}$	$\frac{0.08}{8}$	$\frac{0.16}{8}$	$\frac{0.19}{8}$	$\frac{0.27}{16}$
Chupón (Pouteria anibifolia + Chrysophyllum caracasana)	$\frac{0.202}{1.3}$	0	0	0	$\frac{1.13}{4}$	$\frac{0.08}{4}$	0
Guayabon (Terminalia guyanensis)	$\frac{0.198}{4}$	$\frac{0.07}{4}$	0	0	$\frac{0.52}{12}$	$\frac{0.61}{8}$	0
Guamo (Inga sp.)	$\frac{0.167}{4.7}$	0	0	$\frac{0.04}{4}$	$\frac{0.05}{4}$	0	$\frac{0.92}{20}$
Tasajo (Fissicalyx fendlerii)	$\frac{0.158}{5.3}$	$\frac{0.10}{4}$	$\frac{0.22}{4}$	$\frac{0.05}{4}$	$\frac{0.09}{8}$	$\frac{0.31}{4}$	$\frac{0.17}{8}$
Rejito (Trichilia unifoliada)	$\frac{0.141}{7.3}$	$\frac{0.07}{4}$	0	$\frac{0.12}{8}$	$\frac{0.14}{8}$	0	$\frac{0.52}{24}$
Guaratato (Vitex orinocensis)	$\frac{0.077}{0.7}$	0	0	0	0	$\frac{0.46}{4}$	0

Tab.3-4: (Forts.)

Baumart (Lokalname, wiss.Name)	Mittelwert (Parz.1-6)	Parzelle 1	Parzelle 2	Parzelle 3	Parzelle 4	Parzelle 5	Parzelle 6
Pardillo (<i>Cordia apurensis</i>)	$\frac{0.075}{0.7}$	0	0	0	0	0	$\frac{0.45}{4}$
Guacimo (<i>Guazuma tomentosa</i>)	$\frac{0.068}{2}$	$\frac{0.28}{4}$	0	$\frac{0.08}{4}$	0	0	$\frac{0.04}{4}$
Caimito (<i>Chrysophyllum</i> sp.)	$\frac{0.054}{4}$	$\frac{0.09}{8}$	0	0	$\frac{0.08}{4}$	$\frac{0.09}{8}$	$\frac{0.06}{4}$
Hueso pescado (<i>Mimaceae</i>)	$\frac{0.050}{0.7}$	0	0	0	$\frac{0.30}{4}$	0	0
Mamoncillo (<i>Licania</i> sp.)	$\frac{0.048}{0.7}$	$\frac{0.29}{4}$	0	0	0	0	0
Clavito (<i>Adelia</i> cf. <i>ricinella</i>)	$\frac{0.047}{2.8}$	0	$\frac{0.18}{12}$	$\frac{0.05}{4}$	$\frac{0.06}{4}$	0	0
Lechero (<i>Sapium</i> sp.)	$\frac{0.041}{0.7}$	0	0	0	0	0	$\frac{0.25}{4}$
Pica pico (<i>Sloanea ternifolia</i>)	$\frac{0.032}{0.7}$	0	0	0	0	0	$\frac{0.19}{4}$
Guanabano (<i>Annona</i> sp.)	$\frac{0.030}{2.7}$	$\frac{0.04}{4}$	0	$\frac{0.04}{4}$	0	0	$\frac{0.09}{8}$
Pringamosa	$\frac{0.030}{3.3}$	$\frac{0.11}{12}$	0	0	0	0	$\frac{0.07}{8}$
Palo de agua (<i>Ruprechtia ramiflora</i>)	$\frac{0.028}{0.7}$	0	0	0	0	$\frac{0.17}{4}$	0
Cachito (<i>Rubiaceae</i>)	$\frac{0.024}{2}$	0	$\frac{0.11}{8}$	0	0	$\frac{0.04}{4}$	0
Ceiba (<i>Ceiba pentandra</i>)	$\frac{0.013}{0.7}$	0	0	0	$\frac{0.48}{4}$	0	0
Murcielago	$\frac{0.011}{0.7}$	0	$\frac{0.06}{4}$	0	0	0	0
Palo maria (<i>Triplaris</i> sp.)	$\frac{0.011}{1.3}$	0	0	0	0	$\frac{0.07}{8}$	0
Zorro cloco (<i>Crataeva tapia</i>)	$\frac{0.011}{0.7}$	0	0	0	$\frac{0.06}{4}$	0	0
Gordoncillo	$\frac{0.009}{0.7}$	$\frac{0.06}{4}$	0	0	0	0	0
Onotillo (<i>Bixa</i> cf. <i>urucurana</i>)	$\frac{0.006}{0.7}$	0	0	0	0	$\frac{0.04}{4}$	0
Andere Arten	$\frac{0.443}{5.3}$	0	$\frac{0.89}{16}$	$\frac{1.04}{4}$	$\frac{0.47}{4}$	$\frac{0.23}{8}$	0
TOTAL	$\frac{29.83}{340.4}$	$\frac{30.48}{328}$	$\frac{34.36}{344}$	$\frac{33.42}{285}$	$\frac{29.89}{384}$	$\frac{24.79}{352}$	$\frac{26.07}{320}$

Baumart	Parzelle	Parzelle	Parzelle	Parzelle
	17	18	19	20
Balso (Ochroma pyramidal)	0	$\frac{15.55}{425}$	$\frac{15.87}{725}$	0
Bochocho (Trema micrantha)	0	0	$\frac{0.64}{50}$	0
Bototo (Cochlospermum sp.)	$\frac{1.28}{75}$	$\frac{2.99}{450}$	$\frac{0.82}{150}$	$\frac{3.01}{125}$
Cedro (Cedrela odorata)	$\frac{0.24}{50}$	0	0	0
Charo (Brosium sp.)	$\frac{0.47}{25}$	0	0	0
Cuero de sapo (Louchocarpus pictus)	$\frac{0.05}{25}$	0	0	0
Drago (Pterocarpus sp.)	0	0	0	$\frac{0.70}{150}$
Fruto paloma (Caseria nitida)	0	0	0	$\frac{0.08}{25}$
Guarataro	0	$\frac{0.10}{25}$	0	0
Guacimo (Guazuma tomentosa)	$\frac{0.25}{50}$	0	0	0
Guayabon (Terminalia guyanensis)	$\frac{0.05}{25}$	0	0	0
Jobo (Spondias sp.)	$\frac{0.72}{25}$	$\frac{0.26}{50}$	0	$\frac{0.06}{25}$
Heriso	$\frac{0.06}{25}$	0	0	0
Lechero (Sapium sp.)	$\frac{0.13}{25}$	0	0	0
Magua	$\frac{1.01}{25}$	$\frac{0.66}{50}$	0	0
Mata palo (Ficus sp.)	0	0	0	$\frac{0.45}{100}$
Mochochoco	0	$\frac{0.47}{25}$	0	$\frac{2.23}{50}$
Palito negro (Acalypha diversifolia)	$\frac{0.12}{50}$	0	0	0
Palo maria (Triplaris sp.)	$\frac{0.36}{75}$	0	0	0
Pringamosa	$\frac{0.66}{75}$	0	0	0
Rejito (Trichilia unifoliata)	$\frac{0.06}{25}$	0	0	$\frac{0.07}{25}$
Santo roso	$\frac{0.08}{25}$	0	0	0
Saquisaqui (Bombacopsis quinata)	0	0	0	$\frac{0.08}{25}$
Tachuelo (Fagara caribaea)	$\frac{1.20}{150}$	0	0	0
Tasaajo (Fissicalyx fendlerii)	$\frac{2.41}{400}$	$\frac{0.08}{25}$	0	$\frac{0.12}{25}$
Yagrumo (Cecropia peltata)	$\frac{15.36}{850}$	$\frac{0.74}{50}$	$\frac{0.65}{75}$	$\frac{2.64}{300}$
TOTAL	$\frac{24.52}{2000}$	$\frac{20.85}{1100}$	$\frac{17.98}{1000}$	$\frac{9.44}{850}$

Tab. 3-5: Grundfläche (Zähler, in m²/ha) und absolute Abundanz (Nenner, pro ha) in den Sekundärwaldparzellen, aufgliedert nach Baumarten

NATURWALD		TEAK-PLANTAGEN		SEKUNDÄRWALD	
Parz Nr.	Grund fläche	Parz Nr.	Grund fläche	Parz Nr.	Grund fläche
1	30.5	7	38.0	17	24.5
2	34.4	8	19.1	18	20.9
3	33.4	9	8.8	19	17.9
4	29.9	10	13.1	20	9.4
5	24.8	11	18.8		
6	26.1	12	3.7		
		13	5.9		
		14	13.2		
		15	0		
		16	0		

Tab. 3-6: Grundfläche (in m^2/ha) in den
Untersuchungspartellen

3.1.2. Auswahl der Probebäume

Die Biomasse der Baumkompartimente wurde durchweg über indirekte Methoden hergeleitet, d.h. durch Schließen von der Biomasse von Probebäumen auf die pro Fläche vorhandene Baumbiomasse.

In dieser Arbeit wurden die Probebäume des Natur- und Sekundärwaldes nach ihrem in der Inventur erhobenen Volumen bzw. BHDxBHDxHöhe (kurz: D2H) ausgewählt. Da auf Grund des dichten Kronendaches der Teak-Plantagen keine Baumhöhen gemessen werden konnten, erfolgte die Probebaum-Auswahl hier an Hand ihrer BHD-Verteilung.

Bei der indirekten Bestimmung besteht jedoch das Problem, daß ein Baum, der auf Grund seines Durchmessers oder seiner Höhe als repräsentativ für den Bestand angesehen wird, nicht

gleichzeitig repräsentative Biomasse-Eigenschaften aufweisen muß. Streng genommen repräsentieren also nach den Kriterien "BHD" oder "Höhe" ausgewählte Probebäume den untersuchten Bestand nur hinsichtlich seiner BHD- bzw. Höhenverteilung. Die Arbeiten vieler Autoren (Kittredge 1944, Ogawa 1965, Kira 1967, Hozumi 1969, Odum 1970, de las Salas 1973, Brun 1979) haben inzwischen jedoch gezeigt, daß ein statistisch nachweisbarer Zusammenhang (Regression) zwischen Baumgröße und Baumbiomasse auch für Tropenwälder besteht.

Wählt man also Bäume, die hinsichtlich ihrer in der Parzelleninventur gemessenen Größenparameter den Bestand repräsentieren, so muß man a priori davon ausgehen, daß diese Bäume auch repräsentative Bedeutung für die Bestandesbiomasse besitzen, denn zum Zeitpunkt der Auswahl der Probebäume ist die Güte dieser Beziehung noch unbekannt.

Akzeptiert man diese Einschränkung, kann die Auswahl der Probebäume an Hand der in den Parzellen-Inventuren erhobenen Information (BHD, Höhe) vorgenommen und die Bestandes-Biomasse indirekt hergeleitet werden.

3.1.2.1. Hochwald: stratifizierte Zufallsstichprobe

a) Vorüberlegung :

Wie aus der BHD-Verteilung (Kap.3.1.1) ersichtlich ist, sind die Bäume in dem hier untersuchten Naturwaldbestand über einen weiten BHD-Bereich hinweg verteilt, d.h. die Bestandesbiomasse teilt sich unterschiedlich stark auf die einzelnen BHD-Klassen bzw. D2H-Klassen auf. Besteht das Ziel der Untersuchung darin, die pro Fläche vorhandene Baumphytomasse so genau wie möglich zu bestimmen, muß diesem Umstand entsprechend Rechnung getragen werden. D.h. die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Baum in die Biomasse-Stichprobe aufgenommen wird, sollte abhängig sein von seinem Anteil an der Bestandesbiomasse.

Andererseits nimmt aber der erforderliche Arbeitsaufwand zur

Bestimmung des Total-Frischgewichts von Bäumen sehr rasch zu mit größer werdendem Durchmesser.-Die Stichprobe muß also unter Berücksichtigung beider Gesichtspunkte (Baumgröße und Arbeitsaufwand/Baum) ein optimales Verhältnis der zu fällenden Probebäume herstellen!

Im Gegensatz zu anderen Arbeiten (z.B.de las Salas 1973) stellte in dieser Arbeit die Baumarten-Zusammensetzung kein Kriterium für die Stichprobenauswahl dar,da der Hauptanteil der Biomasse auf nur wenige Arten entfällt (s.Kap.3.1.1).Im oberen Stockwerk ist meistens sogar nur eine Art vertreten (Saquisaqui).

Im Falle des Naturwaldes wurden die Probebäume nach dem Schema einer stratifizierten Zufallsstichprobe ("stratified random sample") ausgewählt,da diese Stichprobentechnik obige Aspekte weitgehend berücksichtigt.

Die Stichproben-Technik wurde Cochran(1963) entnommen,Einzelheiten sind dort zu finden.Hier soll auf Grundzüge dieser Methode eingegangen werden,soweit sie von Bedeutung für die generellere Anwendung einer Biomasse-Stichprobe in Tropenwäldern sein könnten.

Anknüpfend an die Überlegung in Kap.2.2 sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen,daß in streng statistischem Sinne nicht jede einzelne der 6 Naturwald-Parzellen,sondern nur ihre Gesamtheit die Biomasse des Banco-Waldes repräsentiert. "Sampled population" ist also der Baumbestand auf 1.5 ha (Parz.1-6).

b) Stratifizierung und Zahl der Straten :

Verglichen mit einer nicht stratifizierten Stichprobe wird prinzipiell durch eine Stratifikation der Stichprobenfehler reduziert,da Unterschiede zwischen den einzelnen Stratenmittelwerten nicht mehr in diesem enthalten sind.Eine Unterteilung in Straten ist deshalb sinnvoll,wenn es sich um stark asymmetrisch verteilte Kollektive (z.B. trop.Naturwälder) handelt.Der Stichprobenfehler wird dabei umso kleiner,je mehr Straten unterschieden werden.Der Genauigkeitsgewinn einer Stratifizierung nimmt jedoch nicht linear mit der Stratenzahl zu,sondern nähert sich asymptotisch einem Höchstwert.Die

Effektivität einer Stratifizierung ist also begrenzt auf eine bestimmte Stratenzahl, jenseits derer die Genauigkeit der Vorhersage nicht mehr entscheidend verbessert werden kann. Dies gilt auch für den komplexeren Sachverhalt der Stratifizierung einer Eigenschaft y (hier: Biomasse) einer Variablen x (hier: D2H), wenn die Stratifikation von x stellvertretend benutzt wird für die y -Stratifikation.

In unserem Fall wird die Effektivität der Stratifikation also noch durch die Güte des Zusammenhanges zwischen x und y begrenzt. Ist dieser Zusammenhang nicht enger als $R=0.8$, so wird nach einem Beispiel von Cochran (1963) durch eine Unterteilung der Population in drei Straten der Haupteffekt der Stratenbildung bereits wirksam und jede weitere Erhöhung der Stratenzahl unter dieser Voraussetzung wäre unrentabel. Da sich erfahrungsgemäß der Zusammenhang zwischen Baum-Biomasse und BHD, Höhe in dieser Größenordnung bewegt, wurde die Baumpopulation des Naturwaldes in drei D2H-Straten unterteilt.

c) Stratengrenzen :

Die Stratifizierung ist optimal, wenn allen Straten die gleiche Bedeutung zukommt, d.h. wenn

$$W_h = \int_{x_{h-1}}^{x_h} f(x) dx \approx f_h (x_h - x_{h-1}) = \text{const.}$$

wobei W_h = Gewicht von Stratum h
 f_h = beobachtete Frequenz von x in Stratum h
 x_h = obere Stratumgrenze
 x_{h-1} = untere Stratumgrenze

Annäherungsweise lassen sich aus dieser Forderung die Stratengrenzen iterativ herleiten über:

$$W_h \sim \sqrt{f_h (x_h - x_{h-1})}$$

Unter Verwendung der D2H-Liste ergibt dann die Berechnung der Stratengrenzen für den Naturwald die Unterteilung der D2H-Straten nach Tab.3-7:

Stratum Nr.	D ² H-Stratengrenze (in cm ² m)	Zahl d. Bäume pro 1.5 ha	Stratumgewicht	D ² H-Mittelwert	Stratumvarianz	geschätzter Arbeitsaufwand pro Baum (in h)	Stratumanteil am Probenahme- aufwand
h	$x_h - x_{h-1}$	F_h	W_h	\bar{x}_h	s_h^2	t_h	$\%$
1	0 - 3.8	349	36.2	0.7	0.6	35.7	44.2
2	3.8- 26.3	60	36.8	8.4	19.6	81.3	26.9
3	26.3-122.0	15	37.9	60.6	716.8	157.1	28.9

Tab.3-7: D2H-Stratifizierung der Bäume im Naturwald (Parz.1-6)

d) Optimale Aufteilung der Probepflanzen auf die Straten :

Ist der Arbeitsaufwand (Zeit,Geld) für die Probenahme der Unterstichprobe fest vorgegeben, so läßt sich im Vergleich zu einer Stichprobe, die gleich große Stichprobenanteile für alle Straten benutzt ("proportional allocation") der Stichprobenfehler erheblich reduzieren durch eine optimale Aufteilung ("optimum allocation"). Berücksichtigt man die für die einzelnen Straten unterschiedlich großen Biomasse-Variationen und den unterschiedlichen Ernteaufwand pro Probebaum, so ergibt sich diese optimale Aufteilung nach:

$$n_h \sim \frac{N_h \cdot S_h}{\sqrt{t_h}}$$

- n_h = Zahl der Stichproben in Stratum h
 N_h = Zahl der Bäume in Stratum h
 S_h = Standardabweichung in Stratum h
 t_h = Zeitaufwand / Probebaum in Stratum h

Die Stichprobe in einem Stratum h wird also umso größer sein, je heterogener das Stratum zusammengesetzt ist und je geringer der Zeit- bzw. Kostenaufwand für die Stichprobennahme ist. Die Anwendung dieser Regel erforderte eine grobe Abschätzung der Varianz und des Arbeitsaufwandes pro Stratum-Probebaum. Letzterer wurde a priori geschätzt nach

$$t_h = 40 \sqrt[3]{\bar{x}_h}$$

(mit \bar{x}_h = Mittelwert in Stratum h).

Diese Gleichung schätzte, wie sich nach der Ernte der Probebäume herausstellte, den wirklichen Arbeitsaufwand brauchbar genau ein.

Die Variabilität/Stratum wurde an Hand der D2H-Varianz geschätzt.

Tab.3-7 zeigt ebenfalls die Herleitung des Arbeitsaufwandes pro Stratum, wenn die Stichprobe optimal auf die Straten verteilt werden soll. Der Stichprobenfehler der stratifizierten Stichprobe ist also minimal, wenn 44% der insgesamt zur Verfügung stehenden Arbeitszeit für die Stichprobennahme in Stratum 1, 27% in Stratum 2 usw. verwendet werden. Aus finanziellen Gründen war für die Ernte der Zeitaufwand auf 1500 Stunden begrenzt, die Gesamtzahl der Probebäume errechnete sich deshalb auf

$$n = \frac{T \cdot \sum (N_h \cdot S_h \sqrt{t_h})}{(N_h \cdot S_h \sqrt{t_h})} = 18 \text{ Probebäume}$$

Unter Berücksichtigung der in Tabelle 3-7 aufgeführten Stichprobenanteile entfielen damit auf Stratum 1 = 8 Probebäume, Stratum 2 = 5 Probebäume und Stratum 3 = 5 Probebäume.

Die Probebäume der einzelnen Straten wurden zufällig ausgewählt. In die Stichprobe wurden darüberhinaus noch 9 weitere Probebäume aufgenommen, da die Biomasse dieser Bäume im Rahmen der Flächenvorbereitung für den Kahlschlagversuch (s. Kap.5.3.2.) bereits vor der Herleitung der Probebaumzahl bestimmt worden war. Die Gesamtzahl an Probebäumen, an Hand derer die Baumbiomasse des Naturwaldes letztendlich berechnet

wurde, belief sich damit also auf insgesamt 27
 Probebäume(1)(Strat.1: 17 Probebäume, Strat.2: 5
 Probebäume, Strat.3: 5 Probebäume).

3.1.2.2. Teak-Plantagen: stratifizierte Stichprobe und Mittelstammverfahren

a)Stratifizierte Stichprobe:

Für jede Teak-Parzelle wurden alle inventarisierten Bäume in 3.5cm-weite BHD-Straten gruppiert. Aus jedem Stratum wurde jeweils der Baum xh ,der mit seinem BHD dem Straten-Mittelwert am nächsten kam, als Probebaum für die Biomasse-Bestimmung ausgewählt. Nach diesem System wurden insgesamt 27 Probebäume ermittelt (Parz. 8,9,11=jeweils 5 Bäume, Parz.10,12,13,14 =jeweils 3 Bäume).

b)Modifiziertes Mittelstamm-Verfahren:

Aus organisatorischen Gründen war es nicht möglich, in der Parzelle 7 mehr als 2 Probebäume zu fällen. Weiterhin bestand ein grundsätzliches Interesse, die Zuverlässigkeit von Biomasse-Bestimmungen, die über wenig arbeitsaufwendige Methoden hergeleitet werden, für die Teak-Reinbestände zu prüfen. Aus diesen Gründen wurde neben der stratifizierten Stichprobe noch ein zweites Kollektiv nach einem anderen Auswahlverfahren selektiert:

Nach einer Untersuchung von Crow (1971) in einem 51-jährigen

 1) Gastbäume für L i a n e n sind hauptsächlich die Bäume des 3. Stratums. Da diese fest in die Krone des Gastbaumes eingewachsen sind, können sie als ein spezielles Baumkompartiment angesehen werden (s. Ogawa 1965). Ihre Biomasse-Bestimmung konnte deshalb nicht gesondert vom Gastbaum durchgeführt werden. Die Probebaum-Auswahl schließt daher die Stichprobe für die Bestimmung der Lianen-Biomasse mit ein.

Pinus banksiana Bestand erbrachte eine Biomasseschätzung über nur 2 Probebäume sehr genaue Resultate im Vergleich zu einer Vollernte. Dem Vorschlag dieses Autors wurde hier gefolgt und es wurden noch 2 Probebäume pro Parzelle ("Hohenadl'sche Mittelstämme") mit den Durchmessern ($x_1 = x + sx$) und ($x_2 = x - sx$) ausgewählt.

3.1.2.3. Sekundärwald und Palmen: Regressions-Stichprobe

a) Sekundärwald : Die Baumpopulation jeder Sekundärwald-Parzelle wurde in zwei D2H-Straten unterteilt. Diese Stratifizierung sollte die zwei-schichtige Struktur (mit Balso oder Yagrumo im oberen Stockwerk) dieser Bestände widerspiegeln. Die Berechnung der Stratengrenzen erfolgte analog Kap.3.1.2.1. In jedem Stratum wurden dann 3 Probebäume (also 6 Bäume/Parzelle) zufällig ausgewählt.

b) Palmen im Naturwald : Auf Grund ihres besonderen Aufbaues wurde die Biomasse der Palmen gesondert bestimmt. Die Auswahl erfolgte analog der Probebaum-Auswahl in den Sekundärwald-Parzellen, d.h. Stratifizierung in zwei gleichwichtige D2H-Straten und Zufallsauswahl von 3 Palmen/Stratum.

3.1.2.4. Unterwuchs : Flächenstichprobe

Da nach den Erfahrungen anderer Autoren (Hozumi 1969, de las Salas 1973) die Unterwuchs-Biomasse genauer nur auf einer außerordentlich großen Probefläche bestimmt werden kann und wegen ihres geringen Anteils an der Gesamtbiomasse wurden bei der Festlegung ihres Stichprobenumfangs geringere Genauigkeitsanforderungen gestellt als bei den Baumkompartimenten.

In Parzelle 4 wurde die Unterwuchsmasse des Naturwaldes auf insgesamt 250 m² (=1.7% d. Gesamt-Aufnahmefläche) durch

Vollernte bestimmt. Um einen Anhaltspunkt über die Flächenvariabilität zu erhalten, wurde obige Aufnahme- fläche in 8 Subparzellen der Größe 4mx8m unterteilt.

In jeder Teak- und Sekundärwaldparzelle wurden 4 systematisch verteilte Subparzellen der Größe 2mx7.5m (=15% d. Aufnahme- fläche) voll beerntet.

Wie sich später herausstellte (Kap.3.1.4.4), erlaubt diese Stichprobe keine zuverlässige Bestimmung der Unterwuchs- Biomasse: Der Standardfehler der Frischbiomasse beträgt im Naturwald 11% , in den Teak-Parzellen 6 - 33% und in den Sekundärwald-Parzellen 13 - 37%.

3.1.3. Die Probenahme der Unterstichprobe

3.1.3.1. Bestimmung des Frisch- und Trockengewichtes der Probebäume und Subparzellen

Die Probenahme der Unterstichprobe bestand zunächst in der kompartimentweisen Bestimmung des Frischgewichtes der selektierten Probebäume bzw. der Vollernte des Unterwuchses in den Subparzellen. Für jedes Kompartiment wurde i.d. Regel das Total-Frischgewicht ermittelt. Blätter mußten deshalb per Hand abgestreift werden, Grobwurzeln wurden ebenfalls per Hand ausgegraben. Äste, Zweige und Grobwurzeln wurden bei größeren Bäumen stückweise, sonst ganz gewogen. Bei Lianen und Unterwuchs wurde lediglich zwischen Ästen (incl. Stämme >2cm) und kleinen Zweigen (incl. Blätter) unterschieden. Ihre Blätter konnten aus Kostengründen nicht gesondert erfaßt werden.

Alle Stämme wurden in 3 gleichlange Stammabschnitte unterteilt und ihr Gewicht getrennt bestimmt, da die Stichprobe für die Bestimmung des Feuchtigkeitsgehaltes segmentweise genommen wurde.

Das Frischgewicht von Stamm- und Astteilen mit einem Durchmesser >50cm konnte nicht mehr durch Wiegen bestimmt werden, deshalb wurde für diese Teile das Frischvolumen segmentweise vermessen.

Die Einteilung der Kompartimente ist konventionell, d.h. sie richtete sich teilweise nach der ökologischen Funktion oder sollte der unterschiedlichen Bioelementkonzentration (s.Kap.3.2) Rechnung tragen (Äste, Zweige). Die Abgrenzung zwischen Ästen und Zweigen mußte in vielen Fällen nach eher subjektiven Gesichtspunkten vorgenommen werden, da bei vielen großen Bäumen keine klare Abgrenzung zwischen diesen beiden Kompartimenten möglich ist.

Jeder Probebaum wurde in allen seinen Kompartimenten über jeweils mindestens eine Stichprobe erfaßt, die den Feuchtigkeitsgehalt bzw. Elementgehalt repräsentieren sollte. Erfolgte die Berechnung der Trockenmasse über das Frischgewicht, wurde an dieser Probe der Wassergehalt bestimmt. Die Stichprobe für nicht wiegbare Stammabschnitte und Äste wurde dagegen als Volumenstichprobe genommen. Bei mehreren Stichproben pro Kompartiment und Probebaum wurde ihr mittlerer Feuchtigkeitsgehalt berechnet (z.B. Blätter großer Bäume). Im Falle der Stammabschnitte wurde jeder Abschnitt durch seine zugehörige Stichprobe repräsentiert.

Die Auswahl der Stichprobe für die Kompartimente Stamm und Teak-Blätter erfolgte systematisch (Teak-Blätter: 15% der Gesamt-Blattzahl), sonst zufällig. Die Stichprobe für das Kompartiment Stamm war entweder eine vollständige Stammscheibe oder, bei dicken Stämmen, ein Stammsegment pro Stammabschnitt, das Splint- und Kernholz sowie Rinde in ihren repräsentativen Anteilen enthielt.

Die so ermittelte Biomasse pro Kompartiment ist für die einzelnen Probebäume im Anhang A-3 bis A-5 aufgeführt.

3.1.3.2. Fehlerquellen

-Die Bestimmung des Blatt-Frischgewichts der Probebäume aus Stratum 3 (Naturwald) bereitete Probleme, da beim Fällen dieser Bäume ein Teil der Zweige seine Blätter verlor. Diese Blätter konnten nicht vollständig erfaßt werden. Daher mußte ihr Frischgewicht über ein systematisches Stichprobenverfahren

bestimmt werden: Analog zur Stichprobennahme der organischen Auflage (s.Kap.4.1) wurde alles Blattmaterial innerhalb eines 25cmx25cm großen Holzrahmens vom Boden aufgesammelt und nach Berücksichtigung der entsprechenden Flächengröße die Gesamt-Biomasse dieser abgefallenen Blätter über die Stichprobe hergeleitet. Dieses Verfahren mußte besonders für Bäume mit Lianenbewuchs verwendet werden.

Die Größe dieses Fehlers ist unbekannt, immerhin mußten im Mittel etwa 42% des Blattfrischgewichtes der 5 größten Probebäume auf diese Weise bestimmt werden.

-Eine echte Zufallsauswahl für die Stichproben zur Feuchtigkeitsbestimmung war streng genommen nur bei den Blättern gegeben, da diese auf einem Haufen leicht mischbar sind und deshalb die Zusammensetzung der Stichprobe nicht subjektiv beeinflussbar ist. Äste, Zweige, Unterwuchs, Stammholz und Lianen sind jedoch wegen ihrer unterschiedlichen Dimensionen nicht mischbar und eine reine Zufallsstichprobe demzufolge nicht entnehmbar. Dies kann sich merkbar auf die Genauigkeit der Trockenmasse-Bestimmung auswirken.

3.1.4. Berechnung der Biomasse pro Fläche

Die Umrechnung von der Baum- auf die Flächenbiomasse erfolgte in Abhängigkeit von dem verwendeten Auswahlverfahren der Probebäume. Hier soll nur auf die Umrechnung aus der stratifizierten Zufallsstichprobe und über Regressionen eingegangen werden.

3.1.4.1. Berechnung der Biomasse über die stratifizierte Stichprobe

Die Baumbiomasse des Naturwaldes berechnete sich aus der stratifizierten Zufallsstichprobe (s.Kap.3.1.2.1): Ist y_h die Kompartimentbiomasse des i -ten Probebaumes aus Stratum h , so ist der Biomasse-Mittelwert der n_h Probebäume im Stratum h :

$$\bar{y}_h = \left(\sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \right) : n_h \quad \text{mit Varianz } s^2(\bar{y}_h) = \frac{s_h^2}{n_h} = \frac{\sum (y_{hi} - \bar{y}_h)^2}{(n_h - 1)n_h}$$

Die mittlere Baumphytomasse im gesamten, in L Straten gegliederten Bestand ist dann:

$$\bar{y}_{st} = \frac{\sum_{h=1}^L N_h \bar{y}_h}{N} \quad \text{mit Varianz } s^2(\bar{y}_{st}) = \frac{1}{N^2} \sum_{h=1}^L N_h (N_h - n_h) \frac{s_h^2}{n_h}$$

Die mittlere Bestandes-Biomasse hat den Vertrauensbereich :

$$Y = N \bar{y}_{st} \pm t N s(\bar{y}_{st}) \quad (\text{Cochran 1963})$$

3.1.4.2. Berechnung der Biomasse über einfache Regressionen

In den Sekundärwäldern und für die Palmen des Hochwaldes war das Auswahlverfahren der Probebäume von vorneherein auf die Regressionsberechnung konzipiert (s.Kap.3.1.2.3). Darüberhinaus können mit dieser Methode jedoch auch noch einmal die Biomassen der anderen Bestände berechnet werden.

Alle Regressionen benutzen die Inventur-Parameter BHD und

Baumhöhe (als D2H: Naturwald oder nur BHD: Teak-Plantagen) als unabhängige x-Variable und die Biomasse pro Kompartiment und Probebaum als y-Variable.

Die Regressions-Berechnung der Kompartiment-Biomasse pro Baum setzte zunächst einige Vorüberlegungen hinsichtlich der Handhabung des Datenmaterials (Transformation der Urdaten, Vereinigung gleicher Regressionen) voraus. Hierauf wird im Folgenden eingegangen.

3.1.4.2.1. Varianzstabilisierende Transformationen

Für eine Genauigkeitsangabe ist es erforderlich, daß der Aufstellung von Regressionen eine Analyse des Testkollektivs vorausgeht, um zu gewährleisten, daß die Bedingungen des Regressionsmodells (Normalverteilung, Varianzhomogenität, Unabhängigkeit der Residuen) erfüllt werden (s. Baskerville 1972, Schreuder u. Swank 1971). Diese Analyse wurde graphisch und auch rechnerisch durchgeführt und das statistische Verhalten der Stichprobendaten an Hand von 5 verschiedenen Transformationsmodellen untersucht.

Folgende 5 Transformationsmodelle wurden a priori vorgegeben:

1. $y = b_0 + b_1 x + e$ mit $e \sim N(0, s_1^2)$ (untransformiert)
2. $\log y = b_0 + b_1 \log x + e$ mit $e \sim N(0, s_2^2)$ ("allometrische Gleichung")
3. $\sqrt{y} = b_0 + b_1 \sqrt{x} + e$ mit $e \sim N(0, s_3^2)$ (Wurzel-Transformation)
4. $y' = b_0 + b_1 x' + e$ mit $e \sim N(0, s_4^2)$, $y' = \frac{y}{\sqrt{x}}$, $x' = \frac{1}{\sqrt{x}}$
(Dieses Modell basiert auf der Annahme, daß die Varianz den x-Werten direkt proportional ist, also $s_4^2 = kx$)
5. $y'' = b_0 + b_1 x'' + e$ mit $e \sim N(0, s_5^2)$, $y'' = \frac{y}{x}$, $x'' = \frac{1}{x}$
(Dieses Regressionsmodell trifft zu, wenn die Varianz mit den x^2 -Werten linear ansteigt, also $s_5^2 = kx^2$)

Die Transformations-Analyse wurde wegen der relativ schmalen Datenbasis für den Naturwald bzw. die Teak-Plantagen und Sekundärwälder stratenübergreifend bzw. parzellenübergreifend durchgeführt.

Graphische Analyse der Residuen :

Die Abweichungen ($E(y)-y$) zwischen den beobachteten Biomassewerten y und den per Regression errechneten Werten $E(y)$ wurden gegen die x -Variable geplottet und eventuelle Abweichungen von der Varianzenhomogenität graphisch analysiert. Abb.3-3 zeigt die 4 Verteilungsmuster der Biomasse-Residuen, wie sie aus den untersuchten Daten resultieren.

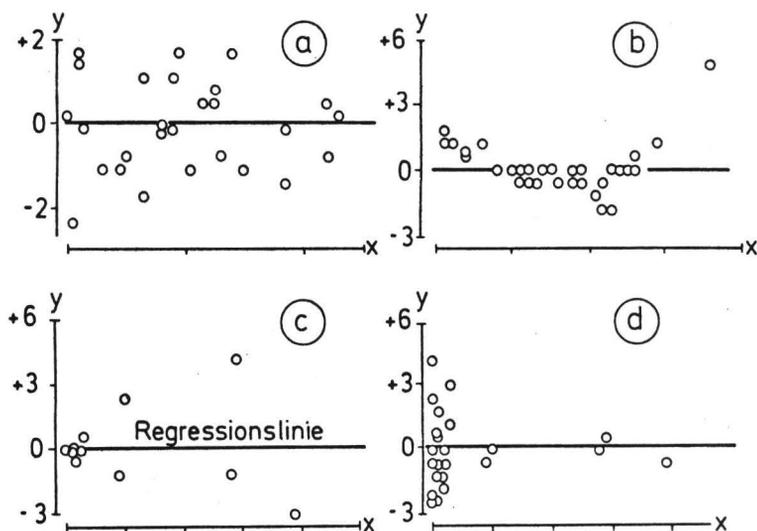


Abb.3-3: Verteilungsmuster der Residuen bei Biomasse-Regressionen

Lediglich Verteilungsmuster a indiziert Varianzgleichheit und erfüllt damit die Voraussetzungen des Regressionsmodells. Alle anderen Muster b-d empfehlen eine Varianzstabilisierende Transformation der Daten.

Datentransformation nach der maximalen Wahrscheinlichkeit:

Der rechnerische Ansatz zur Beurteilung der Transformationsmodelle 1-3 (S.41) folgt dem Vorschlag von Box, Cox (1964). Danach berechnet sich die Wahrscheinlichkeit, daß die Daten die Voraussetzungen des vorgegebenen Regressionsmodells erfüllen, mit:

$$P_{\max}(\lambda) = -0.5n \log\left(\frac{s_{\lambda}^2}{n-1}\right) + (\lambda - 1) \sum \log y_i$$

wobei s_{λ}^2 = Quadratsumme der Residuen nach Datentransformation

λ = Transformationsparameter ($\lambda = 0$ für log-Transform.

$\lambda = 0.5$ für Wurzeltransform.

$\lambda = 1$ für untransformierte
Daten)

Der Vergleich der so berechneten Wahrscheinlichkeiten für die verschiedenen Transformationsmodelle diene dann neben der graphischen Analyse als formale Entscheidungshilfe bei der Auswahl der statistisch adäquaten Transformation.

Ergebnisse :

In Tab.3-8 sind die Ergebnisse der beiden oben beschriebenen Verfahren sowie die ausgewählte Transformation für die jeweiligen Biomasse-Kompartimente aufgeführt.

KOMPARTIMENT		$P_{\max} (\lambda)$			Verteilungsmuster der Residuen gemäß Abb.3-3					Ausgewähltes Regressionsmodell
		Transformationsmodell								
		1	2	3	1	2	3	4	5	
Naturwald	Blätter	- 73.4	- 43.4	- 63.3	c	a	a, c	a, d	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Zweige	- 77.6	- 59.5	- 48.1	c	a	a, c	d	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Äste	-183.2	-141.3	-113.1	c	a	a, c	a, c	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Äste und Zweige	-183.2	-126.9	-118.9	c	a	a, c	a	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Stamm	-184.8	-127.9	-122.2	c	a	c	a, c	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Holz insges.	-199.3	-141.1	-137.6	c	a	c	c	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
Teak	Blätter	- 17.8	+ 13.2	+ 34.0	b	a	a, c	a, c	a, c	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Äste und Zweige	-101.4	- 15.3	- 15.3	b	a	a, b	a, b	a	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Stamm	-113.8	- 56.3	- 47.8	b	a	a, b	a, b	a, b	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Holz insges.	-133.5	- 59.1	- 60.5	b	a	a, b	a, b	a, b	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Wurzeln	- 27.4	- 11.9	- 5.7	b	ca	a, c	a, b	a, c	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
Sekundärwald	Blätter	+ 10.2	+ 8.5	+ 28.5	a	a, d	a	d	d	$y = \beta_0 + \beta_1 x$
	Äste und Zweige	- 61.9	- 39.8	- 28.3	b	a	ac	c	a	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Stamm	- 55.3	- 46.4	- 33.1	a	a	a	a	a, d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Holz	- 63.8	- 54.9	- 40.2	c	a	a	a	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$
	Wurzeln	- 27.2	- 24.9	- 6.4	a	a, d	a	a	d	$\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln x$

Tab.3-8: Ergebnisse der Transformationsanalyse für die Biomassedaten

Geht man zunächst von den untransformierten Daten, also Modell 1 aus, so wird aus Tab.3-8 die Notwendigkeit einer Datentransformation für fast alle Kompartimente deutlich, da mit zunehmendem Durchmesser die Abweichungen von der Regressionslinie zunehmen (Abb.3-3c) bzw. die Residuen einen parabelförmigen Verlauf der Regression nahelegen (Abb.3-3b). Andererseits zeigt sich bei fast allen Kompartimenten, daß die Reziproken-Transformation die großen Varianzen zu stark reduziert und die kleinen Varianzen überbetont.

Für die verbleibenden Transformationsmodelle (Nr.2,3,4) ergibt sich keine eindeutige Bevorzugung: Die P-max-Methode empfiehlt eine Wurzeltransformation der Daten (hohe Pmax-Werte), die graphische Analyse legt die log-log Transformation (Verteilungsmuster wie in Abb.3-3a) nahe.

Es wurde sich schließlich wegen ihrer Handlichkeit und aus sachlogischen Gründen heraus (Erfahrungen aus der Literatur, z.B. Kittredge 1944, Shinozaki 1964, Ogawa 1965, Ovington 1970, IUFRO 1974) für die logarithmische Transformation der Biomassedaten entschieden. Lediglich die Blattbiomassen der Sekundärwald-Bäume blieben untransformiert.

3.1.4.2.2. Test auf Unterschiedlichkeit der Biomasse-Regressionen

Nachdem die Regressionen für die entsprechend transformierten Daten der Baumkompartimente für jede einzelne Untersuchungsparzelle (Teak-u. Sekundärbestände) bzw. jedes D2H-Stratum (Naturwald) berechnet worden waren, wurden diese Regressionen mit dem F-Test auf Gleichheit, d.h. statistische Verschiedenheit der Interzepten und Regressions-Koeffizienten geprüft. Die einzelnen Parzellen gehen dabei durch Scheinvariable ("dummy variables") repräsentiert in das Prüfmodell ein (Näheres hierzu in Neter, Wasserman 1974).

Es ergab sich nach diesen Tests, daß für die Baumkompartimente Blätter, Zweige und Äste der Teak-Plantagen ein statistisch signifikanter Parzelleneinfluß besteht. Für diese Kompartimente mußten also die Biomasse-Regressionen parzellenweise berechnet werden (2). Für alle anderen Kompartimente konnten die

2) Ursache hierfür können Unterschiede in der waldbaulichen Behandlung der einzelnen Teak-Bestände sein (Pflanzabstände, Läuterung wie z.B. in Parz. 13), die sich dann auf das Verhältnis Blatt-, Zweigbiomasse/BHD entsprechend auswirken.

Regressionen ohne Berücksichtigung der Einzelparzellen innerhalb der 3 Waldtypen berechnet werden.

Diese Tatsache ist besonders für den heterogen zusammengesetzten Naturwald bemerkenswert, da hiermit über alle BHD-Klassen hinweg das Verhältnis Biomasse/D2H durch eine einzige Regression beschrieben werden kann.

Für die Berechnung der Teak-Wurzelbiomasse mußten die Daten mangels ausreichendem Datenmaterial (nur 2 Wurzelausgrabungen/Parz.) von vorneherein parzellenübergreifend vereinigt werden.

3.1.4.2.3. Vertrauensgrenzen bei logarithmischem Ausgleich

Sobald die in logarithmischer Skala berechneten Biomassewerte $E(Z)$ über die (häufig als "allometrisch" bezeichnete) Gleichung

$$E(Y) = \exp(b_0 + b_1 \ln x)$$

in ihre ursprüngliche Einheit $E(Y)$ rücktransformiert werden, entsteht ein systematischer Fehler, da das log-log Regressionsmodell dem untransformierten Regressionsmodell zwar mathematisch, nicht aber statistisch vergleichbar ist. Diese Problematik der Schätzung durch logarithmische Regressionen ist zuerst durch Meyer (1941) erkannt worden, im Bereich der Biomasse-Schätzung wies später Madgwick (1970) hierauf hin. Doch wurde sie bisher von nur wenigen Autoren bei Biomasse-Regressionen berücksichtigt.

Diese systematische Unterschätzung der $E(Y)$ -Werte bei einfacher Rücktransformation entsteht durch die in logarithmischer Skala verschiedene Gewichtung der Residuen sowie durch die Anschätzung des geometrischen Mittels der Y-Population (Biomasse-Population) statt des arithmetischen Mittels.

Bei vorliegendem Datenmaterial belief sich dieser Fehler beispielsweise auf -23% bzw. -4% (Blattbiomasse Naturwald bzw. Teak) und -5% bzw. -4% (Stammbiomasse Naturwald bzw. Teak), ist

also von durchaus beachtenswerter Größenordnung.

Der Ausgleich dieses Fehlers erfolgte nach dem Ansatz von Finney (1941) mit :

$$E(Y) = \exp(b_0 + b_1 \ln x + \frac{s^2}{2})$$

Der Erwartungswert hat in rücktransformierter Einheit die Varianz $s^2(Y) = (\exp(s^2)-1)\exp(2b_0+2b_1 \log x + s^2)$

Die Effizienz dieses Fehlerausgleichs nimmt allerdings rapide ab, sobald die Standardabweichung um die Regressionslinie den Wert von 0.84 überschreitet (Finney 1941), andernfalls führt die Regressionsschätzung zur Überschätzung der y-Werte. Ein derartiger Fall lag für die Astbiomasse-Daten der Naturwaldbäume vor. Hier mußte die Biomasse deshalb über die untransformierten Daten berechnet werden. Die Berechnung von Vertrauensgrenzen unterblieb in diesem Fall wegen der Abweichung vom Regressionsmodell (instabile Varianz).

Der Vertrauensbereich für die Biomasse pro Baum wurde angenähert konstruiert nach :

$$Y = E(Y) \pm 2 \sqrt{S^2(E(Y))}$$

wobei $S^2(E(Y)) = \frac{s^2(Y)}{n} + \frac{(x-\bar{x})^2 s^2(Y)}{Q_x}$

(s.Sachs 1978, S.342)

Unter Berücksichtigung des Fehlerfortpflanzungsgesetzes (s.Sachs 1978) ergibt sich dann als Vertrauensbereich (angenähert) für die Kompartimentbiomasse/ha eines Bestandes mit N Bäumen der Ausdruck:

$$Y/ha = \sum_{i=1}^N E(Y) \pm 2 \sqrt{\sum_{i=1}^N S^2(E(Y))}$$

Nach dieser Gleichung wurden alle flächenbezogenen Bestandes-Biomassen berechnet (s.Kap.3.1.4.3).

3.1.4.3. Ergebnisse

Baumbiomassen :

Die berechneten Biomasse-Regressionen sind in Tab. 3-10 zusammengestellt und teilweise in Abb.3-4 und 3-5 abgebildet.

Bestandesbiomassen :

In Tab. 3-11 bis 3-13 sind die Biomassen der einzelnen Kompartimente in t/ha für die Untersuchungspartellen aufgeführt.Ferner sind die Ergebnisse aus den verschiedenen statistischen Berechnungsverfahren hier gegenübergestellt.

Zu den Daten von Tab.3-11 bis 3-13 sind noch einige Anmerkungen zu machen :

-Eine parzellenweise Berechnung der Naturwald-Phytomasse ist für die stratifizierte Zufallsstichprobe statistisch gesehen unzulässig, da die Stichprobentechnik allein für den Gesamtbestand aus allen 6 Naturwald-Parzellen zusammengefaßt konzipiert wurde. Vergleicht man deshalb die Werte für einzelne Parzellen,so erklären sich damit die relativ großen Unterschiede zwischen den Biomassewerten aus Regressionen und stratif. Zufallsstichprobe.Die Werte sind jedoch für beide Verfahren nahezu identisch,wenn sie auf den gesamten inventarisierten Bestand bezogen werden.Die Regressionsschätzung ist jedoch noch etwas genauer.Ein

weiterer Vorteil letzterer Methode liegt darüber hinaus in ihrer flexibleren Anwendungsmöglichkeit, da sich die Biomasse/D2H-Beziehung nicht wesentlich innerhalb eines gleichen Waldtyps ändert. Zuverlässige Biomassewerte für die Einzelparzellen ergeben sich deshalb nur über die Regressionsschätzung.

- Die eindeutige Trennung zwischen Ästen und Stamm war am gefälltten Probebaum häufig nicht möglich (s. Kap. 3.1.3.1). Deshalb ergibt die Schätzung der Gesamt-Holzmasse genauere Resultate als für Äste und Stamm getrennt. Für die Gesamt-Phytomasse sind daher nur die Werte der Gesamt-Holzmasse berücksichtigt.

- Die angegebenen Grobwurzel-Biomassen sollen wegen der geringen Stichprobenzahl lediglich als grobe Anhaltswerte verstanden werden.

- Da die Lianenbiomasse immer nur in Abhängigkeit von den Wirtsbäumen bestimmt wurde, erfolgte die Flächenumrechnung unter folgender Annahme: Lianenbewuchs wurde in den Parzellen nur an Saquisaqi beobachtet. An 5 der 6 gefälltten Probestämme dieser Art wurde die Lianenbiomasse ermittelt. Der Versuch, ihre Biomasse mit der Größe des Wirtsbaumes zu korrelieren, blieb erfolglos. Deshalb mußte für die Flächenumrechnung ihr Biomasse-Mittelwert mit 80% der Stammzahl von Saquisaqi multipliziert werden (da etwa 80% dieser Stämme Lianenbewuchs aufwiesen). Der angegebene Lianen-Wert ist wegen dieser Annahme ebenfalls als ein Anhaltswert zu verstehen.

- Franco (1979) gibt für einen vergleichbaren Bestand im gleichen Untersuchungsgebiet den jährlichen Streufall von Unterwuchs und Bäumen mit 6.04t/ha/Jahr an. Dieser Wert ist praktisch identisch mit der hier errechneten Blattbiomasse (6.3 bzw. 6.2t/ha)

Tab.3-11: Alle 3 verwendeten Verfahren zur Schätzung der Biomasse liefern vergleichbare Werte, wegen der systematisch genommenen Stichproben allerdings unter Verzicht auf Genauigkeitsangaben beim Mittelbaum-Verfahren und der stratifizierten Stichprobe. Auffällige Differenzen gibt es nur bei den Biomassewerten von Zweigen und Ästen in der ältesten Teak-Plantage (Parz.7). Die Regressionsberechnung

führt hier sicher zu einer Unterschätzung dieser Kompartimente, da der verwendeten Regression die aus allen Teak-Parzellen vereinigten Biomasse-Daten zugrunde liegt (Kap.3.1.4.2.2).

Die Gesamt-Phytomasse des Naturwaldes bewegt sich im Vergleich zu Literaturdaten mit rund 400t/ha im oberen Drittel (s. Übersichten in Klinge 1976, Grubb 1977, UNESCO 1978, Fölster 1978). Brun (1979) kommt für die Phytomasse eines venezuelanischen Wolkenwaldes (2400m Höhe) auf fast gleiche Biomassenwerte (Zum Vergleich: die Biomasse eines 120-jährigen Buchen- bzw. 90-jährigen Fichtenbestandes aus dem Solling wird mit (Pavlov 1972) 220t/ha bzw. 250t/ha angegeben).

Überwiegenden Anteil an der Gesamt-Biomasse stellt natürlich das Stamm-Kompartiment mit etwa 50%.

Die Biomasse der Blätter erscheint im Vergleich zu Literaturdaten auf den ersten Blick sehr niedrig. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß der Banco-Hochwald in der Baumschicht relativ lückig strukturiert ist, dafür aber geschlossenen Unterwuchs aufweist, d.h. die wegen ihres geringen Durchmessers (BHD < 10cm) hier als Unterwuchs erfaßten Bäume und Sträucher haben wesentlichen Anteil an der Bestandes-Blattmasse. Bei Berücksichtigung der Unterwuchs-Blattmasse (ca. 3 t/ha, s. Tab.3-11) beträgt die Gesamt-Blattmasse des Hochwaldes etwa 6 t/ha. Damit entspricht dieser Wert dem von Franco (1979) gemessenen jährlichen Blattstreufall im Banco-Hochwald.

Vergleicht man die Variabilität von Blattbiomasse und Gesamt-Biomasse, so stellt man fest, daß die Blattbiomasse (diese ist für alle sechs Naturwaldparzellen praktisch identisch) trotz unterschiedlicher Gesamt-Biomasse (284 - 508 t/ha) nahezu konstant bleibt. Die Unveränderlichkeit der Blattbiomasse, die Tadaki u.a. (1968) zunächst in außertropischen Wäldern beobachteten, scheint auch für den Caparo-Hochwald und andere Tropenwälder gegeben zu sein (s. Fölster u.a. 1976).

Die Gesamt-Phytomasse des Naturwaldes steht auf dem hier untersuchten Banco-Standort in enger, negativ linearer Beziehung zum Tongehalt des Bodens (s. Abb.3-6): Der Korrelationskoeffizient zwischen Phytomasse (aus

Regressionsschätzung) und Tongehalt (mittlerer Tongehalt in 0-100cm) beträgt $R=-0.93$.

Hierfür dürften im Wesentlichen Veränderungen im Bodenfeuchteregime, die mit dem Texturwandel einhergehen, verantwortlich sein, da sich die beobachteten Biomasse-Unterschiede nicht einleuchtend durch bodenchemische Parameter bzw. Nährstoffvorräte erklären lassen: Wie in Kap.4.2 ausgeführt wird, stehen vielmehr Tongehalt und Boden-Nährstoffvorräte in positiver Beziehung zueinander.

Wegen ihres Laubwurfverhaltens in der Trockenzeit sind obligatorisch laubwerfende Baumarten wie Saquisqui, aber auch Jobo und Marajagua (s. Franco 1979, S.107f) besser angepaßt an den mit zunehmenden Sandgehalten steigenden trockenzeitlichen Wasserstress. Da diese Arten wesentlichen Anteil an der Gesamtbiomasse haben, spiegelt sich in der Beziehung Biomasse-Tongehalt in erster Linie deren standortsabhängige Konkurrenzstärke wieder. D.h. auf sandigen Banco Standorten befinden sich die obligatorisch laubwerfenden und gleichzeitig Biomasse-dominanten Baumarten im ökologischen Optimum.

Nur wenige Literaturangaben über die Biomasse von Teak-Plantagen sind bekannt (s. Tab.3-14 und Abb.6-1), zudem unterliegen diesen Angaben nur spärliche Datenerhebungen. Vergleiche mit vorliegender Arbeit sind aber auch wegen des höheren Alters der in der Literatur enthaltenen Teak-Plantagen schwer möglich. Einzig über die Streuproduktion liegen zuverlässigere Angaben vor. Geht man von der Annahme aus, daß die Blattbiomasse des stehenden Bestandes der jährlichen Streumenge entspricht, so werden diese Referenzwerte sowie auch die Blattmasse des Banco-Hochwaldes von den Caparo-Teakplantagen vor allem auf den lehmigen Böden erreicht bzw. übertroffen, ein Indiz für das hohe Produktionspotential dieser Bestände.

Das Gleiche gilt sinngemäß auch für die Sekundärwälder, die ebenfalls im Vergleich zu den Literaturwerten sehr hohe Biomassen haben. Ein größerer Teil ihrer Biomasse entfällt jedoch auf den Unterwuchs. Überhaupt ist im Vergleich zu den Teak-Plantagen die Produktion der Biomasse gleichmäßiger über mehrere Kompartimente verteilt. Im Hinblick auf die Nutzung der Biomasse bedeutet das eine im Vergleich

zu den Teakbeständen geringere Attraktivität.

Nahezu gegenläufig zu den Verhältnissen im Hochwald ist das Verhältnis Gesamt-Biomasse/Tongehalt in den hier untersuchten Teak- und Sekundärwäldern (s. Abb. 3-6): die tonreicheren Standorte sind Biomasse-reicher. Dieser Zusammenhang läßt sich über die Korrelationskoeffizienten zwischen Gesamt-Phytomasse und Tongehalt belegen (s. Tab. 3-9). Dabei steht vor allem der Tongehalt des Oberbodens mit der Gesamt-Biomasse in engerem Zusammenhang. Aus dem Gradienten des Korrelationskoeffizienten läßt sich die für die Durchwurzelung und Bestandesernährung unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Tiefenstufen ablesen.

korrelativer Bezug	
Ton% (0- 10cm Tiefe)	r = 0.536*
Ton% (10- 30cm Tiefe)	r = 0.319
Ton% (30-100cm Tiefe)	r = 0.082
Alter(log-log transformiert)	r = 0.917**

Tab.3-9 : Korrelationskoeffizienten der Beziehung zwischen Gesamt-Biomasse (in t/ha) und Boden-Tongehalt bzw. Bestandesalter (Teak-u. Sek. Wald, Parz. 7-20)

Auf Grund des positiven Zusammenhanges der Beziehung Tongehalt/Bodenvorräte (s. Kap 4.2) auf diesen Standorten kann die höhere Biomassenproduktion von Teak-u. Sekundärbeständen dementsprechend mit der auf den lehmigen Bancos höheren Verfügbarkeit an Nährstoffen in Verbindung gebracht werden. Hier sind also bodenchemische Faktoren für die Biomasse-Produktion ausschlaggebend, d.h. hinsichtlich des Wachstums der Teak-Bestände sind die tonreicheren Substrate offensichtlich in der Lage, ihre gegenüber den tonärmeren Böden ungünstigeren physikalischen Eigenschaften durch höhere Nährstoff-Vorräte auszugleichen.

In der Literatur bestätigt sich diese Beobachtung: Singh

(1962), Sarlin (1963) fanden enge Zusammenhänge zwischen dem Bodengehalt an austauschbaren Basen und der Volumenleistung von Teak-Plantagen, ebenso Bhatia 1954 (zit. in Seth 1959). Gleichzeitig gilt Teak als ein Baumart, deren Wachstum sehr schnell auf Belüftungsempfänger reagiert (FAO 1957, Seth 1959, Boonkird 1960, Watterson 1970). Bei Beeinflussung der Biomasse durch überwiegend bodenphysikalische Faktoren wäre also ein umgekehrt gerichtetes Biomassen/Tongehalt-Verhältnis zu erwarten, d.h. mit höherer Biomasse auf den besserdränierten, tonarmen Böden.

Parzelle	Kompartiment	Regressionsgleichung	R ²	n	s	unabh.-häng. Var.	
NATURWALD	1-6	Blätter	$\ln y = -5,425 + 0,739 \ln x$	0,82	27	0,738	$x = D^2H$
	1-6	Zweige	$\ln y = -4,235 + 0,722 \ln x$	0,67	24	0,569	$x = D^2H$
	1-6	Äste	$y = 41,909 + 0,012 x$	0,95	27	-	$x = D^2H$
	1-6	Zweige + Äste	$\ln y = -7,165 + 1,224 \ln x$	0,92	27	0,744	$x = D^2H$
	1-6	Stamm m. R.	$\ln y = -3,843 + 0,981 \ln x$	0,98	27	0,314	
	1-6	Holz insges.	$\ln y = -4,038 + 1,041 \ln x$	0,98	27	0,341	$x = D^2H$
	1-6	Wurzel	$\ln y = -2,724 + 0,689 \ln x$	0,94	5	0,273	$x = D^2H$
	1-6	Blätter Palmen	$y = -78,982 + 4,598 x$	0,88	6	15,589	$x = BHD$
	1-6	Stamm Palmen	$y = -228,773 + 19,039 x$	0,94	6	44,333	$x = BHD$
	1-6	Wurzel Palmen	$y = -119,901 + 9,178 x$	0,99	3	0,514	$x = BHD$
TEAK-PLANTAGEN	7	Blätter	$\ln y = -3,663 + 1,916 \ln x$	0,86	40	0,378	$x = BHD$
	8	Blätter	$\ln y = -4,659 + 2,136 \ln x$	0,95	6	0,207	$x = BHD$
	9	Blätter	$\ln y = -4,470 + 2,374 \ln x$	0,91	7	0,397	"
	10	Blätter	$\ln y = -6,026 + 2,846 \ln x$	0,98	5	0,155	"
	11	Blätter	$\ln y = -4,747 + 2,275 \ln x$	0,92	6	0,249	"
	12	Blätter	$\ln y = -4,315 + 2,348 \ln x$	0,97	5	0,174	"
	13	Blätter	$\ln y = -3,546 + 2,031 \ln x$	0,87	4	0,371	"
	14	Blätter	$\ln y = -3,249 + 1,871 \ln x$	0,94	5	0,111	"
	7	Zweige + Äste	$\ln y = -5,120 + 2,562 \ln x$	0,73	40	0,769	"
	8	Zweige + Äste	$\ln y = -8,344 + 3,829 \ln x$	0,91	6	0,519	"
	9	Zweige + Äste	$\ln y = -6,300 + 2,930 \ln x$	0,84	7	0,670	"
	10	Zweige + Äste	$\ln y = -4,843 + 2,138 \ln x$	0,94	5	0,187	"
	11	Zweige + Äste	$\ln y = -5,957 + 3,095 \ln x$	0,87	6	0,456	"
	12	Zweige + Äste	$\ln y = -7,120 + 3,390 \ln x$	0,94	5	0,342	"
	13	Zweige + Äste	$\ln y = -4,704 + 2,116 \ln x$	0,68	4	0,692	"
	14	Zweige + Äste	$\ln y = -5,967 + 2,964 \ln x$	0,93	5	0,194	"
	7-14	Stamm m.R.	$\ln y = -3,333 + 2,688 \ln x$	0,96	40	0,270	"
	7-14	Holz insges.	$\ln y = -3,443 + 2,789 \ln x$	0,97	40	0,258	"
	7-14	Wurzel	$\ln y = -2,722 + 2,046 \ln x$	0,93	16	0,289	"
SEKUNDÄRWALD	17-20	Blätter	$y = 0,379 + 0,00032 x$	0,66	24	0,684	$x = D^2H$
	17-20	Zweige	$\ln y = -7,235 + 1,176 \ln x$	0,70	24	0,841	"
	17-20	Stamm m. R.	$\ln y = -2,755 + 0,733 \ln x$	0,82	24	0,381	"
	17-20	Holz insges.	$\ln y = -3,652 + 0,899 \ln x$	0,88	24	0,374	"
	17-20	Wurzel	$\ln y = -5,078 + 0,852 \ln x$	0,68	24	0,641	"

Tab.3-10: Liste der verwendeten Regressionsgleichungen zur Berechnung der Baumbiomassen (y =Baumbiomasse in kg, $x=D^2H$ in cm^2 oder BHD in cm)

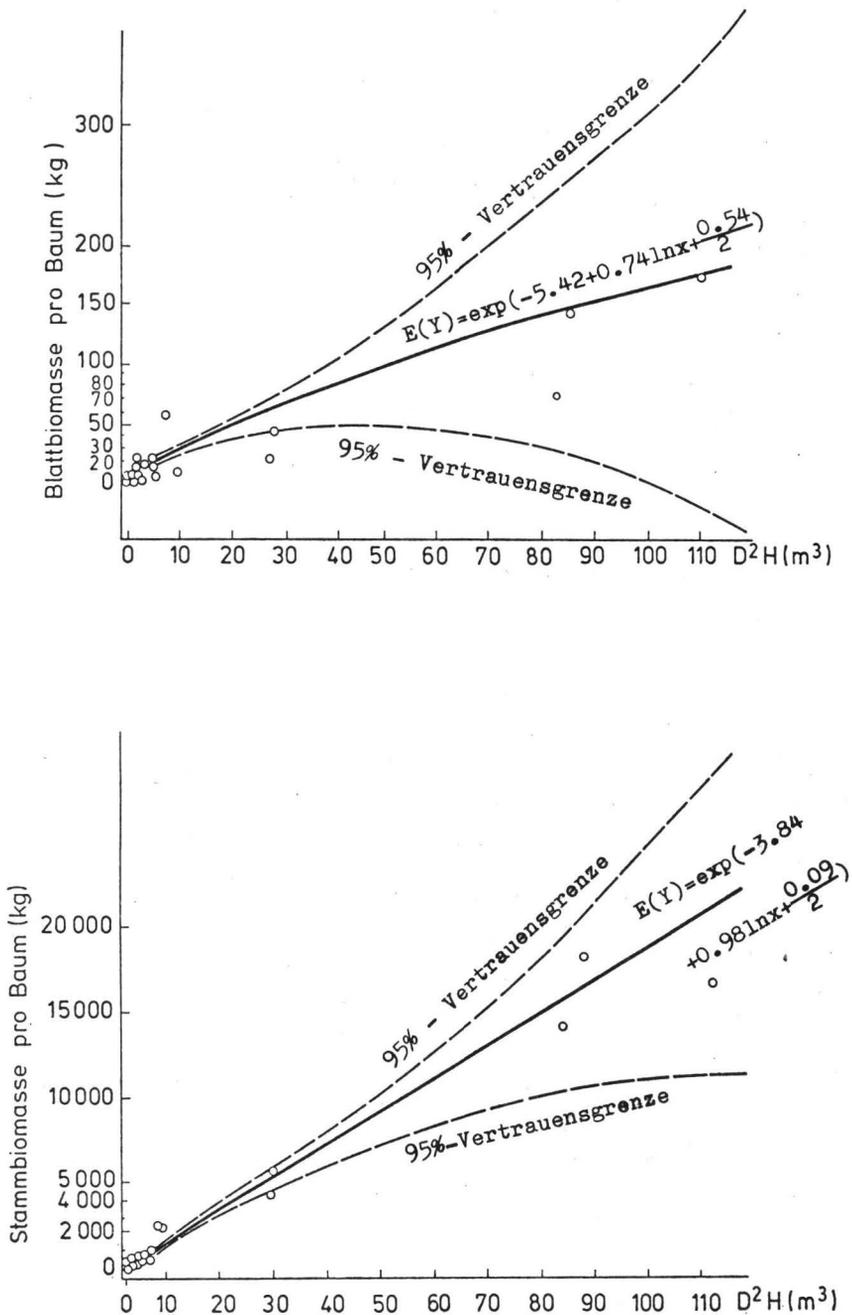


Abb.3-4: Beziehung zwischen Blattbiomasse (oben) bzw. Stammbiomasse (unten) und D^2H für die Bäume des Naturwaldes

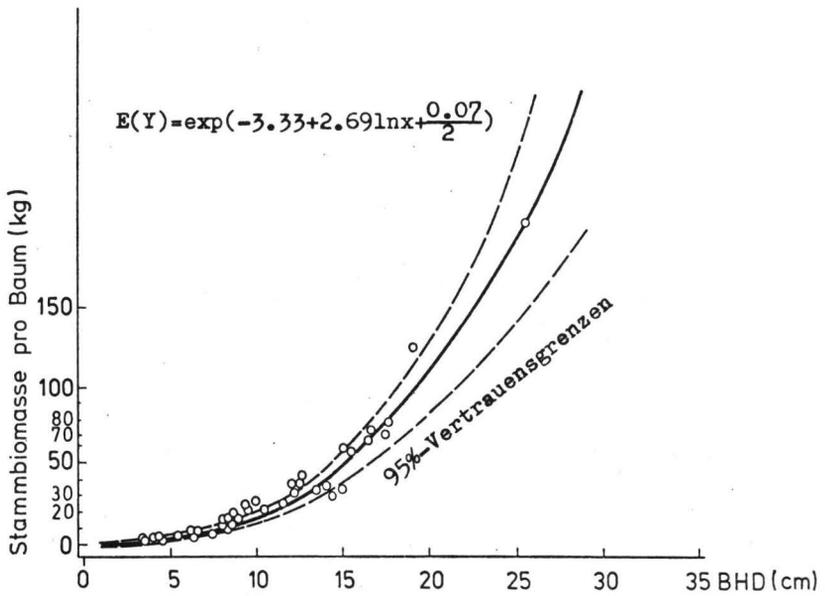


Abb.3-5: Beziehung zwischen Stamm biomasse und BHD für die Teak-Bäume

Kompartiment	Berechnung verfahren	Parzelle 1		Parzelle 2		Parzelle 3		Parzelle 4		Parzelle 5		Parzelle 6		Mittelwert Parzellen 1-6	
		\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$										
Blätter	1	3,039	-	3,284	2,747	2,747	-	3,516	-	2,489	-	2,858	-	3,003	0,524
	2	3,023	0,437	3,190	0,211	3,140	0,388	3,403	0,290	2,364	0,251	2,534	0,106	2,892	0,122
Zweige	1	7,716	-	8,338	-	7,085	-	9,047	-	6,334	-	7,338	-	7,680	1,200
	2	7,244	0,735	7,664	0,363	7,471	0,655	8,221	0,492	5,727	0,425	6,166	0,190	7,082	0,208
Äste	1	153,317	-	185,690	-	149,214	-	141,779	-	87,455	-	124,660	-	141,024	18,900
	2	164,635	-	162,369	-	180,055	-	162,642	-	114,466	-	108,923	-	148,849	-
Stamm m. R.	1	223,669	-	264,586	-	215,674	-	219,489	-	139,751	-	188,980	-	209,689	28,952
	2	219,757	18,287	218,181	7,392	245,294	15,201	216,254	11,384	148,163	9,759	143,048	3,159	198,449	4,873
Holz insgesamt	1	380,009	-	454,045	-	368,579	-	364,616	-	228,813	-	316,485	-	353,774	27,162
	2	389,432	38,273	378,378	14,831	439,867	31,283	369,447	23,489	253,688	20,080	235,882	6,123	344,449	10,077
Grobwurzeln	2	19,735	31,494	20,971	14,855	20,083	28,518	22,736	20,699	15,926	18,136	17,270	6,095	19,454	8,851
Blätter Palmen	2	1,239	0,115	0,128	0,090	0,599	0,132	0,264	0,065	0,309	0,110	1,797	0,127	0,723	0,067
Stamm Palmen	2	9,453	0,328	3,676	0,256	7,197	0,377	2,274	0,187	5,994	0,314	10,189	0,361	6,464	0,127
Wurzeln Palmen	2	4,132	-	1,464	-	3,008	-	0,981	-	2,428	-	4,642	-	2,776	0,005
Totholz	2	0,782	0,053	3,209	0,182	24,420	1,796	0,950	0,042	7,803	0,271	1,578	0,084	6,457	0,305
Lianen	3	8,876	-	8,876	-	11,835	-	17,752	-	11,835	-	8,876	-	13,591	15,387
Unterwuchsblätt.	4	3,323	-	3,323	-	3,323	-	3,323	-	3,323	-	3,323	-	3,323	1,859
Unterwuchszweige	4	10,707	-	10,707	-	10,707	-	10,707	-	10,707	-	10,707	-	10,707	4,186
Streu	4	9,398	-	9,759	-	7,365	-	11,921	-	8,158	-	9,421	-	9,369	0,503
Total (ohne Grobwurzeln)	1	426,797	-	496,617	-	436,776	-	410,771	-	280,642	-	365,182	-	407,411	31,562
	2	436,201	-	420,856	-	508,457	-	415,489	-	305,392	-	284,255	-	397,975	18,964

1 = stratif. Zufallsstichprobe

2 = Regression

3 = Mittelwert

4 = Flächenstichprobe

Tab.3-11: Biomassen der Naturwaldparzellen (1-6)
(in kg/ha)

Kompartment	Berechnung	Parzelle 7		Parzelle 8		Parzelle 9		Parzelle 10		Parzelle 11		Parzelle 12		Parzelle 13		Parzelle 14		Parzelle 15	
		\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$
Blätter	3	9,900	-	3,918	-	3,513	-	3,462	-	3,371	-	1,139	-	2,010	-	5,293	-		
	1	-	-	3,240	-	2,923	-	3,542	-	4,743	-	1,435	-	2,213	-	4,638	-		
	2	9,258	0,315	3,265	0,083	3,206	0,142	3,326	0,060	4,422	0,094	1,261	0,109	2,181	0,109	4,899	0,046		
Kste + Zweige	3	52,216	-	9,386	-	1,344	-	1,941	-	9,441	-	0,424	-	0,546	-	4,047	-		
	1	-	-	8,326	-	1,782	-	3,041	-	13,041	-	0,729	-	0,874	-	5,162	-		
	2	19,097	1,441	9,666	0,842	2,166	0,209	1,677	0,034	12,724	0,568	0,606	0,029	0,965	0,101	4,804	0,088		
Stamm m. Rinde	3	147,751	-	51,705	-	20,361	-	40,480	-	58,669	-	4,859	-	7,399	-	28,708	-		
	1	-	-	49,932	-	18,324	-	38,493	-	58,234	-	5,122	-	7,926	-	36,963	-		
	2	130,347	3,033	56,095	0,733	19,833	0,188	33,168	0,379	55,101	0,579	6,627	0,059	9,891	0,077	34,474	0,254		
Holz insges.	3	199,968	-	61,091	-	21,705	-	42,421	-	68,110	-	5,283	-	7,945	-	32,755	-		
	1	-	-	58,258	-	20,106	-	41,534	-	71,275	-	5,851	-	8,800	-	42,125	-		
	2	172,945	4,406	65,951	0,834	22,381	0,207	38,661	0,425	64,381	0,652	7,193	0,062	10,843	0,081	39,441	0,279		
Grobwurzeln	3	40,123	-	15,623	-	13,073	-	10,866	-	17,423	-	4,479	-	3,204	-	9,602	-		
	2	34,568	1,149	18,115	0,303	8,381	0,109	11,218	0,180	18,442	0,257	3,565	0,054	4,985	0,066	13,165	0,147		
Totholz	2	0	0	2,275	0	0	0	1,467	-	3,982	-	0	0	0	0	0	0		
Unterwuchs	4	0	0	2,572	0,533	4,638	0,324	0,705	0,178	2,854	0,205	5,569	0,879	2,861	0,975	5,913	1,830	4,847	0,432
org. Auflage	4	11,85	0,529	41,559	22,486	30,763	14,114	27,508	7,029	4,000	0,791	15,158	2,055	14,874	2,350	5,546	0,836		
Total (ohne Grobwurzeln)	3	221,718	-	111,415	-	60,619	-	75,563	-	82,317	-	27,149	-	27,656	-	49,507	-	4,847	0,432
	1	-	-	107,904	-	58,430	-	74,756	-	86,854	-	28,013	-	28,748	-	58,222	-		
	2	194,053	4,449	115,622	22,508	60,988	14,119	71,667	7,044	79,639	1,049	29,181	2,239	30,759	2,548	55,799	2,032		

- 1 = stratif. Zufallsstichprobe
2 = Regression
3 = Mittelwert
4 = Flächenstichprobe

Tab.3-12: Biomassen der Teak-Plantagen (Parz.7-16)
(in kg/ha)

Kompartiment	Berechnungsverfahren	Parzelle 17		Parzelle 18		Parzelle 19		Parzelle 20	
		\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$	\bar{y}	$s_{\bar{y}}$
Blätter	2	2,044	0,041	1,752	0,042	1,491	0,037	1,001	0,051
Äste u. Zweige	2	16,696	0,754	18,518	3,122	16,295	3,466	4,812	0,448
Stamm m. R.	2	33,582	0,469	26,632	1,219	24,359	1,247	10,005	0,267
Holz insges.	2	49,558	0,739	44,412	2,311	40,048	2,435	14,419	0,427
Grobwurzeln	2	9,403	0,252	8,135	0,748	7,366	0,782	2,749	0,145
Totholz	2	1,001	0,051	1,045	0,047	1,133	0,055	7,758	3,875
Unterwuchs	4	5,827	1,760	6,713	1,196	6,467	1,631	10,308	1,768
organ. Auflage	4	8,586	1,877	15,882	6,403	10,033	0,027	9,601	0,546
Total (ohne Grobwurzeln)		67,016	2,678	69,804	6,912	59,172	2,932	43,087	4,316

- 1 = stratif. Zufallsstichprobe
2 = Regression
3 = Mittelwert
4 = Flächenstichprobe

Tab.3-13: Biomassen der Sekundärwald-Parzellen (17-20)
in kg/ha

Autor	Biomasse von Teak-Blattstreu (kg/ha/a)	Bemerkungen
Egunjobi 1974 Singh 1962 Rao u.a.1972 Seth u.a. 1963 Dabral,Sagar 1967, zit. in UNESCO 1978 Shrivastava u.a. 1972 Singh 1968	8172.7 ± 203 6060 - 17330 6968 - 8719 5329 4541 7689 5020 ± 120	5-8 jähr.Plantage/Nigeria 29 jähr.Plantage/Indien 39-43 jähr.Plantage/Indien (incl.Zweige+Früchte) 33 jähr.Plantage/Indien 35-37 jähr.Plantage 10-20m hoher Teakbestand
	Biomasse von Teak-Plantagen (kg/ha)	
Kandya 1972 Ola-Adams 1974 Seth u.a.1963 Hellinga 1955	7.8- 747.8 kg/Baum 93548-238585 86538 (Total) 81209 (nur Holz+Rinde) 270320	6-50 jähr.Bäume/Indien (nur 7 Stichproben) 8-48 jähr.Plantagen/Nigeria (berechnet aus Literaturdaten) 33 jähr.Plantage/Indien (ohne Unterwuchs) 80 jähr.Plantage/Indonesien (nur Derbh Holz 7cm)
	Biomasse von Sekundärwäldern (kg/ha)	Alter/Ort
Tergas 1971 " Golley 1975 Ewell 1971 Bartholomew 1953 De Las Salas 1973 Golley 1975 Bartholomew 1953 Snedaker 1970 De Las Salas 1973 Ewell 1971 Snedaker 1970 Bartholomew 1953 " Nye 1960 "	8650 9710 15850 (Stamm:13240) 14607-16020 19712 18700 49400 112289 12210-84420 68000 47804-67481 14400-96830 152515 175109 124738 340194	9 Monate/Guatemala 10 Monate/Guatemala 2 Jahre/Kolumbien 2 Jahre/Panama 2 Jahre/Kongo 2 Jahre/Kolumbien 4 Jahre/Kolumbien 5 Jahre/Kongo 5 Jahre/Guatemala 5 Jahre/Kolumbien 6 Jahre/Panama 7 Jahre/Guatemala 8 Jahre/Kongo 17-18 Jahre/Kongo 20 Jahre/Ghana 40 Jahre/Ghana

Tab.3-14: Literaturwerte über Biomassen von Teak-Plantagen und Sekundärwäldern

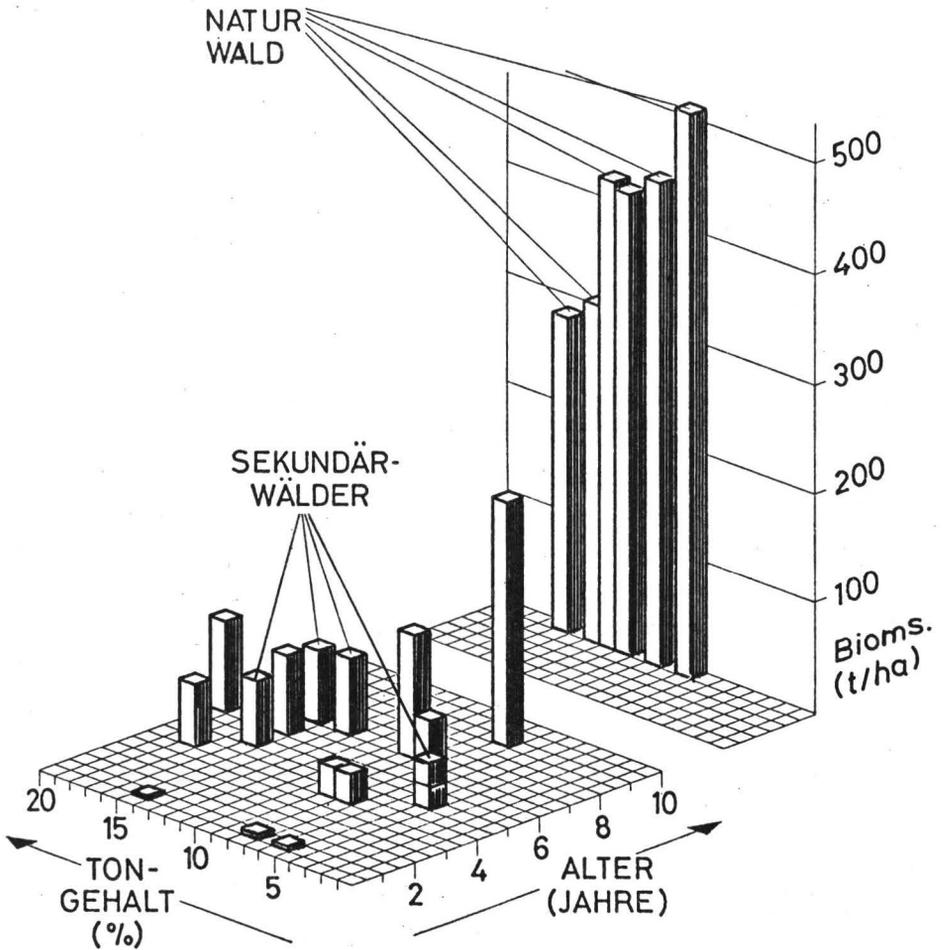


Abb.3-6: Abhängigkeit der Biomassen von Tongehalt und Bestandesalter

3.2. Bestimmung der Bioelementgehalte

Die Analysenmethodik der Vegetationsproben ist im Anhang A-1 beschrieben. Zur Reduzierung des Analysenaufwandes wurden die Proben der einzelnen Stammsegmente (s.Kap.3.1.3.1) sowie der Unterwuchs-Subparzellen im Verhältnis ihrer Trockenmasse zu einer Mischprobe/Baumstamm bzw. einer Mischprobe/Subparzelle vereinigt. Ebenso wurde verfahren bei Stammproben, für die Holz und Rinde getrennt analysiert wurden (Stratum 3 Naturwald): die an ihrer Biomasse gewichteten Gehalte von Holz und Rinde wurden ebenfalls gemittelt. Da als Folge der Probenreduktion nur ein Einzelwert pro Unterwuchs-Subparzelle übrigblieb, entfiel alle weitere statistische Verrechnung der Proben des Unterwuchses.

Statistische Auswertung :

Im Hinblick auf die Verrechnung der Elementgehalte für die Ermittlung der Bioelementvorräte (s.Kap.3.3) wurden für die einzelnen Baumkompartimente Gehaltsmittelwerte gebildet (für Teak- und Sekundärwald zunächst getrennt nach Parzellen) und diese dann statistisch verglichen. Da keine gesicherten Annahmen über den Verteilungstyp der Gehalte gemacht werden konnten (3), wurde dieser Mittelwert-Vergleich mit dem verteilungsunabhängig arbeitenden Kruskal-Wallis Test (s.Sachs 1978) durchgeführt ($\alpha > 0.05$). Bei statistisch nicht nachweisbaren Unterschieden zwischen den einzelnen Parzellen bzw. Straten (Naturwald) wurden die einzelnen Parzellen- bzw. Stratenmittel-

3) Insbesondere die Gehalte von Zweigen und Ästen der Teak- und Sekundärwälder weisen hohe Streuungen auf. Die Schwierigkeit, gerade für diese Kompartimente repräsentative Stichproben zu nehmen, findet hierin ihren statistischen Ausdruck. De las Salas (1973) stellte ebenfalls verhältnismäßig hohe Streuungen für Zweig-Gehalte fest.

Kompartiment		Naturwald			Teak-Parzellen									Sekundärwaldparzellen			
		Strat. 1	Strat. 2	Strat. 3	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20
BÄUME	Blätter	25,438 0,978 27			18,030 ¹ 0,378 ¹ 22	23,845 0,492 6	17,888 0,669 6	21,766 0,983 5	21,617 0,761 6	17,144 2,298 5	18,790 2,569 4	18,704 0,737 5	-	38,379 1,174 24			
	C/N	19.4			25.3	19.8	26.0	21.1	20.9	27.4	25.1	24.3	-	11.6			
	Zweige													6,328 0,619 6	4,338 1,452 5	3,660 0,418 6	7,108 1,407 5
	Kl.Zweige	11,274 0,746 12	8,700 2,069 4	7,086 0,585 5	3,054 ² 0,251 ² 7	6,360 0,417 6	4,108 0,254 6	4,356 0,290 5	4,558 0,533 6	4,075 0,191 4	5,110 0,573 3	2,880 0,293 5	-				
	Gr.Zweige	6,696 1,686 21			3,452 0,361 11												
	Stamm	3,752 0,404 17	2,459 0,086 5	2,145 0,055 5	2,636 ³ 0,116 ³ 22	5,027 0,369 6	3,327 0,208 7	3,580 0,158 5	2,807 0,268 6	2,594 0,255 5	2,848 0,306 4	2,242 0,144 5	-	3,708 0,671 6	2,482 0,245 6	2,380 0,178 6	4,192 0,319 6
LIANEN	Blätter + Kl.Zweige	10,130 1,631 5															
	Stamm	9,400 2,047 4															
PALMEN	Blätter	20,476 1,542 7															
	Stamm	5,615 1,141 6															
UNTER WUCHS	Blätter + kl.Zweige	23,210 -			-	24,810 1	14,870 1	22,320 1	22,280 1,247 1	16,660 1	17,510 1	16,680 1	20,820 1	19,800 1,265 4			
	Holz	9,100 -			-	14,290 1	5,190 1	-	13,340 1,867 1	8,670 1	8,670 1	4,320 1	-	7,475 0,825 4			
STREU		14,590 0,269 12			7,642 0,348 32									-			
	C/N	23.2			28.9									-			
														13,508 0,732 8 28.9			

Tab.3-15: N-Gehalte der Vegetationskompartimente (in mg/g OTM)

Anmerkung zu Tab.3-15 bis Tab.3-19: obere Zahl= \bar{x} , mittlere Zahl= $s_{\bar{x}}$, untere Zahl= n

Kompartiment		Naturwald			Teak-Parzellen								Sekundärwaldparzellen				
		Strat. 1	Strat. 2	Strat. 3	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20
BÄUME	Blätter	1,458 0,170 27			2,174 ¹ 0,137 ¹ 28	2,142 0,085 6	3,582 0,279 6	2,638 0,131 5	1,840 0,144 6	3,272 0,247 5	2,073 0,909 4	2,338 0,174 5	-	4,449 0,193 24			
	Zweige												1,154 0,258 24				
	Kl. Zweige	1,512 0,100 12	1,885 0,179 4	2,642 0,419 5	0,758 ² 0,057 ² 14	0,833 0,024 6	3,195 0,533 6	1,210 0,213 5	0,706 0,121 6	2,805 0,147 4	3,510 0,447 3	1,708 0,569 5	-	-			
	Gr. Zweige	1,058 0,252 21			0,792 0,231 11								-				
	Stamm	0,491 0,049 17	0,631 0,209 5	0,246 0,031 5	1,631 ³ 0,179 ³ 7	0,672 0,047 6	1,933 0,238 7	0,997 0,165 5	0,631 0,123 6	1,982 0,156 5	2,598 0,328 4	1,734 0,240 5	-	1,011 0,134			
LIANEN	Blätter + Kl. Zweige	1,607 0,308 5															
	Stamm	0,975 0,230 4															
PALMEN	Blätter	1,937 0,197 7															
	Stamm	1,139 0,382 6															
UNTER WUCHS	Blätter + kl. Zweige	2,350 -		1	-	2,310 1	3,210 1	3,420 1	2,160 0,177	3,150 1	3,400 1	3,110 1	3,410 1	2,823 0,347 4			
	Holz	0,939 -		1	-	1,100 1	1,770 1	-	1,420 0,242 1	2,550 1	2,550 1	1,780 1	-	1,104 0,157 4			
STREU	1,022 0,048 12				0,938 0,066 4	0,617 0,043 4	0,833 0,038 4	0,830 0,045 4	0,994 0,118 4	0,770 0,056 4	0,911 0,056 4	1,017 0,208 4	-	1,160 0,086 4			

Tab.3-16: P-Gehalte der Vegetationskompartimente (in mg/g OTM)

Kompartiment		Naturwald			Teak-Parzellen										Sekundärwaldparzellen							
		Strat.	Strat.	Strat.	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20					
		1	2	3																		
BÄUME	Blätter	15,215 1,283 27			15,143 0,454 39										-				35,021 2,241 24			
	Zweige																		11,563 1,606 22			
	Kl. Zweige	9,922 0,961 21			9,791 0,652 37										-							
	Gr. Zweige	4,206 0,493 21			4,850 0,512 11										-							
	Stamm	3,007 0,282 17	2,590 0,874 5	4,627 0,866 5	4,975 ¹ 0,345 ¹ 25	6,830 0,748 6	5,549 0,586 7	5,422 0,822 5	4,100 0,793 6	7,164 1,009 5	9,040 0,633 4	5,324 0,716 5	-	-	-	9,589 1,126 24						
LIANEN	Blätter + Kl. Zweige	8,058 1,776 5																				
	Stamm	6,960 1,019 1																				
	Blätter	14,034 2,502 7																				
FÄLMEN	Stamm	10,893 1,538 6																				
	Blätter + Kl. Zweige	19,000 -			-	20,500 -	17,800 -	28,200 -	19,400 1,528	21,900 -	25,100 -	14,100 -	20,100 -	27,950 2,451 4								
UNTER WUCHS	Holz	5,920 -			-	8,360 -	9,010 -	-	14,000 1,089	12,700 -	12,700 -	12,700 -	-	-	11,335 1,315 4							
		-			-	1	1	1	1	1	1	1	1	1								
STREU		2,113 0,090 12			1,943 0,100 4	1,360 0,069 4	1,420 0,115 4	1,733 0,113 4	1,730 0,118 4	1,453 0,071 4	2,318 0,298 4	2,033 0,258 4	-	2,386 0,158 2								

Tab.3-17: K-Gehalte der Vegetationskompartimente (in mg/g OTM)

Kompartiment		Naturwald			Teak-Parzellen										Sekundärwaldparzellen			
		Strat. 1	Strat. 2	Strat. 3	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20	
BÄUME	Blätter	15,004			4,171 ¹	15,133	8,840	12,546	14,292	7,338	7,890	13,080	-	27,100	12,835	13,950	18,433	
		1,186			0,553 ¹	1,115	0,311	1,104	1,199	0,577	0,809	0,639		7,434	1,269	0,511	1,568	
	27			24	6	6	5	6	5	4	5		6	6	6	6		
	Zweige													7,973	3,944	3,845	10,228	
														1,781	0,431	0,634	2,647	
Kl. Zweige		11,073						8,621										
		0,938						0,488										
		21						37										
	Gr. Zweige	8,156						6,775										
	0,964						1,236											
	21						11											
Stamm	5,475	7,393	9,395					5,083								5,248		
	0,982	0,904	0,562					0,422								0,554		
	17	5	5					41								24		
LIANEN	Blätter + kl. Zweige	10,538																
		1,417																
	5																	
	Stamm	16,175																
		2,914																
		4																
PALMEN	Blätter	3,803																
		0,766																
	7																	
	Stamm	1,652																
		0,137																
		6																
UNTER WUCHS	Blätter + kl. Zweige	15,300			-	18,800	11,200	21,500	21,000	11,400	10,700	17,000	10,600			11,198		
		-	1			1	1	1	1,697	1	1	1	1		1,195	4		
	Holz	5,750			-	7,010	3,850	-	7,150	5,760	5,760	6,680	-		5,583			
		-				1	1	1	0,610	1	1	1	1		1,383			
		1							1	1	1	1	1		4			
STREU		18,996							11,546							16,509		
		1,274							1,025						1,358			
		12							32						8			

Tab.3-18: Ca-Gehalte der Vegetationskompartimente (in mg/g OTM)

Kompartiment		Naturwald			Teak-Parzellen										Sekundärwaldparzellen			
		Strat. 1	Strat. 2	Strat. 3	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	20	
BÄUME	Blätter	4,772 0,577 27			3,199 ¹ 0,165 ¹ 19 ¹	3,343 0,203 6	2,288 0,157 6	2,414 0,139 5	3,197 0,468 6	2,150 0,179 5	2,365 0,181 4	3,096 0,255 5	-	7,942 0,852 6	4,923 0,333 6	4,493 0,406 6	3,917 0,309 6	
	Zweige																1,479 0,174 22	
	Kl.Zweige		2,084 0,158 21						1,508 0,099 37				-					
	Gr.Zweige	1,102 0,163 12	1,031 0,254 4	0,586 0,052 5					1,304 0,152 11				-					
	Stamm	0,599 0,062 17	0,615 0,100 5	0,477 0,036 5	1,142 ² 0,066 ² 19 ²	1,299 0,174 6	1,524 0,065 7	1,142 0,090 5	0,996 0,068 6	1,488 0,088 5	1,593 0,152 4	1,342 0,093 5	-				1,253 0,088 24	
LIANEN	Blätter + kl.Zweige		2,030 0,258 5															
	Stamm		1,538 0,568 4															
PALMEN	Blätter		2,274 0,315 7															
	Stamm		0,938 0,181 6															
UNTER WUCHS	Blätter + kl.Zweige		4,880 - 1		-	5,430 1	3,450 1	3,990 1	4,650 0,355 1	3,730 0,355 1	3,000 1	2,280 1	3,000 1				3,993 0,297 4	
	Holz		1,230 - 1			1,330 1	0,959 1	- 1	1,910 0,162 1	1,100 1	1,100 1	1,300 1	- 1				1,128 0,116 4	
STREU			3,200 0,085 12		2,173 0,032 4	1,550 0,074 4	1,403 0,138 4	1,523 0,031 4	1,600 0,130 4	1,798 0,159 4	1,438 0,070 4	1,703 0,088 4	-				3,090 0,287 8	

Tab.3-19: Mg-Gehalte der Vegetationskompartimente (in mg/g OTM)

Autor	N	P	K	Ca	Mg	Alter
	(in % OTM)					
Teak-Streu						
Maheut 1960	.66±.02	.10±.01	.67±.11	2.28±.12	.26±.01	4 Jahre
"	.94±.01	.06±.01	.66±.10	1.16±.06	.38±.02	8 Jahre
Egunjobi 1974	1.01	0.11	0.79	2.08	0.24	5-8 Jahre
Singh 1962	-	.96-1.22	.90	1.73-3.17	0.62-0.80	29 Jahre
Seth 1963	0.98	0.21	0.37	2.46	0.11	33 Jahre
Singh 1968	0.78	0.18	0.24	2.54	0.25	?
Mishra 1968 (zit.in Egun- jobi 1974)	0.72	0.16	0.39	2.39	0.22	?
Teak-Blätter						
Puri 1954	1.51	-	-	2.61	0.36	20-25 J.
Bhatia 1955	-	-	-	2.12±.08	-	?
Singh 1962	-	.96-1.22	.89-.90	1.68-3.12	.62-.89	29 Jahre
Seth 1963	1.93	0.27	0.76	2.34	0.29	33 Jahre
Sarlin 1963	-	-	-	0.62-0.78	-	?
Rozanov 1964, Puri 1959 (zit. in Rodin 1967)	0.92	0.51	0.47	0.81	0.31	?
Teak-Zweige						
Singh 1962	-	.50-.96	.62-.94	1.02-2.32	.19-.36	29 Jahre
Teak-Stammholz						
Singh 1962	-	.43-.76	.32-.56	6.4-10.6	.24-.61	29 Jahre
Seth 1963	1.76	1.33	2.33	9.10	1.14	33 Jahre
Hellinga 1955	1.30	0.88	0.20	-	4.7	80 Jahre
Sarlin 1963	-	-	-	3.2-4.9	-	?

Tab.3-20: Literaturwerte über Elementgehalte von Teak-Kompartimenten

werte zu einem einzigen Kompartiments-Mittelwert vereinigt (z.B. Ca-Stammgehalte der Teak-Plantagen, s. Tab. 3-18), andernfalls wurden sie getrennt, d.h. parzellenweise berücksichtigt (z.B. P-Stammgehalte der Teak-Plantagen, Tab. 3-16)).

Im Naturwald unterscheiden sich die drei D2H-Straten nur bei den N- und P-Zweiggehalten sowie den Mg-Gehalten der Äste und Ca- und N-Stammgehalten. Alle übrigen Baumkompartimente weisen statistisch gleiche Gehalte über die Straten hinweg auf.

Organische Auflage: Für die Teak-Parzellen reichte das Probenmaterial aus für einen Vergleich der Parzellenstichproben (Test auf Gleichheit nach Kruskal-Wallis bei 4 Wiederholungen/Parzelle). Bei N und Ca bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Parzellen, alle übrigen Teakstreu-Gehalte unterscheiden sich. Die Streugehalte der Sekundärwaldparzellen sind nicht unterscheidbar, doch basiert diese Aussage auf nur 2 Mischproben/Parzelle.

Ergebnisse :

Es wurde zunächst versucht, die gefundenen Nährstoffgehalte über Korrelationsberechnungen zu den Bodenvorräten und der Baumgröße (D2H, DBH) in Zusammenhang zu stellen, wobei eingeräumt werden muß, das dieses Vorgehen nicht unproblematisch ist, da man hiermit in Wirklichkeit miteinander verknüpft wirkende Faktoren (Boden, Baumart, Licht, Jahreszeit) nicht komplex erfassen kann. Deshalb sind die errechneten Korrelationskoeffizienten (nur signifikante Koeffizienten wurden in die Betrachtung einbezogen) mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren:

Die Blattgehalte der Naturwald- und Sekundärwaldbäume zeigen keinerlei Abhängigkeit zur Baumgröße. Hingegen besteht bei den Teak-Blättern eine signifikant positive Korrelation zwischen Ca-Blattgehalten und BHD sowie eine negative Korrelation zwischen P- bzw. K-Blattgehalten und BHD.

Häufig nehmen die Gehalte anderer Kompartimente mit zunehmender Baumgröße ab: die N-Gehalte in Zweigen und Stämmen in Natur- und Sekundärwald korrelieren negativ mit den D2H-Werten. Das Gleiche gilt für die P-Gehalte (Stämme Sekundär-

wald) und K-Gehalte (Zweige von Teak und Sekundärwald, Stämme/Sekundärwald). Ursache für die Gehaltsabnahme in großen Stämmen ist die Aufweitung im Holz/Rinde-Verhältnis bei zunehmender Baumgröße.

Was den Einfluß des Bodens auf die Kompartiment-Gehalte betrifft, zeigt sich für die Sekundärwald-Bäume bis auf Mg (positiv korreliert zum Mg-Bodenvorrat) völlige Unabhängigkeit von den Bodenvorräten. Die Gehalte der Naturwaldblätter werden ebenfalls nicht durch die Höhe der Bodenvorräte bzw. den Tongehalt beeinflusst. Die P- und K-Gehalte der Teak-Blätter nehmen mit zunehmenden Bodenvorräten und Tongehalt ab, die Ca- bzw. Mg-Blattgehalte von Teak sind hingegen positiv korreliert mit den Ca- bzw. Mg-Bodenvorräten sowie dem Tongehalt. Hinsichtlich der Ca-Blattgehalte von Teak steht dies in Widerspruch zu den Schlußfolgerungen von Bhatia (1955), der keinen Zusammenhang zwischen Ca-Blattgehalten und Ca-Bodengehalten bzw. Boden-pH-Werten herstellen konnte. Es scheinen innerhalb der Wuchperiode mit der Zeit die Ca-Spiegel der Teakblätter zuzunehmen und ihre N-Gehalte abzunehmen (Bhatia 1955, Puri u. Gupta 1954). Diese Beobachtung stimmt mit Erfahrungen aus den gemäßigten Breiten überein (s. Fiedler 1973).

Für die Teak-Stammgehalte verläuft die Beziehung zu den Bodenvorräten durchweg negativ, d.h. auf den vorratsärmeren Böden sind die Stammgehalte höher. Tongehalt einerseits und N-, P-, Ca- und Mg-Gehalte andererseits sind hier ebenfalls signifikant negativ korreliert.

Von Bedeutung für spätere Betrachtungen (s. Kap. 6.1) ist die Frage der Abhängigkeit zwischen Stammgehalten und Baumgröße (BHD) in den Teak-Plantagen. Hier ergeben sich signifikant negative Korrelationskoeffizienten für die P-, K- und Mg-Gehalte, worin sich die Aufweitung des Holz/Rinde Verhältnisses mit zunehmendem BHD niederschlägt (da die Stammgehalte an Stammscheiben incl. Rinde bestimmt wurden). Für die N-Stammgehalte ist diese Beziehung ebenfalls negativ, allerdings nur auf 25%-Niveau abgesichert. Der niedrige Korrelationskoeffizient von $R = -0.06$ für den Ca-Stammgehalt deutet darauf hin, daß trotz weitem Holz/Rinde Verhältnis in dickeren Stämmen der Ca-Spiegel nicht verändert wird, demnach auch das Teak-Holz

selbst einen Speicher für Ca bildet.

Im Vergleich der Kompartimente untereinander ergibt sich die übliche Abnahme der Nährstoffkonzentration von den Blättern über Zweige, Äste zum Stamm hin.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die Naturwald-Blattgehalte trotz der Heterogenität des Probenmaterials (9 versch. Baumarten aus unterschiedlichster soziologischer Stellung) nur wenig variieren. Desweiteren ist die insgesamt sehr gute Bioelement-Versorgung der Blätter bemerkenswert: verglichen mit bislang publizierten Daten anderer Tropenwälder (Übersichten geben Stark 1971, Klinge 1976, Grubb 1977) liegen die Caparo-Blattwerte mit an der Spitze.

Vergleicht man die drei untersuchten Waldtypen untereinander, übertreffen die Blattgehalte der Sekundärwald-Bäume deutlich die Gehalte der Naturwald- und Teakbäume. Die Teakblätter wiederum haben höhere P-Gehalte und niedrigere N- und Mg-Gehalte als die Naturwald-Bäume.

Blatt-Gehalte anderer Bioelemente in Teak:

Bei allen Erntebäumen von 3 Teakparzellen (Parz. 8, 9, 10) wurden ferner die Blattgehalte der Elemente Si, Na, Mn, Fe und Al bestimmt. Obwohl im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter auf diese Elemente eingegangen wird, sollen diese der Vollständigkeit halber hier aufgeführt werden:

Parzelle	Si	Na	Mn	Fe	Al	statist. Größe
8	9.072	0.0240	0.0655	0.1748	0.1465	\bar{x}
	0.529	0.0015	0.0057	0.0193	0.0216	$s_{\bar{x}}$
	6	6	6	6	6	n
9	8.8033	0.0385	0.0840	0.3909	0.2623	\bar{x}
	0.7308	0.0116	0.0088	0.2054	0.1071	$s_{\bar{x}}$
	6	6	6	6	6	n
10	10.3500	0.0215	0.0731	0.1460	0.1119	\bar{x}
	0.8565	0.0018	0.0107	0.0321	0.0232	$s_{\bar{x}}$
	5	5	5	5	5	n

Tab.3-21: Konzentration von Mikronährstoffen in Teak-Blättern (in mg/g OTM)

Änderungen im Elementgehalt von Teak-Blättern mit der Kronenposition:

In den gleichen 3 Teak-Parzellen wurden von einem Erntebaum/Parzelle jeweils 5 Blätter gutachtlich aus den drei verschiedenen Kronenbereichen (unten,Mitte,oben) entnommen und ihr Nährstoffgehalt in Abhängigkeit von der Kronenposition bestimmt (Tab. 3-22).

Obwohl die Gehaltsunterschiede zwischen den verschiedenen Kronenbereichen für keines der untersuchten Elemente statistisch absicherbar sind (Kruskal-Wallis-Test), ist doch der basipetale Anstieg der stoffwechselinaktiven Elemente Si, Ca und Al tendenziell sichtbar. Die Gehalte der am Chlorophyllaufbau beteiligten Elemente Fe und Mg nehmen ebenfalls zum unteren Kronenbereich hin zu. Die kontinuierliche K-Zunahme zur Kronenspitze deutet auf die mit zunehmendem Lichtgenuß ansteigende Stoffwechselintensität.

Kronenposition	N	P	K	Ca	Mg	Si	Na	Mn	Fe	Al	
oberes Drittel	19.707	2.970	16.400	9.343	2.637	4.6833	0.0291	0.0740	0.1303	0.0931	\bar{x}
	1.161	0.343	2.858	1.845	0.544	0.8860	0.0049	0.0081	0.0444	0.0375	$s_{\bar{x}}$
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	n
mittleres Drittel	21.957	2.670	13.967	9.943	2.880	5.3033	0.0244	0.0780	0.1424	0.0749	\bar{x}
	0.896	0.193	0.333	0.788	0.440	0.5235	0.0014	0.0152	0.0553	0.0331	$s_{\bar{x}}$
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	n
unteres Drittel	20.780	2.960	11.500	11.657	3.247	8.3633	0.0285	0.0946	0.3384	0.2319	\bar{x}
	1.519	0.584	0.777	1.094	0.308	2.0167	0.0024	0.0158	0.1200	0.0819	$s_{\bar{x}}$
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	n

Tab.3-22: Änderung des Nährstoffgehaltes von Teak-Blättern mit der Kronenposition (Angaben in mg/g OTM)

Organische Auflage :

Die mittlere chemische Zusammensetzung der organischen Auflage ist im Gegensatz zu ihrer Biomasse recht genau bestimmbar, die Standardfehler des Mittelwertes aus den einzelnen Flächenproben liegen nur selten über 10%. Bei den vorliegenden optimalen Zersetzungsbedingungen während der Regenzeit ist mit einem sehr raschen Absinken der Streu-Gehalte nach Einsetzen der ersten Regen zu rechnen. Die Tatsache, daß die Streuproben der einzelnen Parzellen innerhalb mehrerer Monate (Mai bis Juni, Parz. 11 und 14 erst im September) genommen wurden, erschwerte deshalb einen Parzellen- und Literaturvergleich. So gibt Egunjobi (1974) den Zeitraum, innerhalb dessen die Streu natürlicher Mischbestände und Teak-Plantagen in Westafrika vollständig mineralisiert mit 6 Monaten an. Eine während der ersten Regenzeit-Wochen sehr rasche Abnahme der Streugehalte haben auch Lambert u.a. (1980) in einem regengrünen Wald in Belize festgestellt.

Die Zersetzbarkeit der Teak-Streu ist an Hand der in Tab.3-15 aufgeführten C/N-Verhältnisse als sehr gut bis gut zu bewerten. Ihr C/N-Verhältnis von durchschnittlich 29 liegt nicht wesentlich über dem der Naturwald-Streu (C/N=19). Für die gute Zersetzbarkeit der Teak-Streu sprechen indirekt auch die in Tab. 3-12 aufgeführten Trockenmassen der organischen Auflage der Teak-Parzellen : Der Durchschnittswert der organ. Auflage in den Teak-Parzellen Nr.11 und Nr.14 beträgt 4.8t/ha (gemessen im September 1977, also zweite Hälfte der Regenzeit), wohingegen die organische Auflage der restlichen 6

Teak-Parzellen 23.6t/ha (gemessen Mai-Juni 1977, also zu Beginn der Regenzeit) beträgt. Maheut u.a.(1960) bestätigen über die Messung der CO₂-Freisetzung aus Teak-Streu junger Plantagen deren leichte Zersetzbarkeit.

Die auf den gleichen Standorten von Franco (1979) am Ende der Trockenzeit gemessenen Streugehalte des Naturwaldes liegen für alle Elemente höher als die in dieser Arbeit gefundenen Werte (s.Tab.3-23).

Komp.	N	P	K	Ca	Mg	Autor	Entnahmeterrin
Blätter	25.4 [±] 1.0	1.46 [±] 0.17	15.20 [±] 1.3	15.0 [±] 1.2	4.77 [±] 0.6	Diese Arbeit	Juni - Okt. 1978
Streu	15.7	1.51	6.72	22.7	4.28	Franco 1979	März 1976 (Ende der Trockenzeit)
Streu	14.6 [±] 0.27	1.022 [±] 0.05	2.11 [±] 0.09	18.99 [±] 1.3	3.20 [±] 0.09	Diese Arbeit	April 1978 (Beginn der Regenzeit)

Tab.3-23: Veränderung der Streugehalte im Naturwald mit der Jahreszeit (Gehalte in mg/g OTM)

Besonders die leicht mobilisierbaren, weil nicht organisch gebundenen K-Ionen werden demnach sehr rasch aus der Streu abgeführt, sobald erst einmal die Niederschläge eingesetzt haben (Heal 1978). Die hohe Mobilität der K-Ionen bestätigt auch ein Vergleich zwischen Blatt- und Streugehalten, wonach für das Kalium die größten Unterschiede bestehen (s.a. Fölster u.a. 1976).

Verglichen mit den Werten von Natur- und Sekundärwald fallen die recht niedrigen Gehalte der Teakstreu auf.

3.3. Berechnung der oberirdischen Elementvorräte

Grundsätzlich läßt sich der Elementvorrat der Vegetationskompartimente pro Fläche herleiten auf zwei Wegen:

- indem zunächst der Elementvorrat/Probbaum aus der Biomasse/Probbaum und dem Probbaum-Elementgehalt berechnet und danach durch entsprechende Verknüpfung mit den Inventurdaten der Flächenbezug hergestellt wird (Pavlov 1972, De las Salas 1973).

- Die andere Möglichkeit besteht darin, zunächst den Flächenbezug für die Biomasse herzustellen und anschließend die Flächenbiomasse mit der mittleren Elementkonzentration des Kompartimentes zu multiplizieren.

Eine Fehlerrechnung ist für beide Ansätze möglich, der Fehlerrahmen dürfte für beide Methoden gleich sein.

Da bereits auf beide Vorratskomponenten (Flächenbiomasse und Gehalts-Mittelwerte) in den Kap. 3.1 und 3.2 getrennt eingegangen wurde, wurde hier das zweite Berechnungsverfahren verwendet. Der mittlere Bioelementvorrat pro ha mit zugehörigem Standardfehler wurde berechnet unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung (s. Sachs 1978, S.77).

Genauigkeit der Ergebnisse :

Im Prinzip gilt für die Genauigkeit der errechneten Elementvorräte bereits das in Kap.3.1.4.3 Gesagte über die Genauigkeit der Biomasse, da in den Fehlerrahmen der Elementvorräte die Biomassefehler entsprechend eingehen.

Bei der Vorratsberechnung über die zwei Mittelstämme der Teak-Plantagen wurden die Elementgehalte aller Probestämme zu Grunde gelegt. Bei konsequenter Anwendung dieses Verfahrens hätten jedoch nur die Gehalte der jeweils 2 Probestämme/Parzelle in die Berechnung eingehen müssen. Hierdurch würde der Fehlerrahmen dieses Verfahrens noch weiter ausgedehnt als in Tab.3-24 aufgeführt.

Die Fehler der Elementvorräte liegen für den Naturwald zwischen 5% und 15% des Mittelwertes, für die Teak-Plantagen und Sekundärwald-Parzellen ist die Genauigkeit entsprechend ihrer größeren Homogenität noch etwas höher, i.d. Regel liegt hier der Fehler nicht über 10%.

Leider fehlen in der Literatur Angaben über den Fehlerrahmen derartiger Vorratsberechnungen fast immer. Für die von Greenland, Kowal (1960) berechneten Elementvorräte bewegt sich der Schätzfehler in der gleichen Größenordnung (um 10%). Da diese Autoren ein Vollernteverfahren zur Vorratsbestimmung anwendeten, umfaßt der von ihnen angegebene Fehler allerdings nur Meßfehler, nicht jedoch einen statistischen Fehler.

Ergebnisse :

Verglichen mit anderen Tropenwäldern gehört der hier untersuchte Banco-Hochwald zu den vorratsreichsten: besonders die P-,K-,Ca- und Mg-Vorräte der Vegetation sind überdurchschnittlich hoch und werden nur von in Panama (Golley 1975) untersuchten Regenwäldern übertroffen (eine Übersicht über Vorräte trop. Wälder findet sich bei Steinhardt 1979). Steinhardt (1979) kommt für den stehenden Bestand eines Wolkenwaldes in ebenfalls Venezuela auf nur halb so hohe Elementvorräte, bei Einbeziehung der Streu-Vorräte sind die Unterschiede zu den Caparo-Vorräten allerdings geringer.

Besonders auffällig sind die mit über 3t/ha sehr hohen Ca-Vorräte der Naturwaldvegetation: davon sind etwa 1/3 (=1,1 t/ha) allein im Stammholz des oberen D2H-Stratums (Saquisaqui) lokalisiert. In diesem Zusammenhang sei auch auf die hohen Ca-Stammgehalte (Tab.3-18) dieser Bäume hingewiesen, die sich offenbar über die Ca-Einlagerung in das Stammholz eines Ca-Überschusses "entledigen".

Im Vergleich zu den Teak- und Sekundärbeständen fallen die relativ niedrigen K-Vorräte der Naturwald-Vegetation auf: danach beträgt das Verhältnis $K\text{-Vorrat}/(N+P+Mg)\text{-Vorrat}$ für den Naturwald 0.72, für die Teak-Plantagen im Mittel 0.89 (Spannweite 0.8 - 1.03) und in den Sekundärwald-Parzellen 1.33 (Spannweite 1.17-1.48). Wegen der Bedeutung der K-Ionen für die Eiweißsynthese (s. Fiedler u.a. 1973) könnte man diesen im Vergleich zu den Teak- und Sekundärbeständen relativ niedrigen K-Vorrat des Naturwaldes interpretieren als Indikator für die bei diesem niedrigere, mehr in Richtung eines "steady state" verschobene Biomasse-Produktionsrate.

Die Vegetationsvorräte der Teak- u. Sekundärbestände (Parz.7-20) sind wie die Biomassen (Tab.3-14) abhängig vom Alter, aber auch vom Tongehalt des Oberbodens (0-10cm). Hingegen tritt der Einfluß des Tongehaltes tieferer Bodenbereiche zurück.

N		P		K		Ca		Mg		PARZELLE
\bar{y}	$s_{\bar{y}}$									
2170	-	347	-	1776	-	3311	-	363	-	1
137	-	9	-	20	-	179	-	30	-	2
2287	-	368	-	1892	-	3592	-	384	-	
143	-	10	-	21	-	186	-	31	-	
2269	-	366	-	1893	-	3587	-	383	-	3
108	-	7	-	16	-	141	-	24	-	
2078	-	331	-	1723	-	3234	-	351	-	4
174	-	12	-	25	-	226	-	38	-	
2192	-	349	-	1671	-	3101	-	348	-	5
119	-	8	-	17	-	156	-	26	-	
1805	-	278	-	1452	-	2595	-	304	-	6
137	-	9	-	20	-	179	-	30	-	
1984	271	291	42	1821	178	3377	284	313	23	1-6
137	8	10	1	20	1	178	15	30	2	
740	172	303	70	1237	282	1282	304	273	61	7
90	6	11	1	23	2	136	14	26	1	
446	24	54	3	521	44	437	29	104	10	8
318	172	26	14	57	31	479	263	64	35	
170	9	64	5	229	14	175	11	49	2	9
235	108	26	12	43	20	355	166	43	20	
231	8	51	6	290	28	263	15	56	3	10
210	55	23	6	48	13	318	86	42	11	
362	17	59	7	439	46	486	26	98	5	11
31	6	4	1	7	1	46	10	6	1	
109	14	33	3	163	18	92	10	25	3	12
116	17	12	2	220	30	175	28	27	4	
118	18	40	5	190	25	99	12	29	3	13
114	19	14	2	34	7	172	31	21	4	
249	31	96	10	388	37	360	35	81	6	14
42	7	6	1	11	2	64	11	9	2	
100	11	17	2	97	11	51	9	15	2	15
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
380	30	79	7	686	54	414	41	97	5	17
116	26	10	2	20	5	142	33	27	6	
303	34	77	8	666	60	295	24	87	7	18
215	87	18	7	38	15	262	107	49	20	
261	23	70	8	606	62	264	26	78	7	19
136	7	12	1	24	2	166	14	31	3	
284	27	50	6	459	51	246	30	59	6	20
129	10	11	1	23	2	158	16	29	3	

obere Zahl : Elementvorrat der Vegetation ohne org. Auflage

untere Zahl: Elementvorrat der organ. Auflage

Vorräte Parz. 1- 6: basieren auf Biomasseschätzung über Regression

Vorräte Parz. 1- 6 (Mittelwert): Mittelwert aus Biomasseschätzung über Regression u. strat. Zufallstichpr.

Vorräte Parz. 7: basieren auf Biomasseschätzung über Höhen adl. Mittelstämme.

Vorräte Parz. 8-15: Mittelwerte aus Biomasseschätzung über Regression u. strat. Stichprobe, Fehlerangabe bezieht sich nur auf Fehler aus der Regressionsschätzung.

Tab.3-24: Vegetationsvorräte (\bar{y}) der Untersuchungsparzellen (in kg/ha; $s_{\bar{y}}$ = Standardfehler des Vegetationsvorrates \bar{y})

N	P	K	Ca	Mg	korrelativer Bezug
0.83**	0.67**	0.79**	0.76**	0.79**	Alter
0.54*	0.40	0.64*	0.53	0.55*	Tongehalt(0-10cm)
0.28	0.19	0.40	0.31	0.31	Tongehalt(10-30cm)
0.12	0.06	0.19	0.08	0.09	Tongehalt(30-100cm)

Tab.3-25: Korrelationskoeffizienten für die Beziehung Vegetationsvorrat-Bestandesalter bzw. Tongehalt (Teak-u.Sekundärbestände, Parz.7-20)

4. Bestimmung der Bodenvorräte

4.1. Methodik der Bodenprobenahme

Unterschieden wurden die Kompartimente bzw. Tiefenzonen "organische Auflage", 0-10cm, 10-30cm, 30-50cm, 50-70cm und 70-100cm Bodentiefe. Für jede Tiefenzone erfolgte die getrennte Probenahme, wobei die organ. Auflage als Flächenprobe innerhalb eines 25cmx25cm Rahmens gewonnen wurde. Diese besteht im Wesentlichen aus der Streu (OL) des gleichen Jahres und wurde demzufolge nicht weiter unterteilt. Die Bodenproben in 0-10cm wurden mit einem 10cm Stechzylinder, die anderen Tiefenstufen mit einem Schlagbohrer (Pürckhauer) genommen.

Aus 4 systematisch verteilten Einzelproben längs der beiden Parzellendiagonalen wurde jeweils eine Mischprobe hergestellt. Für jede Parzelle lagen somit immer 2 Mischproben (=2x4 Einzelproben) je Tiefe bzw. für die organische Auflage vor (Ausnahme: Teakparzellen mit 4 Mischproben/Parzelle für die org. Auflage).

Zur Reduzierung des Analysenaufwandes wurden später noch einmal für eine der beiden Mischproben/Parzelle die Tiefenstufen 30-50cm, 50-70cm und 70-100cm verhältnismäßig vereint. Bei der statistischen Verrechnung der Analyseergebnisse wurde deshalb lediglich zwischen den Tiefen 0-10cm, 10-30cm und 30-100cm unterschieden, dafür mußten die Werte entsprechend dem von ihnen repräsentierten Tiefenbereich gewichtet werden.

Pro Parzelle und Tiefe wurde das Trockenraumgewicht (TRD) an Hand von jeweils zwei 500cm³-Stechzylinderproben (aus einer Profilgrube entnommen) bestimmt.

Die Berechnung der Bodenvorräte erfolgte analog der Berechnung der Vegetationsvorräte unter Berücksichtigung der Streuungen von Bodengehalten und TRD nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz (Sachs 1978). In den Vorrats-Mittelwert der sechs Naturwaldparzellen (s. Tab. 4-1, Spalte "1-6") gingen ferner noch 18 TRD-Werte ein, die von Hetsch (1979) und Franco (1979) ebenfalls unter Banco-Hochwald ermittelt wurden.

Die Beschreibung der verwendeten chemischen Analysemethoden

ist im Anhang A-1 enthalten.

Der in Tab.4-1 angegebene Vorratsfehler soll in erster Linie größenordnungsmäßig verstanden werden, da die Vorratsberechnungen auf nur zwei Mischproben/Tiefe/Parzelle basieren. Lediglich für den Mittelwert aus den 6 Naturwald-Parzellen ist der Fehlerrahmen statistisch zuverlässiger. Hier entspricht er mit maximal 10% dem Fehlerrahmen der Vegetationsvorräte.

Die Ca-, teilweise auch die Mg-Vorräte streuen häufig über ein tolerables Maß hinaus und stehen in keinem erklärbaren Zusammenhang zu anderen Faktoren (1).

4.2. Ergebnisse

Die ermittelten AKe-Werte von 2-4 mmol IÄ/100 Gr Boden bei Tongehalten von 10-20% lassen auf einen hohen Anteil an Dreischicht-Tonmineralen schließen und kennzeichnen damit den nur mäßigen Verwitterungsgrad dieser jungalluvialen Böden. Im Profil nimmt die AKe mehr (Parz. 8,9,13,20) oder weniger (Parz. 2,4,11) stark nach unten hin ab als Folge des nach unten sinkenden Humusgehaltes und des pH-Tiefengradienten.

Dieser pH-Tiefengradient von etwa 1 innerhalb des Profils ist deutlich ausgeprägt in den Teak-Böden und auch Parzelle 20, wohingegen die Naturwald-Böden geringere Unterschiede aufweisen. Die höchsten pH-Werte im Oberboden sind dabei in den tonärmeren Böden zu beobachten.

Ein derartiger, in tropischen Böden häufig beobachtbarer pH-Gradient wird in der Literatur (UNESCO 1978, S.262) durch den bio-geochemischen Nährstoffkreislauf der Vegetation, also einen Netto-Eintrag basischer Kationen aus Bestandesstreu und Bestandes-Niederschlag, gedeutet. Gezielte Untersuchungen hierüber stehen noch aus. Allerdings steht hinter

1) Lambert u.a.(1980) beobachteten sehr hohe Ca-Konzentrationen sowie deren hohe räumliche Variabilität in der organ. Auflage eines saisonalen Trockenwaldes in Zentralamerika. Nach seiner Vermutung führt die hohe Evapotranspiration zu Beginn der Trockenzeit zur Bildung von Karbonat-Konkretionen im Grenzraum Boden-Organische Auflage.

der hier offenbar negativen pH-Abhängigkeit zum Tongehalt (2) vermutlich ein in der pH-Messung selbst begründeter Effekt: Da hier potentielle ,d.h. in einer CaCl₂-Lösung gemessene Werte vorliegen, umschließen diese ebenfalls die aus Al(OH)₃-Hydrolyse generierten Protonen. Der hier gemessene pH-Wert ist somit auch beeinflusst von der absoluten Menge adsorbierter Al-Hydroxide, d.h. vom Tongehalt. Dieser Effekt dokumentiert sich dann in artifiziell niedrigen pH-Werten der tonreicheren Böden.

Die Sonderstellung des Bodens von Parzelle 7 wird an Hand der Bodendaten erneut deutlich: durch seine Lage unmittelbar am Fluß ist dieser Standort grundwasserbeeinflusst und verbleibt selbst im Unterboden im Übergang Silikat-/Karbonat-Pufferbereich.

Bodenvorräte im Naturwald :

Im Vergleich zu Literaturdaten (s. Tab. 4-2) zeichnen sich die Banco-Böden vor allem durch ihre hohen Ca-, Mg- und P-Vorräte aus, insgesamt kann ihr Nährstoff-Budget als ausgeglichen und hoch bezeichnet werden, das enge C/N-Verhältnis ist dabei nicht untypisch für Böden des tropischen Tieflandes (Hetsch 1976).

Für die Beurteilung des P-Vorrats ist jedoch eher der Anteil an pflanzenverfügbar gebundenem Phosphor (P_{mob}) als der Gesamt-P-Vorrat von Interesse. Deshalb wurde an einigen Proben eine P-Fraktionierung durchgeführt, deren Ergebnisse im Anhang A-6 enthalten sind. Aus diesen Daten zeigt sich, daß etwa die Hälfte des P-Vorrats als occludierter Phosphor in nicht verfügbarer Form festgelegt ist. Dabei charakterisiert der Tiefenverlauf des P_{mob} die noch junge Bodenentwicklung, da sich kaum Anzeichen einer biogenen Umverteilung (oberflächennahe Akkumulation) erkennen lassen.

2) Korrelationsberechnungen zwischen Tongehalt und pH-Wert ergaben für die drei Tiefenstufen 0-10cm, 10-30cm und 30-100cm der Teak- und Sekundärwaldböden Korrelationskoeffizienten von $R = -0.55$, $R = -0.48$ und $R = -0.51$

Im Vergleich der Bodenvorräte innerhalb des Banco selbst besteht ein Trend der Vorratzzunahme mit dem Tongehalt: die Korrelationskoeffizienten zwischen mittlerem Tongehalt (0-100cm) und Vorräten (0-100cm) betragen für das Kollektiv der 6 Naturwald-Parzellen $R=0.38$ (C-Vorräte), $R=0.36$ (K-Vorräte) und $R=0.53$ (Mg-Vorräte). Bei den N- und Ca-Vorräten ist der Zusammenhang loser.

Zur Beurteilung obiger Korrelationen sei noch folgendes angemerkt:

Die Texturbestimmung erfolgte pro Parzelle jeweils nur an einer Mischprobe, die Vorratsberechnung hingegen basiert auf 2 Mischproben pro Parzelle (s.oben), wovon eine dieser Mischproben die Texturprobe einschließt. Angesichts des kleinräumigen Texturwechsels ist es nicht auszuschließen, daß die Texturprobe einen anderen Parzellenabschnitt repräsentiert im Vergleich zu den der Vorratsberechnung zu Grunde gelegten Proben. Innerhalb der hier mit den 6 Parzellen abgedeckten relativ geringen Unterschiede im Tongehalt (von 8%-16%) kann deshalb ein solcher Einfluß den Nachweis abschwächen.

Deutlicher läßt sich die Abhängigkeit zwischen Bodenvorräten und Textur deshalb demonstrieren durch den Vergleich der in Kap.5.3.2.3 aufgeführten Bodenvorräte für die 1S-Parzellen des Kahlschlagversuchs (s.Tab.5-4) mit denen für die uL-Parzellen. Diese Unterschiede können gleichzeitig die mögliche Bodenheterogenität innerhalb kürzester Entfernung (s.Abb.5-2) veranschaulichen, denn diese Kahlschlagparzellen liegen nicht mehr als 20m voneinander entfernt.

Auch in Tab.4-2 wird aus den von Franco(1979) berechneten Bodenvorräten für einen sandigen Banco-Standort und einen Sub-banco-Bajio-Standort der Vorratsunterschied in Zusammenhang zur Textur deutlich.

Teak-und Sekundärwald :

Im Vergleich zu den Naturwaldböden sind diese Böden deutlich reicher an austauschbaren Kationen als Folge des mit der Brandrodung des Naturwaldes verbundenen Düngungseffektes:

Läßt man Parzelle 7 wegen ihrer Sonderstellung außer Betracht, so beträgt der mittlere K-Vorrat (Parzellen 8-20) 1058kg K/ha, der Ca-Vorrat 4309kg/ha und der Mg-Vorrat 1256kg/ha (Bezugstiefe aller Bodenvorräte ist 1m). Demgegenüber liegen die K-Vorräte des Naturwaldbodens um durchschnittlich -350kg K/ha, -1452kg Ca/ha und -531kg Mg/ha niedriger als bei den Teak- und Sekundärwäldern. Auch die C- bzw. N-Bodenvorräte sind im Mittel bei den Zweitbeständen um 7t/ha bzw. 1t/ha höher.

Wegen der aus der geringen Parzellengröße resultierenden größeren Bodenhomogenität innerhalb der Parzellen äußert sich der bereits oben erwähnte Zusammenhang zwischen Tongehalt und Bodenvorräten für die Teak-Böden (Parz. 8-16) deutlicher über entsprechend höhere Korrelationskoeffizienten:

korrelierte Größe	C	N	P	K	Ca	Mg
	Bodenvorräte in kg/ha (0-100cm)					
Tongehalt (0-100cm)	0.41	0.83**	0.46	0.40	0.51	0.75**
Alter d. Plantage	-0.03	0.17	0.04	-0.19	0.05	-0.17

Bei gleichzeitiger Berücksichtigung (multiple Regressionen) des Einflusses von Tongehalt und Plantagenalter auf die Bodenvorräte ergibt sich für die N- und Mg-Bodenvorräte ein signifikanter positiver Einfluß des Tongehaltes. Alle anderen Regressionskoeffizienten, d.h. also auch ein Altereinfluß, sind nicht absicherbar.

Diese Schwierigkeit, den Einfluß des Bestandesalters auf die Bodenvorräte nachzuweisen, ist wohl primär in den im Vergleich zu den Bodenvorräten sehr niedrigen Vegetationsvorräten begründet (der Anteil der P-, Ca- und Mg-Vegetationsvorräte an den Gesamt-vorräten beträgt weniger als 10%, bei den K-Vorräten ist dieser Anteil mit 10-40% etwas höher). Auch ist die Menge an Nährstoffen, die durch die Naturwald-Rodung den Böden der Folgebestände zugeführt worden sind, für jede einzelne Parzelle weder identisch noch bekannt. Dadurch wird die Meßbarkeit des Einflusses von Tongehalt und Bestandesalter auf die Bodenvorräte zusätzlich herabgesetzt.

Immerhin deutet sich trendmäßig die Abnahme der Bodenvorräte

von P,K,Ca und Mg mit dem Älterwerden der Bestände an (negative Regressionskoeffizienten): Dies steht in Zusammenhang mit der altersbedingten Zunahme der Vegetationsvorräte. Für P,K und Ca stimmt zudem die Abnahme der Bodenvorräte größenordnungsmäßig mit der Alters-Zunahme der Vegetationsvorräte überein. Der Mg-Bodenvorrat nimmt jedoch stärker ab, als es der Zunahme der Vegetationsvorräte entspricht.

	Tiefe	NATURWALD							
		1	2	3	4	5	6	1-6	
Tongehalt %	0- 10	8,8	8,8	5,2	8,8	9,2	15,2	9,3	
	10- 30	10,0	13,2	7,6	12,0	14,4	18,0	12,0	
	30-100	10,2	13,5	8,2	13,5	15,2	15,8	13,2	
pH-Wert (CaCl ₂)	0- 10	4,38	4,20	5,20	4,23	4,63	4,69	4,55	
	10- 30	4,25	4,15	4,50	4,13	4,35	4,31	4,28	
	30-100	4,24	4,15	4,32	4,18	4,17	3,97	4,17	
Ake umol IÄ/g	0- 10	42,1	34,6	70,2	32,9	42,4	66,4	48,1	
	10- 30	21,0	27,9	24,9	25,0	28,5	34,1	28,5	
	30-100	29,2	37,8	23,4	26,4	26,3	34,8	27,9	
Basensät- tigung (K,Ca,Mg)	0- 10	71,6	58,6	96,4	74,8	84,9	95,1	82,3	
	10- 30	70,4	35,5	60,9	32,9	56,6	72,3	51,5	
	30-100	42,5	23,5	57,9	32,4	33,1	46,1	36,9	
C-Vorrat t/ha	0-100	64,7 ¹	60,6 ¹	58,6 ¹	54,5 ¹	54,0 ¹	78,9 ¹	61,6	\bar{x}
		0,5	1,7 ¹	3,8 ¹	2,6 ¹	3,4 ¹	2,5 ¹	2,4	s_x
N _t -Vorrat t/ha	0-100	7,3 ¹	6,5 ¹	6,0 ¹	5,6 ¹	5,9 ¹	6,9 ¹	6,4	\bar{x}
		0,2	0,1 ¹	0,2 ¹	1,1 ¹	0,5 ¹	1,2 ¹	0,3	s_x
P _t -Vorrat kg/ha	0-100	6644 ¹	4751 ¹	4177 ¹	4121 ¹	4393 ¹	4605 ¹	4736	\bar{x}
		229 ¹	176 ¹	64 ¹	613 ¹	409 ¹	749 ¹	172	s_x
K _a -Vorrat kg/ha	0-100	715 ¹	867 ¹	628 ¹	655 ¹	590 ¹	816 ¹	708	\bar{x}
		34 ¹	62 ¹	59 ¹	4 ¹	47 ¹	45 ¹	23	s_x
Ca _a -Vorrat kg/ha	0-100	2926 ¹	1628 ¹	3118 ¹	1629 ¹	2296 ¹	3949 ¹	2857	\bar{x}
		484 ¹	9	950 ¹	241 ¹	696 ¹	179 ¹	219	s_x
Mg _a -Vorrat kg/ha	0-100	790 ¹	543 ¹	548 ¹	525 ¹	569 ¹	1428 ¹	725	\bar{x}
		158 ¹	6 ¹	63 ¹	82 ¹	91 ¹	129 ¹	57	s_x

¹ = Standardabweichung ohne Berücksichtigung des TRD-Fehlers

Tab.4-1: Nährstoffvorräte und bodenchemische
Kenndaten der Parzellenböden

	Tiefe	TEAK-PARZELLEN										SEKUNDÄRWALD				
		7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Tongehalt %	0- 10	12.0	8.4	4.4	5.2	14.8	7.6	5.6	11.6	5.6	6.0	14.4	10.0	14.0	4.8	
	10- 30	11.6	6.7	4.4	8.4	21.2	8.0	10.4	16.8	7.6	9.2	15.6	13.6	17.2	5.6	
	30-100	6.3	10.4	6.8	7.9	20.5	7.7	8.1	19.8	8.1	8.8	16.7	14.8	16.5	4.5	
pH-Wert (CaCl ₂)	0- 10	6.02	5.75	5.02	5.28	4.78	5.24	5.78	4.86	5.59	5.19	4.45	4.50	4.56	6.28	
	10- 30	5.79	4.54	4.49	4.57	4.08	4.30	4.38	4.15	5.01	4.19	4.08	4.18	4.10	5.03	
	30-100	5.78	4.28	4.27	4.15	3.96	4.41	4.10	4.04	4.24	4.14	4.03	4.15	4.06	4.46	
Ake umol l/ä/g	0- 10	145.3	95.6	55.2	89.6	65.9	46.5	54.0	75.6	76.9	59.2	60.5	61.8	57.8	102.2	
	10- 30	84.6	32.6	22.8	35.4	49.4	19.6	22.7	55.9	80.3	32.7	49.6	39.6	40.7	33.3	
	30-100	61.8	30.1	19.2	49.8	49.4	17.3	20.5	48.2	27.4	28.9	37.6	38.4	33.9	23.4	
Basensät- tigung (K, Ca, Mg)	0- 10	99.2	96.9	78.5	87.4	95.6	96.1	59.3	96.9	98.2	96.9	88.3	87.4	85.9	98.9	
	10- 30	98.3	70.2	60.3	28.3	60.9	57.9	67.2	77.4	96.9	64.2	52.2	59.4	45.5	83.0	
	30-100	98.9	66.9	41.1	16.8	53.9	36.0	40.0	62.6	62.6	53.8	48.9	51.4	35.4	52.9	
C _t -Vorrat t/ha	0-100	64.2	76.0	57.8	71.9	62.9	58.2	53.4	91.8	77.5	61.9	64.9	80.1	62.4	74.5	\bar{x}
		8.4	6.5	6.0	5.3	7.9	3.9	5.1	11.5	5.2	5.8	6.4	6.2	7.0	5.5	$s_{\bar{x}}$
N _t -Vorrat t/ha	0-100	6.4	7.9	6.2	7.3	9.3	5.9	5.1	9.7	7.7	6.6	7.6	7.6	6.6	6.6	\bar{x}
		0.6	0.5	0.4	0.6	0.5	0.3	0.3	1.0	0.6	0.5	0.7	0.5	0.6	0.4	$s_{\bar{x}}$
P _t -Vorrat kg/ha	0-100	5798	4178	5988	5153	5925	4412	4542	6381	6186	4099	4602	4671	5078	6236	\bar{x}
		156	159	255	272	129	128	82	579	189	97	173	216	241	511	$s_{\bar{x}}$
K _a -Vorrat kg/ha	0-100	1306	1019	769	917	1063	1028	1296	1349	1272	809	1026	1087	956	1157	\bar{x}
		69	141	62	106	49	134	173	117	39	46	42	88	70	347	$s_{\bar{x}}$
Ca _a -Vorrat kg/ha	0-100	13417	6193	2348	4850	5704	1972	2625	5988	6523	3497	3965	3774	2875	5706	\bar{x}
		1062	907	306	555	415	116	332	899	572	318	291	337	159	1399	$s_{\bar{x}}$
Mg _a -Vorrat kg/ha	0-100	3198	892	462	1215	2108	393	463	2969	2152	971	1573	1677	856	599	\bar{x}
		192	71	55	417	144	31	71	137	1222	111	126	298	59	119	$s_{\bar{x}}$

Tab.4-1: (Forts.)

Autor	C _t	N _t	P _t	K _a	Ca _a	Mg _a	Bezugs-Tiefe (cm)	Vegetation/Ort
	t/ha dm	kg/ha/dm						
Diese Arbeit	6.2	636	474	71	285	73	0-100	Hochwald
Franco 1979	8.6	850	440	42	200	43	0- 50	Hochwald/Venezuela, Tongeh.:13%
Franco 1979	11.4	1200	720	104	1190	364	0- 50	Hochwald/Venezuela, Tongeh.:26%
Taylor 1978	3.9	640	-	126	4092	1159	0-200	Hochwald/Venezuela
Steinhardt 1979	-	2510	517	86	165	40	0- 90	Wolkenwald/Venezuela
Fassbender 1979	4.3	518	72	28	56	41	0- 90	Plantage mit Pinus caribea/Venezuela
De las Salas 1973	16.0	1070	146	-	116	14	0- 50	Hochwald/Kolumbien
Klinge 1976	-	892	15	6	0	2	0-100	Regenwald/Brasilien
Golley 1975	-	-	4-11	66- 170 ¹⁾	6194 ¹⁾ 8583 ¹⁾	760 ¹⁾ 943 ¹⁾	0- 30 ¹⁾	Hochwald/Panama
Greenland 1960	14.6	1583	-	218	863	124	0- 30	40 jähr.Sek.wald/Ghana
Ulrich 1973	-	-	15	77	54	10	0- 50	Buche,120 Jahre/Solling,BRD

1) = erfaßt als Total-Vorrat

Tab.4-2: Literaturwerte über Nährstoffvorräte tropischer Böden
(Vorratsangabe ist bezogen auf 10cm Bodentiefe)

5. Veränderung der Bioelementvorräte

5.1. Struktur und Höhe der Gesamtvorräte

Die Nährstoffverteilung im Hochwald ist relativ günstig, da noch genügend große Anteile der verfügbaren Nährstoffvorräte im Boden lokalisiert sind (s.Tab.5-1), doch enthält die Vegetation mehr als 2/3 des gesamten K-Vorrats. Im Vergleich zu einem Bestand des trop. Tieflandes in Kolumbien (de las Salas 1973), einem Wolkenwald in Venezuela (Steinhardt 1979), einem Tiefland-Regenwald des Amazonas-Beckens (Klinge 1976) sowie einem 120-jährigen Buchenbestand in Mitteleuropa (Ulrich 1979) ist der hier untersuchte Banco-Naturwald vor allem durch relativ niedrige Mg-Vegetationsvorräte ausgezeichnet. Der in der organischen Auflage gespeicherte Nährstoff-Vorrat ist im Caparo-Hochwald im Gegensatz zu diesen Vergleichsbeständen vernachlässigbar. Ein geringer Unterschied besteht ferner in seinem etwas höheren N-Vegetationsanteil, sieht man von dem Extrem des brasilianischen Regenwaldes einmal ab. Die P-Vorräte zeigen eine ähnliche Verteilung in allen vier Beständen (Tab.5-2).

Am Beispiel des Caparo-Hochwaldes wird erneut deutlich, daß die Struktur der Nährstoffvorräte kein Unterscheidungsmerkmal für tropische Wälder gegenüber außertropischen Wäldern darstellt. Wie der Vergleich (Tab.5-2) zeigt, umschließt der Begriff "Tropenwald" vielmehr sehr unterschiedlich strukturierte Ökosysteme. Die häufig anzutreffende Vorstellung von der Vegetation als wichtigstem Nährstoffspeicher im tropischen Wald (z.B. UNESCO 1978, Kap.10) charakterisiert eher Tropenwälder mit regionaler Verbreitung.

Altersmäßig bedingt liegt der Schwerpunkt der Gesamtvorräte bei den Teak- und Sekundärwaldbeständen im Boden. Ein im Vergleich zu anderen Elementen relativ hoher K-Anteil ist allerdings schon wieder in der Vegetation und hier speziell im Stammholz eingebaut: so entsprechen die K-Stammholzanteile der 9- und 7-jährigen Teak-Plantagen nahezu denen des Hochwaldes.

5.2. Inventarvergleich der Parzellen

An dieser Stelle soll auf die Frage eingegangen werden, ob ein Vergleich zwischen den Parzellen-Gesamtvorräten eventuell bestehende Vorratsunterschiede aufzudecken vermag, über die die Möglichkeit von eingetretenen Nährstoffverlusten während der Begründungsphase der Zweitbestände beurteilt werden kann. Ein für den direkten Inventarvergleich gewichtiger Störfaktor ist hierbei wegen der Abhängigkeit der Bodenvorräte vom Tongehalt (s. Kap. 4.2) dessen kleinräumiger Wechsel.

Für die Gesamtvorräte des Naturwaldes läßt sich jedoch kein statistisch gesicherter Zusammenhang zum Boden-Tongehalt nachweisen. Die Gesamtvorräte ($=y$) von N, K und Mg der Teak-Plantagen und Sekundärwälder (Parz. 8-20) zeigen hingegen einen statistisch absicherbaren Einfluß des Tongehaltes ($=x$) (1):

$$\text{N-Ökosystemvorrat: } y = 5424 + 195x \quad (r = 0.71)$$

$$\text{K-Ökosystemvorrat: } y = 1117 + 33x \quad (r = 0.52)$$

$$\text{Mg-Ökosystemvorrat: } y = 33 + 116x \quad (r = 0.71)$$

Die Beziehung zwischen den Gesamtvorräten und dem Tongehalt ist in den Teak-Plantagen und Sekundärwäldern vermutlich deshalb enger als in den Naturwaldparzellen, weil in ersteren die Texturvariabilität, bedingt durch die kleinere Parzellengröße, niedriger ist.

Für die Teak- bzw. Sekundärbestände wurde auch der Einfluß des Alters auf ihre Gesamtvorräte geprüft: Die höchsten Korrelationskoeffizienten haben die N-Gesamtvorräte ($r = 0.31$) und K-Vorräte ($r = 0.5$) zum Alter, doch sind beide Koeffizienten nicht absicherbar. Deshalb wurde das Bestandesalter für den Inventarvergleich nicht gesondert berücksichtigt.

Stellt man die Gesamtvorräte des Naturwaldes den Gesamtvorrä-

1) Parzelle Nr. 7 wurde wegen ihrer Sonderstellung (Einfluß von Grundwasser) für den Vergleich nicht berücksichtigt.

Die Korrelationskoeffizienten für N- und Mg-Gesamtvorräte sind mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha < 0.05$ abgesichert. Der Korrelationskoeffizient der K-Vorräte ist mit $\alpha < 0.1$ verschieden von Null.

ten der Teak- und Sekundärwaldparzellen unter Berücksichtigung des Tongehaltes gegenüber, so ergeben sich bei den K-Gesamt-vorräten deutliche Unterschiede zwischen beiden Kollektiven. Diese Vorratsunterschiede sind umso höher, je tonärmer der Standort ist (s. Abb. 5-1)(2).

Die Unterschiede in den Gesamtvorräten zwischen Naturwald und Zweitbeständen betragen nach dieser Darstellung für einen Banco-Standort mit einem Tongehalt <10% (1S) im Naturwald) ca. 1000 kg K/ha (=40% des Naturwaldvorrates). Für einen Banco-Standort mit >15% Ton (sL-uL) reduzieren sich diese Unterschiede auf etwa 800 kg K/ha (=33%).

Diese Vorratsunterschiede werden interpretiert als zurück-führbar auf Nährstoffverluste in der Begründungsphase der Teak- und Sekundärbestände.

Hingewiesen sei ferner noch auf die Tatsache, daß die K-Ökosystemvorräte der Sekundärwälder in der Regel höher sind als die der Teak-Plantagen. Hierin dokumentiert sich vermutlich ein erhöhter Austrag von Kalium in den Teak-Plantagen gegenüber der natürlichen Regeneration, da in ersteren während der Kulturphase wiederholt Kulturpflege-Maßnahmen (Reinigen der Flächen von Anflug) durchgeführt wurden.

Bei den N-Gesamtvorräten sind Vorratsunterschiede zwischen Naturwald und Sekundärbeständen in erster Linie auf Standorte mit Tongehalten <10% beschränkt (s. Abb. 5-1), doch treten diese Differenzen weniger deutlich als bei den K-Vorräten hervor. Unter dem Vorbehalt der mangelnden statistischen Absicherbarkeit lassen sich Vorratsunterschiede für die Banco-Sande auf etwa 1000 kg N/ha (ca. 10% des N-Vorrates im Naturwald) beziffern.

Die Ca-Vorräte des Naturwaldes sind ebenfalls höher als in

2) Der Standardfehler des Gesamtvorrates ist in dieser Ab-bildung durch die senkrechten Fehlerbalken dargestellt. Die Varianz des Vegetationsvorrates für die einzelnen Hochwald-Parzellen 1-6 ist die Varianz des aus 1.5ha errechneten Vegetationsvorrates. Die Kahlschlag-Versuchspartellen (s. Kap. 5.3.2.3) wurden in die Darstellung einbezogen, indem für diese ihr Vegetationsvorrat über die Beziehung der Biomasse zum Boden-Tongehalt (Kap. 3.1.4.3) berechnet wurde.

den Teak-bzw.Sekundärbeständen:

Ca-Vorrat des Naturwaldes (Parz.1-6): 6005 ± 748 kg/ha

Ca-Vorrat der Teak-u.Sekundär-

wälder (Parz.8-20): 4731 ± 1665 kg/ha

Auch hier muß wegen der statistischen Unsicherheit offengelassen werden, ob diese Ca-Vorratsunterschiede Austragsverluste, Exploitationsverluste oder lediglich Standorts-bzw. Substratsverschiedenheit ausdrücken.

Die P- und Mg-Ökosystemvorräte sind für beide Gruppen nicht unterscheidbar (s.Tab.5-1).

	NATURWALD	TEAK-PARZELLEN										SEKUNDÄRWALD			
	1-6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
N	8479	7165	8669	6639	7771	9193	6184	5329	9949	7816	6556	8129	8102	6992	6990
	368	559	557	376	557	465	337	335	1023	591	493	683	465	566	377
	77	91	95	97	97	96	98	98	98	99	100	95	96	96	96
	6,0	5,1	3,0	1,0	1,7	1,7	0,2	0,4	0,8	0	0	1,5	0,8	0,8	0,6
P	5036	6083	4258	6079	5228	5986	4456	4594	6478	6203	4099	4692	4766	5159	6297
	177	202	161	329	273	129	129	83	579	189	97	173	216	241	511
	94	96	99	99	99	99	99	99	99	99	100	98	98	98	99
	1,5	3,7	0,6	0,6	0,7	0,6	0,2	0,4	0,9	0	0	0,7	0,6	0,5	0,2
K	2549	2396	1593	1045	1262	1499	1407	1514	1733	1369	809	1732	1791	1943	1639
	180	182	211	75	126	102	139	179	133	39	46	68	109	93	351
	29	55	67	78	77	71	89	88	78	93	100	60	63	51	72
	31,2	28,9	22,5	10,4	16,1	15,7	2,8	5,0	10,3	0	0	18,6	14,3	12,0	5,9
Ca	6412	14676	7106	2879	5437	6229	2237	2892	6399	6574	3497	4520	4331	3304	6110
	359	1079	952	349	565	425	121	334	901	572	318	296	355	162	1400
	47	92	94	94	95	92	96	97	95	99	100	91	93	92	96
	26,3	4,8	3,8	3,4	3,5	4,7	1,3	1,5	2,1	0	0	3,9	3,2	3,9	0,9
Mg	1069	3461	1060	554	1315	2211	445	512	3057	2166	971	1696	1813	965	688
	61	195	85	59	417	145	32	71	137	1222	111	126	298	59	119
	71	93	90	91	96	95	94	95	97	99	100	94	95	92	91
	10,1	4,6	6,4	5,4	3,2	2,6	1,9	2,6	1,5	0	0	2,5	1,8	3,2	1,8

1. Reihe: Gesamtvorrat / ha

2. Reihe: Standardfehler des Gesamtivrats

3. Reihe: prozentualer Anteil von (Boden + Streu) an den Gesamtivräten

4. Reihe: prozentualer Anteil vom Stammholz an den Gesamtivräten

Tab.5-1: Ökosystem-Vorräte der Untersuchungsparzellen
(in kg/ha, bezogen auf 100cm Bodentiefe)

WALDTYP	N	P	K	Ca	Mg	AUTOR	Erfaßte Bodentiefe
Feuchtwald/ Venezuela	8479 23	5036 6	2549 77	6412 53	1069 29	diese Arbeit	0-100cm
Regenwald/ Kolumbien	6757 21	775 6	307 89	1126 48	229 71	de las Salas 1973 Tab.46	0- 50cm
Regenwald/ Brasilien	12201 43	216 49	562 90	528 100	298 94	Klinge 1976	0-120cm
Wolkenwald/ Venezuela	28887 4	6520 1	2462 60	2974 30	758 34	Steinhardt 1979 Tab.17	0-120cm
Buchenwald/ Solling, BRD	6740 10	2250 4	776 45	813 55	126 51	Ulrich 1979	0- 50cm

obere Zahl: Ökosystem-Vorräte in kg/ha

untere Zahl: Anteil der Vegetation an den Vorräten des Ökosystems in %

Tab.5-2: Literaturwerte über Vorräte und Vorratsstruktur von Waldökosystemen (in kg/ha)

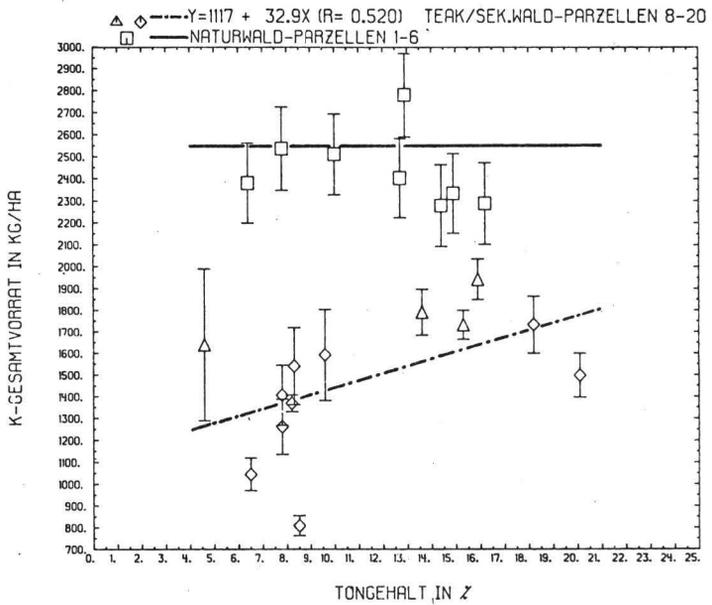
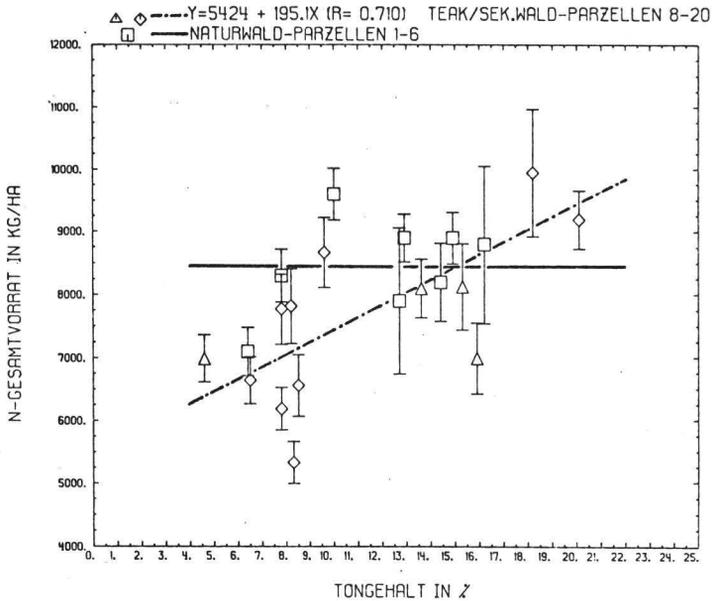


Abb.5-1: Abhängigkeit der N-Vorräte (oben) und K-Vorräte (unten) vom Tongehalt

5.3. Veränderung der Bioelementvorräte durch den menschlichen Eingriff

5.3.1. Biomasse-Exporte im Naturwald

Eine beachtenswerte Reduzierung der Nährstoffvorräte kann bereits erfolgen, wenn vor Begründung der Sekundärbestände die wirtschaftlich verwertbaren Stämme des Hochwaldes dem Standort durch Exploitation entzogen werden. Für den Banco-Standort sind in erster Linie die Stämme von Saquisaqui, Charo und Sangre de Drago nutzbar (s. Corpoandes 1973, S.33).

Teilweise fand eine derartige Nutzung von Naturwald-Biomasse auch in den hier untersuchten Parzellen 7-20 statt, doch ist die Höhe der erfolgten Exporte nicht mehr für jede Einzelparzelle recherchierbar. Aus diesem Grunde kann die stattgefundene Nutzung hier nur größenordnungsmäßig veranschlagt werden.

Geht man von der Annahme aus, das alles Stammholz im oberen D2H-Stratum genutzt wird, so bedeutet das einen Export von 124t/ha Stammholz-Biomasse. Unter Berücksichtigung der Elementgehalte des Stammholzes (Kap.3.2) sind das

266 ± 38 kg N/ha (= 3.0% des Gesamtvorrates)

30 ± 6 kg P/ha (= 0.6%)

573 ± 141 kg K/ha (=22.5%)

1164 ± 183 kg Ca/ha (=18.2%)

59 ± 10 kg Mg/ha (= 5.5%) die dem Standort hierdurch zumindest mittelfristig entzogen werden(3).

Diese Exportmengen sind als absolute Höchstwerte zu verstehen; häufig ist die durch die Exploitation genutzte Holzmenge nicht größer als 10fm/ha.

 3) Die angegebenen Fehler sind die mittleren Standardfehler aus den Vorrats-Berechnungen für die Stammholzbiomasse im oberen D2H-Stratum (Biomassen über Regressionen und stratifizierte Stichprobe berechnet).

5.3.2. Auswirkung der Waldrodung

Der Bestandesbegründung der untersuchten Teak-Plantagen sowie der drei Sekundärwaldparzellen 18,19,20 ging die Brandrodung des Hochwaldes voraus: nach dem Fällen der Bäume gegen Ende der Regenzeit verblieben die Vegetationsreste auf der Fläche und wurden am Ende der Trockenzeit gebrannt. Die Teak-Pflänzlinge wurden einige Wochen nach dem Brand gepflanzt, sobald die ersten Regen einsetzten. Diese Methode (als "Campo abierto" bezeichnet) stellte sich in der 5-jährigen Versuchsphase im Vergleich zu anderen Methoden der Plantagen-Begründung aus waldbaulicher Sicht für Teak als eindeutig überlegen heraus (Torres 1976).

Im Hinblick auf den Stoffhaushalt stellt die Brandrodung jedoch eine drastische Veränderung der Faktoren dar, die die Verfügbarkeit der Nährstoffe steuern. Das anfängliche Fehlen jeder Vegetation führt neben der Intensivierung von Temperaturschwankungen zur Reduktion der Verdunstung und damit einhergehend zur Erhöhung der Versickerung. Der massive Stoffeintrag aus dem Schlagabraum bzw. aus der Asche in den Boden vergrößert die Möglichkeit von Nährstoffverlusten, sobald dem Boden die Kapazität fehlt, diese freigesetzten Kationen für die kommende Waldgeneration über seinen Austauscherkomplex zu speichern. Es ist deshalb zu erwarten, daß Nährstoffverluste in den ersten Jahren nach (Brand-)Rodung am größten sein werden.

Inwieweit die oben geschilderte Flächenvorbereitung dem Teakanbau über eine Verschlechterung des bodenchemischen Zustandes Grenzen setzt, soll in diesem Kapitel näher untersucht werden. Zu diesem Zweck wurde ein Feldversuch durchgeführt, der

- die Waldrodung mit nachfolgendem Abbrennen des Schlagabraums

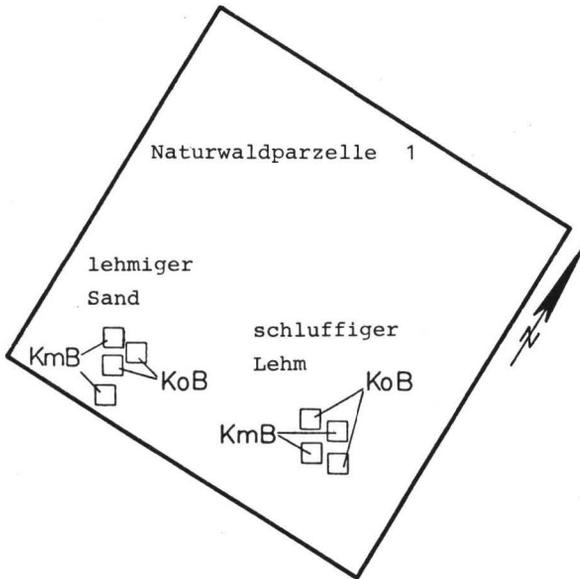
- die einfache Rodung ohne Brennen

auf zwei verschiedenen Bodenarten des Banco-Standesortes (1S und uL) simuliert.

5.3.2.1. Aufbau und statistische Auswertung des Feldversuchs

Aufbau :

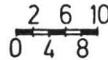
Der Feldversuch wurde in Hochwald-Parzelle 1 angelegt (s. Abb. 5-2). Er besteht aus insgesamt 8 umzäunten Parzellen der Größe 2mx2m, wovon 4 Parzellen auf lehmigem Sand und 4 Parzellen auf schluffigem Lehm errichtet wurden. Die hohe Bodenvariabilität sollte durch die relativ kleine Parzellengröße herabgesetzt werden.



KmB = Kahlschlag mit Brand (4 Parzelle)

KoB = Kahlschlag ohne Brand (4 Parzelle)

Maßstab 1:400



0,5 cm $\hat{=}$ 2 m

Abb.5-2: Lageskizze der acht Versuchspartellen
des Kahlschlagversuches

Probenahme :

Bei dem Versuch wurden die Parzellen folgenden Behandlungen unterzogen:

Oktober 1977 (Ende der Regenzeit)

-Vor Beginn des Kahlschlags wurden in jeder der 8 Parzellen 2 systematisch verteilte Bodenproben mit einem Pürckhauer-Bohrer und 5cm-Stechzylindern (0-5cm und 5-10cm Tiefe)entnommen.Dabei wurden 9 verschiedene Tiefenstufen unterschieden (0-5cm,5-10cm,10-15cm,15-20cm, 20-25cm,25-30cm,30-50cm,50-70cm und 70-100cm). Jede der 2 Bodenproben ist eine Mischprobe aus 4 systematisch verteilten Einzelproben.

-Um die 8 Parzellen herum wurde auf einer Fläche von ca.30mx30m der Hochwald vollständig gerodet und auf dieser Fläche alle Vegetationsreste abgeräumt.

-Auf jede der 8 Parzellen wurde eine definierte Menge an Vegetationsresten des Kahlschlags deponiert.Diese Deponie setzt sich zusammen aus Blättern,Zweigen und Holz mit Rinde (Durchmesser>10cm). Die Menge an deponierten Vegetationsresten sollte den wirklichen Verhältnissen weitgehend nahekomen,d.h es wurde versucht, eine gleich große Bioelementmenge auf den Parzellen zu deponieren, wie bei einem Kahlschlag dem Boden aufliegen würde(4).

Über die Bestimmung der Feuchtigkeits-und Nährstoffgehalte von Proben der organischen Deponie war es später möglich,die kahlschlagbedingten Vorratsänderungen für jede Versuchsparzelle zu bilanzieren.

März 1978 (Ende der Trockenzeit)

Auf den als "KMB" (=Kahlschlag mit Brand) bezeichneten Parzellen (s.Abb.5-2) wurden die deponierten Vegetationsreste verbrannt,die nach dem Brand verbleibende Asche so-

4) Die deponierten Nährstoffmengen waren jedoch,wie sich später im Vergleich mit den zu diesem Zeitpunkt noch unbekanntem Nährstoffvorräten der Naturwald-Vegetation herausstellte, wesentlich niedriger (s.Tab.5-4).

wie unverbrannte Vegetationsreste wurden gewogen und an Proben ihr chemischer Gehalt und Wassergehalt bestimmt.

Oktober 1978 (1 Jahr nach Kahlschlag)

-Auf den 8 Versuchspartzellen wurden Trockengewicht und Elementvorräte der sich inzwischen angesiedelten Regeneration sowie der Deponie- und Brandreste berechnet über Feuchtigkeits- und Gehaltsbestimmungen an Proben und dem Bestimmen der Total-Frischbiomasse.

-Ebenfalls wurden zu diesem Zeitpunkt erneut Bodenproben in allen 8 Parzellen genommen. Das Schema der Bodenprobenahme gleicht der Probenahme im Oktober 1977.

Statistische Auswertung:

Nach den Ergebnissen des Mann-Whitney U-Tests (Sachs 1978) ist für alle betrachteten Nährstoffe einschließlich pH-Wert und AKe der schluffige Lehm im Vergleich zu dem lehmigen Sand der hochsignifikant basen- und nährstoffreichere Standort. Aus diesem Grunde konnte für die weiterführende statistische Auswertung jede der beiden im Feldversuch erfaßten Bodenarten separat betrachtet werden. Da alle 4 Parzellen auf gleicher Textur in sich homogen sind (nach dem U-Test ergaben sich für Termin "Okt.1977" keine signifikanten Parzellenunterschiede) konnte auf eine parzellenweise Betrachtung verzichtet werden. Vielmehr wurden die ermittelten Elementgehalte lediglich nach der Rodungsbehandlung und Standort (also Textur) unterschieden.

Ein varianzanalytischer Ansatz, die gefundenen Bodengehalte z.B. nach einem 22-Plan mit 4 Wiederholungen auszuwerten (mit den 2 Faktoren "Rodungsbehandlung" und "Termin") schied aus, da zwischen beiden Faktoren Abhängigkeiten bestehen, d.h. der Effekt des Faktors "Rodungsbehandlung" ist erst 1 Jahr nach Kahlschlag (Okt.78) messbar.

Aus diesen Gründen und angesichts des geringen Stichprobenumfanges mußte der Vergleich der Bodenparameter über den verteilungsfreien, multiplen Kontrast-Vergleich nach DUNN (s. Lienert 1973) geführt werden. Die Auswertung erfolgte dabei für jede Tiefenstufe getrennt. Die für diesen Test

wichtige Voraussetzung der Unabhängigkeit der Stichprobengruppen kann in vorliegendem Fall als erfüllt angesehen werden, da die Entnahme der Bodenproben zum Zeitpunkt "Okt.78" (1 Jahr nach Kahlschlag) an einer anderen Stelle innerhalb der 2mx2m Parzelle erfolgte als zum Termin "Okt.77" (vor Kahlschlag).

Da der Dunn-Test konservativ getestet, wurden Unterschiede zwischen den Stichprobenparametern bereits ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von <0.1 akzeptiert.

Folgende Stichprobengruppen wurden verglichen:

Gruppe 1: alle Meßwerte zum Termin "Okt.77"
(=8 Meßwerte)

Gruppe 2: alle Meßwerte zum Termin "Okt.78"
für Brandrodung (=4 Meßwerte)

Gruppe 3: alle Meßwerte zum Termin "Okt.78"
für Rodung ohne Brand (=4 Meßwerte)

Getestet wurden die Kontrast-Hypothese $H1(\bar{y}_{\text{Gruppe1}} = \bar{y}_{\text{Gruppe2+3}})$ und $H2(\bar{y}_{\text{Gruppe2}} = \bar{y}_{\text{Gruppe3}})$ gegen die Null-Hypothese $H_0(\bar{y}_{\text{Gruppe1}} = \bar{y}_{\text{Gruppe2}} = \bar{y}_{\text{Gruppe3}})$. Die Annahme der Hypothese $H1$ bedeutet eine signifikante Veränderung der Bodengehalte 1 Jahr nach der Waldrodung ohne Unterscheidung zwischen Rodungsbehandlungen (mit/ohne Brand). Annahme der $H2$ unter der Voraussetzung, daß $H1$ gilt, erfolgte dann, wenn die Rodungsbehandlung einen statistisch meßbaren Einfluß auf die Bodenparameter nach Rodung hinterläßt. Bei Fällen, in denen $H1$ verworfen werden mußte bei gleichzeitigem Annehmen von $H2$ ist dies in Tab.5-2 über die Probandenzahl n vermerkt, d.h. der dann angegebene Mittelwert für Okt.77 wurde gebildet aus allen 16 Beobachtungen pro Tiefe und pro Standort, während die Okt.78-Werte die aus den 4 Beobachtungen pro Tiefe und pro Standort und Rodungsbehandlung gebildeten Mittelwerte sind (z.B. x_{A1}^S in 0-5cm Tiefe, uL).

5.3.2.2. Veränderungen im chemischen Bodenzustand

Einfluß der Textur:

Entsprechend den durch den unterschiedlichen Tongehalt bedingten verschiedenen physikalischen Eigenschaften der beiden Versuchsstandorte ist damit zu rechnen, daß die Rodungsbedingten Veränderungen die beiden Böden unterschiedlich tief erfassen: so ist im 1S eine signifikante Erhöhung der x_{Mg}^S und x_{K}^S -Werte bis 100cm feststellbar, im uL erfolgte ein Anstieg des x_{K}^S -Wertes nur bis 30cm Tiefe (s.unten).

Folgende Überlegung mag deshalb zum Verständnis der beobachteten Unterschiede in der Einwaschungstiefe zwischen den beiden Versuchsstandorten beitragen: Man kann davon ausgehen, daß infolge der während der Regenzeit häufigen Starkregen(5) der Abwärtstransport der nach Rodung dem Boden aufliegenden Nährstoffe im wesentlichen durch Gravitationswasser, d.h. in Grobporen, erfolgt. Entscheidender Faktor für das unterschiedlich tiefe Vorrücken kahlschlagbürtiger Kationen ist dann die für diese beiden Substrate unterschiedliche ungesättigte Leitfähigkeit (Ku) im Gravitationswasserbereich. Nach Franco (1979) liegt die durchschnittliche Wassersättigung innerhalb 0-100cm Tiefe während der Regenzeit für den uL bei pF 1.3-2.0 und für den 1S bei pF 1.7-2.0. Die Leitfähigkeitswerte und dementsprechend die Durchsatzraten des Gravitationswassers sind für diesen Sättigungsbereich im 1S (Ku für pF 1.7-2.0=3-0.3cm/Tag) aber dreimal höher als im uL (Ku für pF 1.3-2.0=1-0.1cm/Tag, s.Franco 1979, S.46/49).

pH-Werte, austauschbare Kationen:

Der kurzfristige Effekt der Waldrodung ist einer Düngung ver-

5) Im Jahre 1976 (1977) fielen an nur 37 (26) Regentagen 69% (58%) des Jahresniederschlags (Franco 1979).

gleichbar, da die basischen Alkali- und Erdalkalimetalle als Oxide und Hydroxide nach Brand in der Asche verbleiben, während die anionischen Säurebildner verflüchtigen. Auch ein Jahr nach der Rodung ist dieser Effekt über den Anstieg des pH-Wertes und der x^S -Werte (6) von Ca, Mg und K noch nachweisbar.

Der rodungsbedingte pH-Anstieg (gemessen in CaCl_2) ist jedoch für beide Substrate unterschiedlich hoch: im Oberboden des 1S beträgt dieser etwa 1 Einheit, im uL hingegen weniger. Vermutlich ist der für die einzelnen Versuchspartzellen unterschiedlich hohe Kationeneintrag aus der organischen Deponie dafür verantwortlich. Im sL beträgt dieser Eintrag an Ca-, Mg- und K-Kationen 50 kmol IÄ/ha für die KMB-Parzellen und 30 kmol IÄ/ha für die KOB-Parzellen; im uL sind es nur 41 kmol IÄ/ha bzw. 24 kmol IÄ/ha.

Allgemein zeigt sich der 1S stärker von dem Rodungseingriff beeinflusst als der uL, wobei sich die Rodungsbehandlungen für beide Standorte vergleichsweise wenig auf den chemischen Bodenzustand auswirken. Die Rodung bewirkt eine mehr (1S) oder weniger starke (uL) Verdrängung der Al-Kationen von den Austauschplätzen durch die basischen Kationen. Entsprechend der Vorrücktiefe der verdrängenden Kationen wird dieser Effekt mit der Tiefe schwächer.

Die Deutung der Veränderung der Ca-Äquivalentanteile im uL bereitet jedoch Probleme. Während es für das Kalium hier bis 30cm Tiefe zu einer plausiblen Erhöhung kommt, zeigt das Ca eine nicht konsistent interpretierbare Abnahme. Ob dies Folge einer Reduzierung des Austauschkomplexes durch Zersetzung organischer Substanz ist, bleibt fraglich, da sich weder Anzeichen einer daraus resultierenden Ca-Auswaschung im Unterboden noch C-Verluste nachweisen lassen. Die Äqui-

6) Über die Betrachtung der Äquivalentanteile x^S der Kationen an der effektiven Austauschkapazität ist es eher möglich, abzuschätzen, in welchem Umfang gelöste Kationen von der Bodenmatrix festgehalten werden können. Da die Bestimmung der Kationenkonzentration an getrockneten Bodenproben durchgeführt wurde (s. Anhang), enthalten die in Tab.5-3 angegebenen x^S -Werte auch die Kationen der Bodenlösung.

valentanteile des Mg steigen dagegen im Oberboden des uL erklärbar an und sind tiefer praktisch unverändert.

Die auch nach der Rodung noch relativ niedrigen x_K^S -Werte des Kalium ($\alpha < 7\%$, s.Tab.5-3) lassen vermuten, dass die K-Adsorption nur in geringem Umfang (selektiv) erfolgt (an "Ecken" teilaufgeweiteter Illite). Diese Tatsache ist bedeutsam für die Beurteilung eines möglichen K-Austrags: Geht man von dieser beobachteten 7%-Höchstgrenze für x_K^S aus, so ergibt sich für den Tiefenbereich 0-50cm im lS eine maximale Speicherkapazität von 550kg K/ha (AKe für diesen Tiefenbereich: 190 kmol IÄ/ha) und 1100kg K/ha im uL (Ake: 390 kmol IÄ/ha). Wegen dieser beschränkten Speicherkapazität ist also selbst bei rascher Wiederbesiedlung der Kahlschlagfläche, besonders auf tonarmen Substraten, mit K-Auswaschungsverlusten nach der Rodung zu rechnen: Legt man einen K-Eintrag von 900kg K/ha bis 1800kg K/ha (ohne Brennen/mit Brennen) während des ersten Jahres nach Rodung zu Grunde(7), so bedeutet das K-Verluste von mindestens 500kg/ha.

K-Verluste dieser Größenordnung werden durch den Inventarvergleich (Kap.5.2) bestätigt. Das Ausmaß dieser Verluste ist vor allem vom Tongehalt des Bodens abhängig, da Adsorptionskapazität und Wasser-Perkolation von diesem gesteuert werden.

Phosphor:

Die Gesamt-P-Gehalte werden von der Rodung nicht merklich beeinflusst. Wegen der Senke-Eigenschaft des Bodens gegenüber anorganisch gebundenem Phosphor besteht keine Auswaschungstendenz. Eine geringfügige P-Zunahme ist lediglich nach der Brandrodung im Oberboden des uL zu beobachten (s.Ab-b.5-3). Offenbar übertrifft in diesen Parzellen der P-Eintrag

7) Die erste Zahl wurde berechnet aus dem Elementvorrat des Hochwaldes (s.Kap.3.3) unter der Annahme, dass sich Blätter, Zweige, Lianen, Palmen und Unterwuchs vollständig, Äste und dünne Stämme zur Hälfte und mittlere/große Stämme zu 30%/10% in diesem Zeitraum zersetzen.

aus der Asche den P-Entzug durch den Jungwuchs.

Aus den wenigen vorhandenen Analysedaten für die einzelnen P-Fractionen (s.Anhang A-7) wird immerhin deutlich, daß besonders in den oberen 5cm des 1S die Gehalte an Ca- und Al-Phosphor stark angestiegen sind nach der Brandrodung. Zu den unteren Tiefen verliert sich dieser Effekt. Im Vergleich dazu zeigt der Boden der Versuchsparzelle auf uL nur eine sehr geringfügige Anhebung der verfügbaren P-Formen nach Brandrodung.

Organische Substanz:

Offensichtlich führt das Verbrennen des Schlagabraumes nur in den oberen 5cm zu einem leichten C-Verlust. Da die Bodenerhitzung bei Feuer mit der Bodentiefe rasch abnimmt (Viro in Kozlowski u.a. 1974, Dunn 1979, Lal u.a. 1979, weitere Zitate in Raison 1979) erscheint dieses Ergebnis plausibel. Bei einfachem Liegenlassen des Schlagabraums nimmt in diesem Bodenbereich der C-Gehalt noch zu. Diese Zunahme ist vermutlich durch den Eintrag aus der organischen Deponie bedingt. Die C-Gehalte des Bodens selbst werden durch den Kahlschlag insgesamt gesehen nicht entscheidend beeinflußt (s.a. Nye, Greenland 1960).

Auffallend ist die geringfügige, aber immerhin signifikante Erhöhung der N-Gehalte im Boden, und zwar unabhängig von der Rodungsbehandlung. Diese Zunahme läßt sich bis 50cm (uL) bzw. 70cm (1S) Bodentiefe nachweisen. Über einen Anstieg der N-Gehalte nach Rodung tropischer Wälder wurde in der Literatur bereits berichtet: Lal, Cummings (1979) stellten innerhalb des ersten Jahres nach Rodung einen Anstieg von ursprünglich 0.353% auf 0.412% (mit Feuer) bzw. 0.361% (ohne Feuer) in 0-100cm Tiefe fest, ebenso Nye und Greenland (1964). Harcombe (1975) bilanzierte in Feldversuchen 12 Monate nach Rodung geringfügige C- und N-Gewinne unter natürlicher Regeneration und Aufforstung. C- und N-Verluste traten nur bei künstlich aufrechterhaltener Vegetationsfreiheit auf. Seubert u.a. (1977) stellen für einen peruanischen Paleudult ebenfalls geringe N-Erhöhungen und praktisch unveränderte C-Gehalte nach

Brandrodung fest: innerhalb von 10 Monaten nach Brandrodung stieg der N-Bodengehalt von 0.09% auf 0.132% (10-30cm Tiefe) bzw. von 0.069% auf 0.104% (30-50cm Tiefe). Bei Glühversuchen, die Fassbender 1975 an Bodenproben aus Kolumbien durchführte, traten erst bei Brandtemperaturen oberhalb 300 °C (Branddauer 4 h) entscheidende N-Verluste auf.

Da keine gesonderte Bestimmung der N-Bindungsformen durchgeführt wurde, läßt sich die Ursache des Anstiegs im N-Gehalt nur vermuten. Als Erklärungen kommen in Frage: Entweder wird durch Verbesserung des Nährstoffangebots ein Anstieg N-bindender Mikroorganismen und Leguminosen bewirkt (Jorgensen, Wells (1971), zit. in Pritchett 1979; Raison 1979). Hierbei dürfte allerdings eine nicht-symbiotische N-Fixierung keine wesentliche Rolle spielen, da die hierfür notwendigen Voraussetzungen (s. Mulder 1974: N-Mangel, anaerobe Bedingungen) im vorliegenden Fall kaum gegeben sein dürften. Wegen des hohen Energiebedarfs bei heterotropher, nicht-symbiotischer N-Bindung (ca. 0.5-1Gr N/100Gr C nach Mulder 1974) müßte in diesem Fall dem beobachteten N-Gehaltsanstieg um etwa 0.01% eine Abnahme der Boden-C-Gehalte um 1-2% gegenüberstehen.

Auf die Bedeutung symbiotischer N-Fixierung in den feuchten Tropen lassen die Arbeiten von Jenny (1950) und Davis u.a. (1934) schließen. Letztere geben den Anteil von Leguminosen mit 14-59% (je nach Waldtyp) aller Bäume ihrer Untersuchungsbestände an. In Australien (s. Raison 1979) begünstigen regelmäßige Waldbrände das Aufkommen von Leguminosen im Unterwuchs, die die durch Brand aufgetretenen N-Verluste zu kompensieren vermögen.

Wichtige Baumarten des Banco-Hochwaldes sind Leguminosen (Marajagua, Drago, Guamo, Tasajo, Roble). Franco (1979) führte auf einem Banco-Standort in Caparo Feinwurzeluntersuchungen durch und stellte hier die höchsten N-Wurzelgehalte im Vergleich zu anderen Standorten innerhalb des Untersuchungsgebietes fest. Nach Untersuchungen von W. Gräfe (Institut für Waldbau der Universität Göttingen) sind in natürlichen Regenerationswäldern auf Banco-Standorten im gleichen Untersuchungsgebiet Leguminosen mit einer Abundanz von 0-47% (nur Bäume mit BHD > 5cm) vertreten (mündl. Mittlg.).

Eine andere Erklärung besteht in dem Anstieg des Bodenstick-

stoffs durch (primär gasförmige) Diffusion von Ammonium, welches bei niedrigen Brandtemperaturen bzw. durch Ammonifikation (ohne Brand) in größerer Menge entsteht, in den Boden. Auf Grund seiner hohen Löslichkeit wird dieses relativ schnell in NH_4 überführt. So beobachteten Christensen u.a. (1975), Seubert u.a. (1977), Debono u.a. (1979), Dunn u.a. (1979), Hetsch (1980) einen Anstieg von anorganisch gebundenem N im Boden nach Brand. In Brandversuchen, die Knight (1966) mit organischer Auflage im Muffelofen bei verschiedenen Brandtemperaturen bei $70\text{--}700^\circ\text{C}$ durchführte, nahm die N-Konzentration in den Proben bei Temperaturen bis 500°C kontinuierlich zu. Bei Berücksichtigung des Gewichtsverlustes der Proben während des Brandes traten echte N-Verluste erst oberhalb 200°C auf.

Eine Verfälschung der N-Gehalte von Bodenproben kann allerdings auch während der Probenahme (Pürckhauer-Schlagbohrer) entstehen, wenn die Erfassung lebender Wurzeln nicht volumengerecht erfolgt (längere Feinwurzeln werden aus der Bodenprobe beim Bohren herausgezogen). Der N-Gehaltsanstieg im Boden ein Jahr nach der Brandrodung wäre dann erklärbar dadurch, daß zu diesem Zeitpunkt die inzwischen durch Zersetzung weitgehend zerkleinerten Wurzeln volumengerecht entnommen werden konnten. Unterstellt man diesen Fall, so läßt sich ein derartiger Fehler über die für den Banco-Standort vorhandenen Daten über Feinwurzelmenigen (Franco 1979) indirekt quantifizieren: Nach dieser Arbeit beträgt der N-Vorrat der Feinwurzeln (1-20mm Durchmesser) für die oberen 50cm ca. **90kg pro ha**. Der Größenordnung nach sind durch einen derartigen, in der Probenahme begründeten Fehler die bilanzierten N-Gewinne (Tab.5-4) für die Parzellen des 1S und die KoB-Parzellen des uL aber nicht zu erklären.

Der NH_4 -Eintrag ist im vorliegenden Fall wahrscheinlich. Hierfür spricht einmal die Verengung des C/N-Verhältnisses nach Rodung auf <10 , welches damit das C/N-Verhältnis der Mikroorganismen-Körpersubstanz unterschreitet (Burgess 1967). Auch bestehen Anzeichen einer bereits erfolgten Tiefenverlagerung: bei dem auswaschungsanfälligeren 1S ist die N-Zunahme erst ab einer Tiefe von 15cm feststellbar und geht nur bis 70cm Tiefe. Auch die vermutlich niedrigen Brandtemperaturen (wegen der relativ geringen Mengen des ver-

brannten Schlagabraums) würden für diese Annahme sprechen.

Die Abnahme des C/N-Verhältnisses in 0-5cm Bodentiefe des 1S bei Brandrodung dürfte hingegen eher zurückzuführen sein auf die bei niedrigeren Brandtemperaturen ($<400^{\circ}\text{C}$) relativ größeren gasförmigen C-Verluste (Fassbender 1975, Divisch 1978).

Boden- tiefe	C _t -Gehalt			N _t -Gehalt			P _t -Gehalt			pH-Wert		
	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78
	KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB	
0-5 cm	1.815 0.086 16	1.589 0.097 4	2.007 0.092 4	0.151 0.007 16	0.140 0.006 4	0.177 0.019 4	46.750 1.356 16			4.60 0.02 8	5.33 0.19 4	4.91 0.09 4
5-10		1.104 0.030 16		0.094 0.004 8	0.112 0.006 8		46.438 1.064 16			4.40 0.02 8	4.80 0.07 4	4.47 0.02 4
10-15		0.856 0.023 16		0.012 0.002 8	0.088 0.003 8		45.000 0.791 16			4.38 0.03 8	4.53 0.04 8	
15-20		0.733 0.039 16		0.063 0.001 8	0.0737 0.002 8		43.000 0.764 16			4.33 0.02 8	4.49 0.03 8	
20-25		0.649 0.120 16		0.055 0.001 8	0.068 0.002 8		44.000 1.282 8	40.125 1.042 8		4.29 0.03 8	4.51 0.04 8	
25-30	0.551 0.024 16	0.673 0.064 4	0.495 0.017 4	0.046 0.002 8	0.0576 0.001 8		39.937 0.901 16	41.250 1.652 4	36.250 0.750 4	4.26 0.04 8	4.46 0.02 8	
30-50		0.3547 0.016 16		0.0361 0.002 8	0.0424 0.001 8		39.563 0.592 16			4.18 0.04 8	4.36 0.03 8	
50-70		0.212 0.006 16			0.0297 0.001 16		41.563 1.284 16			4.09 0.04 8	4.26 0.03 8	
70-100		0.150 0.017 16			0.0241 0.003 16		38.188 2.036 16			4.20 0.04 16		
	%			%			mg/100G					

SCHLEIFIGER LEHM

Boden- tiefe	C _t -Gehalt			N _t -Gehalt			P _t -Gehalt			pH-Wert		
	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78	Okt.77		Okt.78
	KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB	
0-5 cm	1.218 0.085 16	1.020 0.165 4	1.612 0.111 4	0.083 0.006 8	0.111 0.010 8		38.625 1.414 16	45.750 3.614 4	36.000 0.816 4	4.34 0.08 8	5.25 0.08 8	4.27 0.08 8
5-10		.694 0.041 16		0.059 0.003 16			35.750 0.896 16			3.95 0.06 8	5.22 0.21 4	4.27 0.08 4
10-15		0.689 0.120 16		0.056 0.007 16			38.250 0.692 16			3.88 0.02 8	4.58 0.24 8	
15-20		0.4769 0.024 16		0.038 0.003 8	0.049 0.003 8		38.938 0.909 16			3.84 0.01 8	4.30 0.17 8	
20-25		0.437 0.022 16		0.034 0.002 8	0.046 0.003 8		38.063 3.678 16			3.86 0.01 8	4.22 0.12 8	
25-30	0.356 0.012 8	0.394 0.019 4	0.452 0.003 4	0.032 0.002 8	0.043 0.002 7		36.933 0.891 15			3.85 0.02 8	4.16 0.08 7	
30-50		0.329 0.009 16		0.029 0.002 8	0.036 0.001 8		35.313 0.740 16			3.88 0.01 8	4.06 0.05 8	
50-70		0.279 0.014 16		0.024 0.001 8	0.030 0.001 8		33.063 0.661 16			3.94 0.03 8	4.03 0.05 8	
70-100		0.194 0.009 16			0.019 0.001 16		30.438 0.683 16			4.05 0.03 16		
	%			%			mg/100G					

LEHMIGER SAND

Tab.5-3: Veränderungen im chemischen Bodenzustand infolge von Waldrodung
(obere Zahl=x, mittlere Zahl= $s_{\bar{x}}$, untere Zahl= n)

Boden- tiefe	X_K^a		X_{Ca}^a			X_{MG}^a			X_{AL}^a			AKe			
	Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78	
		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB
0-5	2.1 0.1 8	5.9 0.1 8	74.2 0.1 8	66.7 1.2 8	21.3 0.7 8	24.3 1.0 8	2.7 0.4 16	2.0 0.3 16	4.1 0.8 16	86.53 5.54 8	72.38 4.28 8				
5-10	2.2 0.2 8	7.6 1.4 8	69.1 1.3 8	60.7 2.2 8		21.5 0.8 16	8.3 0.9 16	5.9 1.6 16	11.8 1.8 16	60.174 4.24 8	51.39 2.69 8				
10-15	2.2 0.1 8	6.4 1.1 8	67.2 2.0 8	58.9 3.6 4	61.2 2.3 4		19.2 0.7 16		12.3 1.1 16	55.74 2.75 8	46.24 2.57 8				
15-20	2.6 0.2 8	6.6 1.5 8	63.4 2.5 8	51.9 5.7 8		7.5 0.9 16	20.1 0.9 16	14.2 1.6 16			45.06 2.87 16				
20-25	2.3 0.2 8	4.8 0.5 8	61.1 1.7 16	54.8 1.4 16	64.6 1.2 16	18.2 0.9 16	21.3 0.4 16	16.0 1.6 16	16.4 1.2 16	17.3 1.6 16	13.6 1.8 16	48.96 2.19 16			
25-30	2.5 0.2 8	4.4 1.0 8		56.9 3.9 16			18.0 1.2 16			20.6 3.3 16		46.94 3.25 16			
30-50		2.8 0.4 16	51.8 3.9 16	48.4 4.2 4	57.9 2.2 4		21.1 1.8 16	22.9 3.6 16	23.3 1.9 16	15.9 1.0 16		48.71 2.91 16			
50-70		2.6 0.1 16		44.9 2.7 4			25.8 1.3 16		25.2 1.6 16			43.06 2.86 16			
70-100		3.1 0.2 16		40.9 2.9 16			26.2 1.5 16		28.1 1.6 16			32.42 4.31 16			
		%		%		%		%				mymol IÄ/G			

SCHLUPFLEGER LEHM

Boden- tiefe	X_K^a		X_{Ca}^a			X_{MG}^a			X_{AL}^a			AKe			
	Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78		Okt.77	Okt.78	
		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB		KmB	KoB
0-5		3.7 0.7 16		70.0 3.25 16			17.6 1.8 16		11.0 2.9 8		4.7 1.1 8		64.2 10.4 16		
5-10	3.4 0.4 8	4.1 0.3 8	41.6 5.8 8	74.3 4.7 8	48.6 5.1 4		11.8 1.2 8	15.9 1.4 8	39.8 5.7 8	6.6 3.1 4	25.6 5.6 4	27.9 3.45 8	42.03 3.24 4	25.88 1.88 4	
10-15	3.1 0.4 8	5.4 0.4 8	27.9 3.7 8	44.5 6.6 8		8.4 1.1 8	15.9 1.8 8		57.5 4.3 8	31.3 5.8 8			25.88 2.25 16		
15-20	2.6 0.2 8	5.4 0.5 8	20.2 2.7 8	33.1 6.2 8		5.3 0.5 8	13.8 2.0 8		68.6 3.2 8	43.8 6.5 8			22.9 1.5 16		
20-25	2.4 0.2 8	6.4 0.6 8	18.3 3.1 8	33.5 5.3 8		4.9 0.4 8	12.3 1.9 8		71.8 3.5 8	43.7 5.8 8			22.0 1.2 16		
25-30	2.7 0.4 8	6.4 1.1 7	13.6 1.9 8	25.4 4.2 7		4.3 0.6 8	14.1 3.9 7		77.2 2.4 8	50.2 6.6 7			20.06 0.45 15		
30-50	2.5 0.3 8	6.6 1.1 8	13.9 2.9 8	22.4 4.2 8		4.7 1.0 8	9.9 1.9 8		77.3 3.8 8	57.4 5.3 8			19.93 0.44 16		
50-70	1.9 0.2 8	5.4 0.9 8		19.8 3.5 16		5.7 1.9 8	9.3 2.3 8		66.6 4.3 16				18.64 0.61 16		
70-100	3.4 0.9 8	5.8 1.7 8		23.5 4.2 16		5.4 0.9 8	6.8 0.5 8		63.6 4.4 16			16.11 0.52 16	17.11 0.82 4	15.79 1.02 4	
		%		%		%	%		%				mymol IÄ/G		

LEHMIGER SAND

Tab.5-3: (Forts.)

5.3.2.3. Inventarvergleich der Gesamtvorräte der Versuchspartzellen

Abschließend soll versucht werden, die Vorratsveränderungen, die durch die Rodung entstanden sind, zu bilanzieren.

Die Berechnung der Vorräte erfolgte für jeden Standort und Rodungsbehandlung getrennt, d.h. es wurden immer die 2 entsprechenden Versuchspartzellen für die Vorratsberechnung zusammengefaßt. Die Bodenvorräte für Termin Okt.77 (vor Kahlschlag) errechneten sich abweichend davon aus allen 4 Partzellen eines Standortes, da zu diesem Termin keine signifikanten Unterschiede der Bodenparameter nachweisbar waren (s.Kap.5.3.2.1). Dieses Berechnungsverfahren entspricht dem Versuchsaufbau. Unterschiede in den Elementgehalten wurden nach Dunn (s.Lienert 1973) getestet und für die Vorratsberechnung berücksichtigt, wenn Signifikanz ($\alpha < 0.1$) vorlag. Nach statistischen Kriterien können die ermittelten Vorräte nicht verglichen werden, da die Bestimmung des Trockengewichts und der Elementgehalte des deponierten Schlagabraums jeweils nur an einer Stichprobe/Kompartiment erfolgte und zudem die Vorratsberechnungen nur auf jeweils 2 Partzellen/Standort/Rodungsbehandlung beruhen. In Tab.5-4 sind deshalb die Mittelwerte lediglich mit den zugehörigen Spannweiten angegeben und Vorratsdifferenzen als solche nur aufgeführt, wenn die Spannweiten der Vorräte kleiner sind als die Vorratsunterschiede zwischen den Terminen. Dieses Vorgehen resultiert zwangsläufig in einer sehr geringen Teststärke hinsichtlich der Beurteilung der Vorratsdifferenzen. Für die Bodenvorräte ließen sich hingegen Vertrauensbereiche über die Fehler der Gehalte und TRD angeben.

Wie aus Tab.5-4 ersichtlich, hat in allen Fällen eine deutliche Abnahme der C-Vorräte im ersten Jahr nach Kahlschlag stattgefunden. Diese Verluste resultieren hauptsächlich aus den Verlusten im Schlagabraum. Die Verluste auf den Brandflächen sind dabei doppelt so groß wie auf den nicht gebrannten Flächen.

Für die P-Vorräte sind die Bilanzen weitgehend ausgeglichen, ebenso für die Kationenvorräte der Partzellen auf 1S. Auffällig

ist die für alle Kationen gleichgerichtete Vorratsabnahme auf den Parzellen des uL, die im Falle des K-Vorrats bei Brandrodung sogar die Signifikanzschranke überschreitet. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu den in Kap.5.3.2.2 diskutierten Beobachtungen, da aus den bodenchemischen Veränderungen nach der Rodung vor allem für diesen Standort keine Kationen-Auswaschung herleitbar ist. Eine mögliche Erklärung besteht in einem (allerdings nie direkt beobachteten) lateralen Austrag der Kationen aus der Versuchsparzelle hinaus durch das kurzzeitige Auftreten von Oberflächenwasser bei einsetzendem Sturzregen. Frei von Oberflächenwasser sind nur die tiefgründigen, sandigen Standorte.

Die Bilanz der N-Vorräte weist für jede Rodungsbehandlung auf beiden Standorten einen Gewinn nach der Rodung aus. Dabei sind die N-Gewinne in den nicht-gebrannten Parzellen (KoB) höher als in den Parzellen, deren Schlagabraum verbrannt wurde. Durch einen nicht auszuschließenden N-Input aus dem angrenzenden Hochwald (s. unten) über seitlich eingewehten Laubstreu-Eintrag ist dieser Gewinn nicht erklärbar, da dieser sich auf maximal 75kg N/ha belaufen könnte(8). Andererseits liegt die sehr geringe Erhöhung der N-Bodengehalte über einen 60cm- bzw. 50cm-Tiefenbereich um etwa 0.01% N (Tab.5-3) an der Grenze der analytischen Bestimmbarkeit. Doch schlägt ein derartig geringer N-Gehaltsanstieg in der Vorratsbilanz als Gewinn mit 0.7-0.9t N/ha zu Buche. Der Verbleib der aus dem Verbrennen bzw. dem Zersatz des deponierten Schlagabraums resultierenden oberirdischen N-Vorratsverlustes von 0.3-0.6t N/ha (s. Tab.5-4) ist hingegen für den vorliegenden Feldversuch über den Bilanzansatz nicht zu erfassen, sondern bewegt sich außerhalb der analytisch möglichen Nachweisbarkeit. Dementsprechend schwierig interpretierbar sind die hier ausgewiesenen Bilanzgewinne des Stickstoff.

Die aufgeführte N-Bilanz kann deshalb nur dahingehend gewertet werden, daß sich hierin weder echte N-Gewinne noch drastische N-Verluste sicher belegen lassen, da die bilanzierten Vorratsverschiebungen jenseits der analytischen Meßbarkeit liegen.

8) Dieser Wert ist der N-Vorrat der Blätter aller Bäume mit BHD > 10cm.

		C-Vorräte		N-Vorräte		P-Vorräte			
		KmB	KoB	KmB	KoB	KmB	KoB		
Okt. 77	Schlagabraum	39.7 34.3-45.1	39.0 37.7-40.3	714.7 642.2-787.2	652.1 602.5-701.8	75.5 69.4-81.5	63.3 59.1-67.5	SCHL. LEHM	
	Boden	66.6 64.0-69.2	66.6 64.0-69.2	6728 6378-7078	6728 6378-7078	6319.4 6065-6573.8	6319.4 6065-6573.8		
	Total	106.35 98.3-114.3	105.67 101.7-109.5	7442.7 7020.2-7865.2	7380.1 6980.5-7779.8	6394.9 6134.4-6655.3	6382.7 6124.1-6641.3		
Okt. 78	Schlagabraum	10.9 7.3-14.5	23.8 19.4-28.2	109.3 63.3-155.2	306.7 286.1-327.5	5.9 4.9-6.8	16.1 16.0-16.1		
	Boden	65.9 63.9-67.9	67.6 64.9-70.2	7361 7023-7699	7624 7200-8048	6300.3 6044.9-6355.5	6263.1 6008.7-6517.5		
	Jungwuchs	1.3 0.9-1.7	1.0 0.9-1.0	70.2 51.9-88.5	48.6 46.5-50.7	17.1 11.6-22.6	10.5 9.9-11.0		
	Total	78.161 71.3-85.0	92.419 85.2-99.4	7540.5 7138.2-7942.7	7979.3 7532.6-8426.2	6323.3 6061.4-6585.1	6289.7 6034.6-6544.6		
Differenz Okt.77-Okt.78		-28.2	-13.3	-	-	-	-		
Okt. 77	Schlagabraum	54.3 42.1-66.4	39.2 36.7-41.8	615.0 575.0-655.2	459.6 448.3-471.0	93.3 65.7-110.9	73.3 72.4-74.1		LEH- MIGER SAND
	Boden	54.0 52.1-55.9	54.0 52.1-55.9	4559 4393.5-4724.5	4559 4393.5-4724.5	5012.3 4850.3-5174.3	5012.3 4850.3-5174.3		
	Total	108.3 94.2-122.3	93.3 88.8-97.7	5174 4968.5-5379.7	5018.6 4841.8-5195.5	5105.6 4926-5285.2	5085.6 4922.7-5248.4		
Okt. 78	Schlagabraum	17.4 11.5-23.3	14.7 13.8-15.5	115.8 85.4-146.2	117.7 115.4-119.9	12.8 7.9-17.6	17.4 16.3-18.5		
	Boden	52.9 49.6-56.3	57.4 54.5-60.3	5387 5143-5631.0	5387 5143-5631.6	5060.8 4892.4-5229.2	4994.4 4833.0-5155.8		
	Jungwuchs	0.97 0.9-1.0	2.9 2.9-2.9	52.8 51.7-53.9	140.6 129.4-151.7	12.1 10.8-13.4	22.9 21.4-24.3		
	Total	71.3 62.0-80.6	74.9 71.2-78.7	5555.6 5280.1-5831.1	5645.3 5387.8-5903.2	5085.7 4911.1-5260.2	5034.7 4870.7-5198.6		
Differenz Okt.77-Okt.78		-37.0	-18.3	-	+626.7	-	-		

obere Zahl : Mittelwert

untere Zahl: Spannweite, wobei als die Spannweite der Bodenvorräte der Vertrauensbereich des Mittelwertes angegeben ist.

Tab.5-4: Veränderung der Nährstoffvorräte infolge der Waldrodung (C-Vorräte in t/ha,sonst kg/ha)

		K-Vorräte		Ca-Vorräte		Mg-Vorräte			
		KmB	KoB	KmB	KoB	KmB	KoB		
Okt. 77	Schlagabraum	688.8 630.8- 746.8	614.9 566.0- 663.7	304.9 263.1- 346.8	215.5 186.5- 234.5	134.2 114.5- 153.7	108.4 105.9- 110.9	SCHLUFF LEHM	
	Boden	688.9 647.3- 730.5	688.9 647.3- 730.5	7337.6 6854.6-6820.6	7337.6 6854.6-7820.6	1968.6 1743.8-2193.4	1968.6 1743.8-2193.4		
	Total	1377.7 1278.1-1477.3	1303.8 1213.3-1394.2	7642.5 7117.1-8167.4	1553.1 7051.1-8055.1	2102.8 1858.3-2347.1	2077.0 1849.7-2304.3		
Okt. 78	Schlagabraum	58.5 50.6- 66.2	149.6 90.5- 208.4	28.9 13.8- 43.9	115.5 106.3- 124.8	9.6 3.6- 15.6	34.6 34.2- 34.9		SCHLUFF LEHM
	Boden	937.9 863.7-1012.1	937.9 863.7-1012.1	6721.1 6253.9-7188.3	6824.6 6350.6-7298.6	1968.6 1743.8-2193.4	1968.6 1743.8-2193.4		
	Jungwuchs	110.6 71.3- 149.9	68.0 63.9- 72.0	79.7 26.0- 133.3	35.5 28.9- 38.1	25.8 7.4- 44.2	9.6 7.9- 11.3		
	Total	1107.0 986-1228.2	1155.5 1018.1-1292.5	6829.7 6.293.7-7365.5	6973.6 6485.8-7461.5	2004.0 1754.8-2253.2	2012.8 1785.9-2239.6		
Differenz Okt.77-Okt.78	-270.7	-	-	-	-	-			
Okt. 77	Schlagabraum	391.4 315.9-466.8	342.7 327.9-357.5	805.3 638.6- 971.9	553.8 471.5- 636.1	127.3 126.9-127.7	105.0 89.7-120.3		LEH- MIGER SAND
	Boden	373.7 312.9-434.5	373.7 312.9-434.5	1997.0 1653.8-2340.2	1997.0 1653.8-2340.2	292.7 256.1-329.3	292.7 256.1-329.3		
	Total	765.1 628.8-901.3	716.4 640.8-792.0	2802.3 2292.4-3312.1	2550.8 2125.3-2976.3	416.7 383.0-457.0	397.7 345.8-449.6		
Okt. 78	Schlagabraum	36.6 19.6- 53.6	48.7 48.7- 48.7	304.3 178.1-430.4	302.8 288.4- 317.2	19.2 14.9- 23.5	43.4 41.7- 45.1	LEH- MIGER SAND	
	Boden	632.8 546.0-719.6	632.8 546.0-719.6	2407.2 2021.2-2793.2	2150.5 1776.7-2524.3	429.4 375.2-483.6	429.4 375.2-483.6		
	Jungwuchs	68.6 65.3- 71.9	125.2 109.7-140.6	31.5 27.5-35.5	75.3 72.9-77.6	9.6 8.8- 10.3	31.9 30.0- 33.9		
	Total	738.0 630.9-845.1	806.7 704.4-908.9	2743.0 2226.8-3259.1	2528.6 2138-2919.1	458.2 398.9-517.4	504.7 446.9-562.6		
Differenz Okt.77-Okt.78	-	-	-	-	-	-			

Tab.5-4: (Forts.)

Übertragbarkeit der Ergebnisse des Feldversuchs:

Hinsichtlich der Übertragbarkeit der durch vorliegenden Feldversuch gewonnenen Erkenntnisse auf reale Bedingungen sei noch folgendes vermerkt:

-Die auf den Versuchspartellen aufgebrauchten Mengen an Schlagabraum sind niedriger als sie bei einer echten Rodung des Hochwaldes anfallen würden. Gemäß den Nährstoffvorräten des Naturwaldes (Kap.3.3) ist selbst nach Abzug von Exploitationsexporten mit einem Nährstoffanfall von immerhin noch 1700kg N/ha, 250kg P/ha, 1250kg K/ha, 2200kg Ca/ha und 250kg Mg/ha bei Rodung zu rechnen. Ein Kationen-Austrag ist nach einer wirklichen Rodung des Hochwaldes deshalb nicht auszuschließen.

-Durch Abbrennen des Schlagabraums über größere Flächen hinweg sowie die größere Menge brennbaren Materials werden vermutlich höhere Brandtemperaturen erreicht als es in den vergleichsweise kleinen Versuchspartellen simuliert werden kann. Das stärkere Durchbrennen der oberen Bodenschicht resultiert dann in höheren Verlusten an organischer Substanz (besonders N) als im Versuch beobachtbar war. Die Nährstoffverluste durch Rauch und Flugasche sind dann ebenfalls höher zu veranschlagen wegen der stärkeren Turbulenzenbildung,

-Da die Partellen des Feldversuchs der natürlichen Wiederbesiedlung durch eine Kahlschlagflora überlassen wurden, stellt dies den günstigsten Fall gegen einen Nährstoff-Austrag dar. In den untersuchten Teak-Plantagen wurden hingegen in den beiden ersten Jahren insgesamt 6 mal Kulturpflflegemaßnahmen durchgeführt, d.h. eine Bodenbedeckung und Nährstoffaufnahme in die Regenerationsbiomasse wurde künstlich unterbunden.

-Durch die Kleinheit der gerodeten Fläche (30mx30m)

bedingt unterlagen die Versuchspartellen noch dem Einfluß durch den angrenzenden Hochwald (Beschattung, seitlicher Eintrag von Kronentraufe und Laubstreu, Durchwurzelung). Angesichts der technischen Möglichkeiten, die zur Verfügung standen, war eine großflächigere Rodung jedoch nicht durchführbar.

Eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse für zukünftige Untersuchungen über rodungsbedingte Nährstoffverluste sollte daher gewährleistet werden durch eine noch stärkere Elimination der Bodenvariabilität, d.h. drastische Erhöhung der Einzelprobenzahl pro Mischprobe. Entsprechend den zur Verfügung stehenden Mitteln sollte erwogen werden, Austragsverluste über direkte Output-Messungen mit Lysimetern (z.B. Steinhardt 1979) zu quantifizieren und so die Mängel einer Vorratsbilanzierung zu umgehen (s. hierzu Divisch 1978). Der Meßaufwand vergrößert sich dabei jedoch beträchtlich.

Um Randeffekte des Nachbarbestandes auszuschalten, ist eine Mindestgröße der Kahlschlagfläche von 50mx50m zu fordern.

5.4. Atmosphärischer Stoffeintrag

Der Stoffeintrag aus der Atmosphäre ist eine bedeutende Quelle für den Ersatz von Nährstoffen, die über Auswaschung und/oder Nutzungsmaßnahmen dem Ökosystem verloren gehen (Nye, Greenland 1960, Jones 1960). Da selbst nutzungsbedingte Biomasseexporte auf diesem Wege mit der Zeit ausgeglichen werden können, stellt die Quantifizierung dieses Inputs eine wichtige Hilfsgröße für die Beurteilung der Gefahr einer langfristigen Bodendegradation dar.

5.4.1. Methodik der Probennahme

Die Probennahme erfolgte derart, daß auf einer 30mx30m großen waldfreien Fläche das Regenwasser in 20 Regensammlern (Auffanghöhe: 1.3m) tagweise aufgefangen wurde über einen Zeitraum von einem Jahr hinweg (Okt.1977-Okt.1978).

Die Probenahme umfaßte, da die Regensammler permanent geöffnet blieben, somit die Gesamtdeponie von Nährstoffen (bulk precipitation). D.h. neben den im Regenwasser gelösten Nährstoffen (wetfall) wurden dadurch die trocken deponierten Stäube und Aerosole (dryfall) niederschlagsfreier Perioden undifferenziert miterfaßt.

Die Regenwasserproben (500-1000ml) wurden mit 2ml konz.Schwefelsäure oder 2ml konz. Salzsäure unmittelbar nach der Probennahme konserviert und einige Wochen später im Verhältnis 5/1 bis 20/1 durch Eindampfen konzentriert. Bei der chemischen Analyse wurde ein eventueller Effekt dieses Konservierungsverfahrens auf die Analyseergebnisse entsprechend berücksichtigt (s. Anhang). Der Elementgehalt wurde für jeden einzelnen Tagesniederschlag nach filtrieren im Konzentrat bestimmt.

Die Niederschlagshöhe wurde auf gleicher Fläche mit einem Hellmann-Regenmesser erfaßt.

Bei entsprechender Berücksichtigung der durchschnittlichen Probenmenge (750ml Regenwasser/Analyse) und Größe der Auffangfläche (0.15m²) wurden für den Untersuchungszeitraum etwa 18% des Gesamt-Jahresniederschlages für die chemische Analyse erfaßt.

5.4.2. Ergebnisse

Elementkonzentration :

Wie Tab.5-5 zeigt, schwanken die gefundenen Elementkonzentrationen im Regenwasser außerordentlich stark, weshalb ihre Abweichung von der Normalverteilung vermutet werden

muß. Dies trifft insbesondere für die P-Gehalte zu und weniger für die K-Gehalte.

Variationsbeeinflussende Faktoren sind einmal die Höhe des Niederschlags sowie die Länge von den einzelnen Niederschlägen vorgeschalteten Trockenperioden: der Elementgehalt nimmt mit zunehmender Niederschlagshöhe deutlich ab. Dieser Zusammenhang wird noch enger an den logarithmisch transformierten Daten (s. Tab.5-5) deutlich, weshalb eine hyperbolische Beziehung zwischen beiden Größen vermutet werden muß. Eine derartige Abhängigkeit des Gehaltes von der Niederschlagshöhe stellen auch Ulrich u.a.(1979a) in Niederschlägen im Solling fest.

Ebenfalls variabilitätserhöhend ist der Einfluß von Trockenperioden: Bei den Nges- und Mg-Konzentrationen wirken sich diese hochsignifikant aus, doch bleiben sie offenbar für die anderen Elemente ohne Einfluß. Besonders hohe Nges-Konzentrationen wurden in den ersten Niederschlägen nach der Trockenzeit festgestellt: So beträgt der mittlere Nges-Gehalt $2.15 \pm 0.43 \text{ mg/l}$ (=Mittelwert aus den ersten 5 Niederschlägen nach der Trockenzeit). Diese N-Erhöhungen rühren vermutlich aus Verbrennungsvorgängen, da das trockenzeitliche Verbrennen (Brandrodung, Feuerreinigung von Viehweiden) in dieser Region weit verbreitet ist.

Nicht konsistent interpretierbar ist der signifikante Anstieg des Mg nach niederschlagsfreien Perioden: die erhöhte Staubdeposition während Trockenperioden sollte sich gleichfalls in einer Ca-Anreicherung dokumentieren. Eine andere wichtige Quelle für Mg in Niederschlägen ist Meerwasser (Ulrich u.a.1979a).

Daß es während Trockenperioden zu einem Anstieg der Trockendeposition kommt, ist jedoch außer Zweifel. So beobachteten Flinn u.a.(1979) in Australien eine Zunahme von Feststoffen (filterable solids) in den Niederschlägen trockener Monate. Hierauf weisen ebenfalls die trockenzeitlich erhöhten Ionengehalte von Niederschlägen aus Manaos/Brasilien hin (Anonym 1972).

Die hier angesprochenen Faktoren erklären die hohe Variabilität der Elementgehalte jedoch nur teilweise. Obwohl über den größten Teil des Beobachtungszeitraumes hinweg die Regensammler mit feinmaschigen Plastiksieben geschützt

waren, spricht vor allem die hohe Streuung der P-Gehalte für eine biogenen Verunreinigung (Pollen, Insekten). Eine weitere wichtige Störgröße ist in der Reinsertion (Slinn 1977, zit. in Ulrich u.a. 1979a) von im Interzeptionswasser gelösten, ursprünglich pflanzenbürtigen Ionen zu sehen. Der Einfluß dieses die Meßwerte erhöhenden Faktors ist unbekannt, doch ist er sicher erheblich auf Grund seiner kleinörtlichen Wirkungsweise (nach Ulrich u.a. 1979a) und weil die Aufstellung der Sammler in nächster Nähe zur Ionenquelle (unmittelbar angrenzender Hochwald) erfolgte.

Depositionsraten:

Wegen des signifikanten Zusammenhanges zwischen Niederschlagshöhe und Elementkonzentration (s.o.) wurden die Elementkonzentrationen für jeden Einzelniederschlag über logarithmische Regressionen geschätzt. Angesichts der hohen Variabilität in den gemessenen Gehalten wurde allerdings auf den Ausgleich des bei logarithmischer Datentransformation entstehenden Bias (s. Kap.3.1.4.2.3) verzichtet.

Über folgende Beziehungen zur Niederschlagshöhe ($=x$ in mm) wurden die Konzentrationen der Einzelniederschläge ($=y$ in mg/l) geschätzt:

N:	$\ln y = 0.33 - 0.36 \ln x$
P:	$\ln y = -2.26 - 0.42 \ln x$
K:	$\ln y = 0.18 - 0.44 \ln x$
Ca:	$\ln y = -0.13 - 0.27 \ln x$
Mg:	$\ln y = -1.19 - 0.33 \ln x$

Die Gesamt-Jahresdepositionsraten (s. Tab.5-5) ergaben sich dann als die Summe der so geschätzten Depositionsmengen pro Einzelregen. Der Gesamtfehler der Jahres-Depositionsraten wurde aus der Summe der Schätzfehler nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz berechnet (s. Sachs 1978, S.78 u.342). In den hohen Standard-Abweichungen der Depositionsraten drücken sich demnach die Konzentrationsschwankungen der Gehalte aus.

Von Literaturdaten (s. Übersicht in Steinhardt u.a. 1979) sind

die vorliegenden Caparo-Depositionsraten nicht auffällig verschieden. Bis auf den niedrigeren N-Eintrag (weitgehendes Fehlen industrieller Verunreinigungen) sind die Werte mit denen des Solling (Ulrich u.a. 1979a) vergleichbar.

	N	P	K	CA	MG	
	Konzentration im Regenwasser in mg/l					
\bar{x}	0.65	0.09	0.47	0.69	0.21	
s_x	0.10	0.03	0.04	0.10	0.04	
n	68	60	67	68	68	
	Korrelationskoeffizienten der Konzentration					Korrelativer Bezug:
	-0.27*	-0.08	-0.54**	-0.18	-0.18	Niederschlagshöhe (Originalwerte)
	-0.42*	-0.35**	-0.59**	-0.30*	-0.39**	Niederschlagshöhe (log-log transf.)
	0.38*	-0.08	0.15	-0.11	0.55**	Zahl der vorausgegangenen niederschlagsfreien Tage
	Input pro ha und Jahr					
\bar{x}	8.38	0.53	5.81	6.99	1.99	1977 Jahresniederschlag:
s_x	2.64	2.68	2.62	2.64	2.64	1864 mm
\bar{x}	8.86	0.56	6.11	7.44	2.12	1978 Jahresniederschlag:
s_x	2.73	2.77	2.71	2.74	2.73	2009 mm
\bar{x}	21.87	0.17	3.29	10.40	1.91	Zum Vergleich: Niederschlagsinput im Solling (nach Ulrich u.a. 1979)
s_x	4.95	-	0.55	3.15	0.45	

* = signifikant

** = hochsignifikant

Tab.5-5: Daten über den atmosphärischen Stoffeintrag in Caparo

6. Konsequenzen des Teak-Anbaus für das standörtliche Produktionspotential

Es stellt sich die Frage, ob die Überführung des Naturwaldes in eine Plantagenwirtschaft mit Teak die Leistungsfähigkeit der Banco-Standorte langfristig gefährden kann. Aufbauend auf die bis hierher erarbeitete Information wird deshalb ein vereinfachtes Bilanzmodell konstruiert, um längerfristige Konsequenzen des Teak-Anbaus in halbquantitativer Form abschätzen zu können.

6.1. Herleitung der Bilanz-Kenngrößen

U = Umtriebszeit in Jahren (Index)

I = atmosphärischer Stoffeintrag
in kg/ha/Umtriebszeit, Herleitung aus Kap. 5.4. Mittelwert aus den Jahren 1977/78

V = Gesamtvorrat des Banco-Hochwaldes in kg/ha
(s.Tab.5-1)

E1 = Nährstoffexport in kg/ha durch Nutzung von Stammholz des Naturwaldes vor Begründung der Teak-Plantagen (s.Kap.5.3.1). Wegen der höheren Naturwald-Biomasse auf sandigen Standorten wurden hierfür als Exporte die oberen Grenzen der in Kap. 5.3.1 aufgeführten Mittelwerte und für den lehmigen Standort die unteren Grenzen dieser Mittelwerte zu Grunde gelegt.

KV = Summe der Nährstoffverluste (in kg/ha) durch Brandrodung und Tiefenversickerung unter Teak-Plantagen bis zum Erreichen der Baumholzgrenze. Die N-Verluste wurden hergeleitet aus den Parzellen-Inventarvergleichen unter Berücksichtigung von "E1" (s.Kap.5.2). Die K-Verluste (Auswaschung) wurden errechnet an Hand der Überlegung in Kap.5.3.2.2: für den 1S wurde eine maximale K-Speicherkapazität von 600kg K/ha, für den uL von 1100kg K/ha angenommen. Demgegenüber steht ein

kahlschlagbedingter Stoffeintrag in den Boden von etwa 1200kg K/ha.

O= Tiefenversickerung in kg/ha/Umtriebszeit
unter Teakplantagen ab Erreichen der Baumholzgrenze;
nicht bestimmt

A% = prozentuale Inanspruchnahme der
Nährstoffvorräte durch Derbholznutzung der Teak-
Plantagen, berechnet pro Umtriebszeit für $E2 > I-0$ als:

$$A\% = \frac{(E2 - (I-0)) \cdot 100}{(V - E1 - KV)}$$

E2 = Nährstoffexport in kg/ha/Umtriebszeit durch
Derbholznutzung in den Teak-Plantagen (=Summe der Vor-
und Endnutzungen/Umtriebszeit).

Auf Grund der wenigen Daten über Nährstoffvorräte von
Teak-Plantagen (1) mußten diese Kenngrößen über die eige-
nen Daten sowie Literaturangaben berechnet werden. Das

D e r b h o l z v o l u m e n stammt aus den vor-
handenen Ertragstafeln über Teak-Bestände in Indien und
Burma (Laurie 1940), Indien (FRI 1957), Trinidad (Lamb in
FAO 1957) und Java (De Veer in FAO 1957). Aus diesen
Quellen wurden die beiden Extremwerte über Mittelung der
jeweiligen Ertragstafel-Extremwerte berechnet. Ferner
wurde der arithmetische Mittelwert über alle Standorts-
klassen verwendet, um die Volumenleistung eines "middle-
ren" Standortes (s. Abb. 6-1) zu charakterisieren. Die uL-
Standorte wurden der besten Standort-Güteklasse zugeord-
net, d.h. der Bilanzierung des uL-Standortes liegt der
obere Extremwert der Ertragstafeln zugrunde. Die
Abschätzung der endgültigen Volumenleistung auf den
tonärmeren Bancos ist hingegen noch unsicher. Vermutlich
produzieren diese auf höchstens mittlerem Ertragstafel-
Niveau. In der Bilanzierung sind für diesen Standort
deshalb Spannweiten (site quality III - site quality V)

1) Seth u.a. (1963) sowie Coster (1933) präsentieren Daten
über Nährstoffvorräte eines 33 jährigen bzw. 80 jährigen Teak-
bestandes in Indien bzw. Indonesien, ohne allerdings ihre
methodische Herleitung näher aufzuführen (s.a. Tab. 3-13 und
Tab. 3-23).

aufgeführt.

Das mittlere spezifische Gewicht von Teakholz ($=0.589+0.035 \text{ gr/cm}^3$) wurde aus den Extremwerten der Literatur berechnet (Oey Djoen Seng 1951, zit. in Hellinga 1955; ATIBT 1965; Seil 1968; Purkayasthan 1972; Wagenführ 1974; Bosshard 1974; Ola-Adams 1974). Streng genommen ist nur die auf Frischvolumen bezogene Gewichtsangabe zuverlässig, doch macht nur Purkayasthan (1972) eine derartige Angabe. Es bestehen aber nur geringe Unterschiede zu den Werten der anderen Autoren.

Die Elementgehalte des Teak-Stammholzes wurden über Regressionen hergeleitet. Ein derartiges Vorgehen wurde gewählt, um der Erweiterung des Holz/Rinde-Verhältnisses mit zunehmendem Alter bzw. BHD Rechnung tragen zu können. Mit folgenden Gleichungen wurden die Gehalte berechnet (x =Alter in Jahren):

$$\ln N = 1.399 - 0.1781 \ln x \quad (r = -0.398)$$

$$\ln P = 0.638 - 0.1831 \ln x \quad (r = -0.246)$$

$$\ln K = 2.638 - 0.5261 \ln x \quad (r = -0.852)$$

$$\ln Ca = 0.948 + 0.3661 \ln x \quad (r = +0.646)$$

$$\ln Mg = 0.479 - 0.1241 \ln x \quad (r = -0.496)$$

Obige Regressionen wurden aus den eigenen Daten (Parzellenmittelwerte) sowie den Gehaltsangaben von Seth u.a. (1973, s. Tab. 3-20 in Kap. 3.2) berechnet. Für die Ca-Exportmengen (E2) sind in Tab 6-1 jeweils 2 Werte angegeben: dem kleineren Wert liegt der mittlere Ca-Gehalt (= 5.083 mg Ca/Gr OTM) des Stammholzes zugrunde, wie er sich für die Caparo-Plantagen errechnet. Der größere Wert basiert auf den über obige Regressionen berechneten Ca-Gehalten.

Die anderen in Tab. 3-20 aufgeführten Daten beziehen sich auf Holz ohne Rinde und blieben deshalb unberücksichtigt.

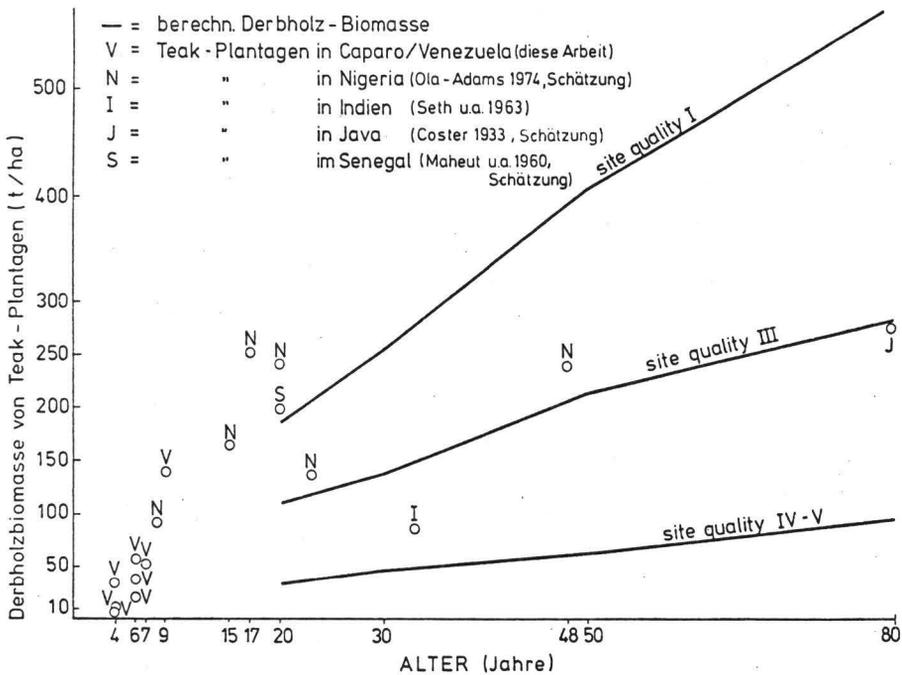


Abb.6-1: Derbholzbiomasse (in t/ha) von Teak-Plantagen

6.2. Nährstoff-Bilanzmodell für den Teak-Anbau in erster Generation

In Tab.6-1 wird versucht, für den Banco-Standort die Inanspruchnahme der Nährstoff-Vorräte durch den Anbau von Teak-Reinbeständen bilanzmäßig zu beurteilen. Diese Darstellung erfolgt in Anlehnung an Ulrich u.a.(1975). Die Bilanzierung bezieht sich auf die für Caparo zutreffende Nutzungsfolge: nach dem Export der wirtschaftlich nutzbaren Stämme des Naturwaldes wird dieser brandgerodet und die Fläche anschließend mit Teak aufgeforstet. In den Teak-Plantagen wird alles Derbholz incl.Rinde dem Standort entzogen.

Unter der Voraussetzung, daß die kahlschlagbedingten N-Verluste von der prognostizierten Größenordnung sind, ergeben sich demnach für den Anbau von Teak keine wesentlichen Beschränkungen über den N-Vorrat. Die Exportmengen können vielmehr weitgehend durch den atmosphärischen Stoffeintrag ausgeglichen werden. Ebenfalls eine vernachlässigbare Reduktion erfahren die P-Vorräte.

Eine markantere Vorratsverminderung ergibt sich allerdings durch den Teak-Anbau bei den Kationen K, Mg und besonders Ca. Hier dürfte es vor allem auf den tonreicheren, wüchsigen Standorten zu einer Unterdeckung kommen, die sich spätestens in der Folgenutzung auswirken wird, da besonders der Ca-Vorrat sehr weitgehend im Teak-Stammholz immobilisiert ist. Trifft die in dieser Form angenommene Altersabhängigkeit der Ca-Gehalte zu, so stellt selbst eine Verlängerung der Umtriebszeit kein geeignetes Instrumentarium für die Schonung des Ca-Vorrats dar. In diesem Zusammenhang gewinnt die Auseinandersetzung in der älteren Teak-Literatur um den Einfluß von Teak auf den Boden Bedeutung: hier dominiert die Frage nach den Anforderungen von Teak-Plantagen an die Ca-Reserven (s. Sarlin 1963, eine Übersicht geben Seth, Yadav 1959). So vermutet Puri (zit. in Seth, Yadav 1959) im Zusammenhang mit Schwierigkeiten bei der Wiederbegründung von Teak-Plantagen "that the plantations of teak...caused a tremendous removal of calcium from the soil". Bhatia (1955, zit. in Seth 1959)

Umtriebszeit (Jahre)	Banco-Standort 7-10 % Ton (1S-sL)			Banco-Standort 15 % Ton (uL)			ELE- MENT
	30	50	80	30	50	80	
Derbholz- Volumen (m ³ /ha)	77-236	108-362	162-482	429	690	981	
Bilanz- KenngröÙe							
+ I	260	431	690	260	431	690	N
+ V	8480 [±] 370	8480 [±] 370	8480 [±] 370	8480 [±] 370	8480 [±] 370	8480 [±] 370	
-EI	304	304	304	228	228	228	
-KV	600	600	600	0	0	0	
- O	?	?	?	?	?	?	
-EZ	204	279	352	558	819	1071	
A%	(98-303) 0	(128-429) 0	(177-526) 0	4	5	5	
+ I	16	27	44	16	27	44	P
+ V	5040 [±] 180	5040 [±] 180	5040 [±] 180	5040 [±] 180	5040 [±] 180	5040 [±] 180	
-EI	36	36	36	24	24	24	
-KV	0	0	0	0	0	0	
- O	0	0	0	0	0	0	
-EZ	93	128	161	256	376	489	
A%	(48-147) 1-3	(59-197) 1-3	(81-240) 1-4	5	7	9	
+ I	179	298	477	179	298	477	K
+ V	2550 [±] 180	2550 [±] 180	2550 [±] 180	2550 [±] 180	2550 [±] 180	2550 [±] 180	
-EI	714	714	714	432	432	432	
-KV	600	600	600	0	0	0	
- O	?	?	?	?	?	?	
-EZ	215	247	264	590	726	805	
A%	(114-351) 0-14	(113-380) 0-7	(133-395) 0	19	20	15	
+ I	217	361	577	217	361	577	Ca
+ V	6410 [±] 360	6410 [±] 360	6410 [±] 360	6410 [±] 360	6410 [±] 360	6410 [±] 360	
-EI	1347	1347	1347	981	981	981	
-KV	?	?	?	?	?	?	
- O	?	?	?	?	?	?	
-EZ	826	1495	2434	1284-2264	2066-4391	2937-7414	
A%	(406-1246) 4-20	(681-2303) 6-38	(1224-3643) 13-61	20-38	31-74	43-126	
+ I	62	103	165	62	103	165	Mg
+ V	1070 [±] 60	1070 [±] 60	1070 [±] 60	1070 [±] 60	1070 [±] 60	1070 [±] 60	
-EI	69	69	69	49	49	49	
-KV	?	?	?	?	?	?	
- O	?	?	?	?	?	?	
-EZ	98	139	180	268	405	543	
A%	(48-149) 0-9	(64-214) 0-11	(90-270) 0-10	20	30	37	

Tab.6-1: Bilanzmodell über die Inanspruchnahme der Nährstoffvorräte bei Teak-Anbau (alle Angaben in kg/ha)

sieht in dem hohen Basenbedarf von Teak-Plantagen die Ursache für das Scheitern einer kontinuierlichen Teak-Plantagenwirtschaft im natürlichen Verbreitungsgebiet von Teak.

Im Unterschied zum Ca ist die Inanspruchnahme der K-Vorräte durch die Nutzung der Teak-Bestände am höchsten bei niedrigen Umtriebszeiten, bedingt durch das relativ starke Absinken der K-Stammgehalte mit dem Alter. Über eine entsprechende Verlängerung der Umtriebszeit ist es also möglich, die Beanspruchung der K-Vorräte zu reduzieren.

Die Bilanzierung ist optimistisch, da der Teil der Nährstoffvorräte, der dem Standort über Tiefenversickerung ab Erreichen der Baumholzgrenze verloren geht, in dieser Arbeit nicht näher quantifiziert werden konnte und deshalb unberücksichtigt bleiben mußte. Weiterhin sind die angegebenen Inputmengen aus meßmethodischen Gründen (s. Kap. 5.4.2) als Höchstwerte zu verstehen.

Angesichts des Reichtums der Caparo-Böden an Primärsilikaten (s. Kap. 6.3) besteht demgegenüber jedoch die Möglichkeit der Nährstoff-Freisetzung durch Mineralverwitterung (s. Thompson u. a. 1977). Daß diese Nährstoffquelle noch während der ersten Teakgeneration Bedeutung erlangt, ist allerdings zu bezweifeln.

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor sind die der Kenngröße "E2" zugrunde liegenden Stammholz-Gehalte: hier muß insbesondere die Frage noch weiter überprüft werden, ob wirklich, wie durch die Regressionen indiziert, eine Einlagerung von Ca in das Teak-Stammholz mit dem Alter abläuft, d. h. ob die Stammgehalte altersbedingt ansteigen. Die hier verwendete Schätzung wird stark von dem von Seth u. a. (1973) gegebenen Wert für die 33-jährige Teak-Plantage beeinflusst. Entsprechend angehoben im Vergleich zu den eigenen Werten sind deshalb die prognostizierten Ca-Stammgehalte.

Da die älteste Teak-Plantage in Caparo (Parzelle 7) vom Standort her nicht mit den übrigen Parzellen vergleichbar ist, blieb sie im Bilanzmodell unberücksichtigt. In dieser Plantage entspricht der relative K-Stammholz-Vorrat (=30%) schon bei jetzigem Alter dem für das Alter 30 Jahre prognostizierten Stammholzanteil (s. Tab. 5-1).

Seth u. a. (1963) sowie Coster (1933) geben folgende Element-

mengen an, die in Teak-Derbholz gespeichert werden (Angaben in kg/ha):

	N	P	K	Ca	Mg
Seth 1963 (33j. Plantage)	143	108	189	739	92
Coster 1933 (80j. Plantage)	352	328(2)	56	1280	

Die Werte von Seth würden, verglichen mit den eigenen Berechnungen (Kenngröße "E2" in Tab.6-1), einer Plantage auf mittlerem Standort entsprechen. Kritisch sind allerdings die von Coster angegebenen Werte zu beurteilen. Insbesondere die sehr niedrigen K-Vorräte lassen vermuten, daß diese Werte sich auf entrindetes Holz beziehen. Relativ hoch erscheinen auch die von ihm berechneten P-Mengen.

6.3. Regradationspotential der Banco-Böden

Das erstellte Bilanzmodell wirft die Frage auf, inwieweit neben dem atmosphärischen Stoffeintrag auch der Nährstofffreisetzung aus der Silikatverwitterung eine Bedeutung zukommt für den Ausgleich der Nährstoffverluste, die durch Nutzung der Teak-Plantagen auftreten. Deshalb wurden die Kationenvorräte der in den Fraktionen gU, fS und mS enthaltenen Primärsilikate über die mineralogische Zusammensetzung einiger

2) Coster gibt den Aschegehalt von Teakholz an "Phosphorsäure" mit 30% an. Bei einem Aschegehalt von 1.3% berechnet er die im Derbholz der 80-jährigen Teakplantage gespeicherte P-Menge daher auf 1040 kg P/ha. Vermutlich bezieht sich dieser sehr hohe Wert auf die Menge an Phosphorsäure. Diese Angabe wurde deshalb entsprechend korrigiert, d.h. auf P alleine bezogen.

Bodenproben (s.Tab.2-1), ihre Korngrößenzusammensetzung (Anhang) und die chemische Zusammensetzung der Minerale (Scheffer, Schachtschabel 1976, S.3) geschätzt. Es ergeben sich folgende Vorräte für die gU-mS-Fraktion (bei TRD=1.46, in t/ha/10cm Bodentiefe):

	K	Ca	Mg
für die Deckschicht:	13.1-14.7	3.4-3.5	3.7
für die basale Sandschicht:	10.5	1.2	2.6

Demnach kann man, je nach Mächtigkeit der Deckschicht mit Silikat-Kationenvorräten rechnen von etwa 105-134t K/ha, 12-28t Ca/ha und 26-34t Mg/ha (bezogen auf 1m Bodentiefe und auf die gU-mS-Fraktion). Die ca. 150-fache bzw. 40-fache Menge des derzeit als austauschbar ermittelten K- bzw. Mg-Bodenvorrates (Tab.4-1) ist also noch in den Silikaten dieser Fraktionen immobilisiert. Der Ca-Silikatvorrat ist 5-10 mal höher als der austauschbare Ca-Vorrat. Trotz der methodischen Ungenauigkeit der benutzten Mineralanalyse wird damit zumindest größenordnungsmäßig deutlich, daß die Banco-Böden über ein genügend großes Potential verfügen, erlittene Nährstoffverluste mit der Zeit wiederaufzufüllen. Die Frage ist, mit welcher Geschwindigkeit eine Kationenfreisetzung aus den Silikaten erfolgen kann.

Da die Mineralvorräte des Ausgangsmaterials unbekannt sind, können die mit der Bodenentwicklung einhergegangenen Mineralverluste nur geschätzt werden: Anhaltspunkt zur Aufstellung einer Mineral-Verwitterungsbilanz ist der Kaolinit-Gehalt. Dieser ist mit ca. 2.5 Gewichtsprozent (Parz 6, 30-50cm Tiefe) insgesamt recht niedrig (Tab.2-1). Die ermittelten Ake-Werte von 15-50 mmolIÄ/100Gr Ton deuten andererseits auf einen hohen Illit-Anteil hin. Die Silikatverwitterung ist also nur teilweise bis zur Kaolinit-Bildung fortgeschritten.

Man kann deshalb davon ausgehen, daß sich im Verlauf der Bodenbildung nicht mehr als 5% der Silikate in Kaolinit umgewandelt haben. Angesichts der oben geschätzten Kationenvorräte in Silikaten und dem Alter der Böden (1000-5000 Jahre, s. Fußnote in Kap.2.1) ergeben sich damit jährliche Kationenfreisetzungsraten von (Angaben in kg/ha):

	K	Ca	Mg
bei Bodenalter 1000 Jahre:	5.3-6.7	0.6-1.4	1.3-1.7
bei Bodenalter 5000 Jahre:	1.1-1.3	0.1-0.3	0.3

Die maximale Freisetzung von K und Mg durch Silikatverwitterung entspricht damit in etwa dem atmosphärischen Eintrag.

6.4. Schlußbetrachtung

In dieser Arbeit wurde der Versuch unternommen, die Substitution der natürlichen Waldvegetation insbesondere durch Teak-Plantagen in ihren Konsequenzen für die standörtlichen Nährstoffreserven mit Hilfe von Inventarvergleichen zu beschreiben. Ferner bildeten die Inventurergebnisse eine Grundlage für die Prognose über die zukünftige Inanspruchnahme der Nährstoff-Vorräte durch Teak-Plantagen. Grundsätzliche Schwierigkeiten, die gewonnenen Ergebnisse abzusichern, bestehen, da

- der Rodungseinfluß auf die Bioelementvorräte bei der (verglichen mit landwirtschaftlicher Nutzung) extensiven Folgenutzung des Teak-Anbaus länger bestehen kann als dies durch den nur einjährigen Beobachtungszeitraum im Feldversuch beschrieben werden konnte.

- andererseits die für die Elemente N, K, und Ca feststellbaren Vorratsunterschiede zwischen Naturwald und Sekundärwald zwar auf in der Vergangenheit der Bestände abgelaufene Nährstoff-Verluste hindeuten, diese Unterschiede wegen der Ungenauigkeit der Vorratsermittlung und gleichzeitiger Standortsheterogenität aber schwer absicherbar sind.

- hinreichend alte Teak-Plantagen und Sekundärwälder im Untersuchungsgebiet fehlen, um ein exakteres Bilanzmodell, insbesondere über die genauere Ertragsvorhersage, zu ermöglichen. Hinzu kommt, daß die Beziehung

zwischen Wuchsverhalten und Nährstoffreserven für Teak nicht bekannt ist.

Trotz dieser Unzulänglichkeiten kann auf die Untersuchung einer derartigen Problematik via Inventarvergleich nicht verzichtet werden, da genauere Ergebnisse nur über einen mit der Messung von Flußraten verbundenen und deshalb ungleich höheren Meßaufwand, in erster Linie aber über die drastische Ausdehnung des Beobachtungszeitraumes zu erzielen sind. Die Tragweite von Waldumwandlungen muß hingegen so früh wie möglich erfaßt werden, weil dies die Voraussetzung darstellt für jede weitere, langfristige Benutzbarkeit des Standortes.

Das grundsätzliche Problem besteht bei Inventarvergleichen in der Vergleichbarkeit der Beobachtungsflächen. Damit verbunden ist die Schwierigkeit der Interpretation festgestellter Unterschiede (s. Miehlich 1970). Diese Problematik ist in Caparo verstärkt vorhanden durch den äußerst kleinräumigen Texturwechsel.

Aus der vorliegenden Untersuchung ergeben sich nur über den Inventarvergleich Anhaltspunkte für aufgetretene N-, K- und Ca-Verluste während der Begründung der Sekundärbestände. Die N-Verluste erscheinen relativ geringfügig und sind, wie der Feldversuch nahelegt, über N-Fixierungsprozesse offensichtlich wieder auszugleichen.

Deutlicher sind von der Umwandlung hingegen die Kationen-vorräte betroffen:

Mit größeren Auswaschungsverlusten an Kalium ist während der Begründungsphase zu rechnen. Hier sind vor allem die tonärmeren Böden betroffen. - Wie der Parzellenvergleich zeigt, führt die Beseitigung des Naturwaldes offenbar zu einer stärkeren Differenzierung des Banco-Standortes hinsichtlich seines Produktionspotentials für Teak-Biomasse: die Wüchsigkeit der Teak-Bestände nimmt mit dem Tongehalt ab und auf Böden mit geringen Tongehalten ist die ursprünglich vorhandene Biomasse wohl nicht mehr zu erreichen. Ähnlich standörtlich differenziert wie die Teak-Plantagen sind auch die untersuchten Sekundärwälder im Hinblick auf ihre Baum- bzw. Holz-biomasse, doch vermindern sich Standortsunterschiede deutlich, wenn man ihre Gesamtbiomasse betrachtet. Hingegen besteht eine

derartige standörtliche Differenzierung, d.h. Abhängigkeit der verfügbaren Nährstoffvorräte vom Boden-Tongehalt, im Naturwald nicht.

Die Holzernte der Teak-Plantagen führt zu einer negativen Kationen-Bilanz in erster Linie beim Ca. Hiervon werden auf Grund ihres höheren Produktionspotentials vor allem die besseren, also tonreicheren Standorte betroffen. Werden auf diesen Böden, wie bilanziert wurde, mindestens die Hälfte der Ca-Vorräte über die Holzernte abgeführt, so wird sich dies bodenversauernd auswirken.

Es ist festzustellen, daß die Leistungsfähigkeit der tonärmeren LS-Standorte mehr durch die Flächenvorbereitung (Rodung) und weniger durch die Derbholznutzung der Teak-Plantagen beeinflusst wird. Die besser produzierenden Banco-Böden (>12-15% Ton) dagegen sind weniger anfällig für rodungsbedingte Nährstoff-Auswaschungen. Zuwachsminderungen sind auf diesen Standorten über die Holzernte zu erwarten.

Aus obigen Erkenntnissen sind folgende Schlüsse zu ziehen:

1) Voraussetzung für eine erfolgreiche Landnutzung ist die genaue Ansprache des Standortes im Hinblick auf seine ökologische Beschränkung und Eignung, z.B. für eine Aufforstung mit Teak. Wie gezeigt wurde, bestehen innerhalb des Banco-Standortes bodenbedingt unterschiedliche Ertragsniveaus, die über die bislang gebräuchliche Klassifizierung nach Vincent (1970) nicht zu erfassen sind. Die auf bodenkundlicher Grundlage arbeitende Standortsgliederung, wie sie von Franco (1979) vorgeschlagen wird, bietet ausreichende Möglichkeiten, das Nutzungspotential der Banco-Böden anzusprechen.

2) Die sich entwickelnde Kahlschlagflora ist der effektivste Mechanismus, um auf tonarmen Böden die Perkolationsverluste zu reduzieren. Von Kulturpflagemassnahmen in den Teak-Plantagen sollte daher minimaler Gebrauch gemacht werden.

3) Die mit der Holznutzung der Teak-Plantagen verbundenen Nährstoffexporte lassen sich teilweise reduzieren durch Erhöhung der Umtriebszeit (in erster Linie von Bedeutung für

die Kalium-Vorräte) und Holznutzung mit niederer Intensität (keine Vornutzung, bei Endnutzung wird nur geschältes Derbholz entnommen).

4) Grundsätzlich können die in Tab.6-1 aufgeführten Nutzungsexporte durch eine Düngung ausgeglichen werden. Über die betriebswirtschaftliche Berechtigung einer solchen Maßnahme kann im Rahmen dieser Arbeit keine Aussage gemacht werden. Bei jetzigem Kenntnisstand sind jedoch die standörtlichen Voraussetzungen für eine Düngebedürftigkeit von Teak-Plantagen noch weitgehend unbekannt.

Bisher durchgeführte Düngungsversuche mit Teak (Briscoe u.a. 1971, in 3-16 jährigen Beständen; Coster (1933) mit 3jährigen Plantagen in Java) ergaben keine entscheidenden Zuwachssteigerungen nach Düngung.

Angesichts der hohen Wahrscheinlichkeit einer Ca-Unterdeckung durch Teak-Anbau ist zu prüfen, ob auf die Exploitation von Starkholz im Rahmen der Flächenvorbereitung für die Teak-Aufforstung verzichtet werden kann.

5) Das Bilanzmodell verdeutlicht, daß einer mehrfachen Aufforstung des Banco-Standortes mit Teak-Plantagen Grenzen gesetzt sind trotz hoher anfänglicher Nährstoffvorräte. Lediglich auf flußnahen Standorten (Parz.7) sind mit der Teakholznutzung verbundene Nährstoffexporte durch Grundwassereintrag ausgleichbar.

7. Zusammenfassung

Die Arbeit versucht, die im Untersuchungsgebiet auf nicht grundwasserbeeinflussten Standorten (Banco) durchgeführte Waldumwandlung - Brandrodung des natürlichen Hochwaldes mit anschließender Aufforstung der Flächen mit Teak - in ihrer Auswirkung für die standörtlichen Nährstoffreserven von N, P, K, Ca und Mg quantitativ zu beschreiben.

Die Bestimmung der Nährstoffvorräte in Boden und Vegetation erfolgte im Hochwald in sechs Untersuchungsparzellen, in zehn Teak-Plantagen unterschiedlichen Alters (6 Monate bis 9 Jahre) sowie vier Sekundärwäldern unterschiedlichen Alters (5 bis 7 Jahre).

Als wichtigste Ergebnisse sind zu nennen:

- Die Biomasse des Naturwaldes schwankt zwischen 281 t/ha und 497 t/ha und ist negativ korreliert mit dem Tongehalt des Bodens.
- Die jährliche Biomasseproduktion in den Teak-Plantagen beträgt 23 t/ha für die 9-jährige Plantage, 16 t/ha für die 7-jährige Plantage und 10-14 t/ha in den 6-jährigen Plantagen. In den 4-jährigen Plantagen liegt die Biomasseproduktion zwischen 7 t/ha und 14 t/ha. Die Höhe der Biomasse der Teakplantagen ist positiv korreliert mit dem Bestandesalter und dem Tongehalt des Bodens.
- Die jährliche Biomasseproduktion der Sekundärwälder beträgt 10 t/ha in den 7-jährigen und 9-12 t/ha in den 5-jährigen Sekundärwäldern.
- Die Nährstoffvorräte der Banco-Böden sind ausgeglichen und hoch. Als Folge des Nährstoffeintrags aus Brandrodung sind die Kationenvorräte der Böden unter Teak- bzw. Sekundärwäldern deutlich höher als unter Naturwald.
- Im Naturwald sind 71% des K-Ökosystemvorrats und 53% des Ca-Ökosystemvorrats in der Vegetation gespeichert. Für die anderen Elemente ist der Hauptteil der Nährstoffe im Boden lokalisiert.
- In den Teak-Plantagen und Sekundärwäldern enthält der Boden mehr als 90% des gesamten N-, P- und Mg-Vorrats. Der Anteil der K-Bodenvorräte beträgt je nach Alter und Standort

50-90%.

- Durch die Nutzung (Exploitation) von Starkholz des Naturwaldes können die K- bzw. Ca-Vorräte des Ökosystems um jeweils 20% reduziert werden.
- Über die Vorratsbilanzen eines Feldversuchs lassen sich für den einjährigen Beobachtungszeitraum keine Nährstoffverluste durch die (Brand-)Rodung herleiten. Die Ergebnisse der Bilanzierung lassen vielmehr vermuten, daß rodungsbedingte N-Verluste über eine N-Fixierung ausgeglichen werden können. Eine weitere Ausdehnung des Beobachtungszeitraumes ist erforderlich.
- Der Inventarvergleich der Ökosystemvorräte ergibt für die Teak-Plantagen und Sekundärwälder um 800-1000 kg/ha (= 33%-40% des ursprünglichen K-Vorrats) niedrigere K-Vorräte als im Naturwald. Diese Vorratsunterschiede werden interpretiert als zurückführbar auf Nährstoffverluste in der Begründungsphase der Teak-Plantagen bzw. Sekundärwälder. Auf tonarmen Böden ergeben sich über den Inventarvergleich Anzeichen von N-Verlusten (ca. 10% des ursprünglichen N-Vorrats).
- Der atmosphärische Stoffeintrag beträgt für Caparo pro ha und Jahr: 8.5 kg N, 0.5 kg P, 6.0 kg Ca und 2 kg M.
Die Kationenfreisetzungsraten aus Silikatverwitterung werden hochgerechnet. Sie entsprechen größenordnungsmäßig dem atmosphärischen Stoffeintrag.
- Für den Teak-Anbau wird ein Nährstoff-Bilanzmodell entsprechend der für Caparo zutreffenden Nutzungsfolge erstellt. Dabei werden mit der Holzernte verbundene Nährstoffexporte unter Rückgriff auf Ertragstafeln hergeleitet (Umtriebszeiten: 30-80 Jahre). Nach dem Bilanzmodell erfahren die N- und P-Vorräte durch die Holznutzung der Teak-Plantagen eine vernachlässigbare Reduktion. Vielmehr können die Exporte durch den atmosphärischen Stoffeintrag ausgeglichen werden. Eine markante Verminderung erfahren die Kationen-Vorräte durch den Teak-Anbau: So können die Ca-Vorräte bereits während der ersten Umtriebszeit vollständig im Teak-Derbholz immobilisiert werden.
Trotz hoher anfänglicher Nährstoffvorräte sind damit dem wiederholten Anbau von Teak auf allen nicht-grundwasserbeeinflußten Standorten Grenzen gesetzt.

8. Literaturverzeichnis

- Aitchison, J., Brown, J.A.C. 1957 The lognormal-distribution. Cambridge University Press
- Anonym 1972 Regenwasseranalysen aus Zentralamazonien, ausgeführt in Manaus, Brasilien, von Dr. Harald Ungemach. Amazoniana 3(2), 186-198
- A.T.I.B.T. 1965 Nomenclature generale des Bois tropicaux. 285p
- Bartlett, M.S. 1947 The use of transformations. Biometrics 3, 39-52
- Baskerville, G.L. 1972 Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. Canadian Journal of Forestry 2, 49-53
- Bartholomew, W.V., Meyer, J., Laudelot, H. 1953 Mineral nutrient immobilization under forest and grass fallow in the Yangambi (Belgian Congo) region. I.N.E.A.C., Serie Scientifique 57, 27p
- Beard, J.S. 1944 Climax vegetation in tropical America. Ecology 25(2), 127-158
- Beauchamp, J.J., Olson, J.S. 1973 Corrections for bias in regression estimates after logarithmic transformation. Ecology 54(6), 1403-1407
- Bernhard-Reversat, F. 1976 Essai de comparaison des cycles d'Elements mineraux dans les plantations de Framire (*Terminalia ivorensis*) et en Foret naturelle de Cote-D'Ivoire. Bois et Forets de Tropiques 167, 25-38
- Bhatia, K. 1955 Foliar calcium of Teak. J. Indian Bot. Soc. 34(3), 227-234
- Black, C.A. 1964 Soil-Plant relationship. J. Wiley, 332p
- Boerboom, J.H.A. 1974 Succession studies in the humid tropical lowlands of Surinam. In: Proceed. of the 1st Int. Congr. of Ecology, The Hague, Netherlands, 343-347
- Boonkird, S., Dawson, M.D., Stone, E.L. 1960 A preliminary study of Teak soils and sites in Lampang province, Thailand. J. Nat. Res. Coun. Thailand 1, 27-75
- Bosshard, H.H. 1974 Holzkunde, Band 1. Birkhauser Verlag, 224p
- Box, G.E.P., Cox, D.R. 1964 An analysis of transformations. Journ. Royal Statist. Soc., Series B 26, 211-243
- Binkmann, W.L.F., DeNascimento, J.C. 1973 The effect of slash and burn agriculture on plant nutrients in the tertiary region of Central Amazonia. Turrialba 23, 284-290
- Briscoe, C.B., Ybarra-Coronada, R. 1971 Increasing growth of established Teak. USDA research note No. ITF 13, Institute of Trop. Forestry,

Rio Piedras, Puerto Rico, 7p

- Brun, R. 1979 Methods and results of biomass determination in a cloud forest ecosystem in the Venezuelan Andes. *Plant Research and Development* 9,
- Brunig, E.F. 1973 Biomass diversity and biomass sampling in tropical rainforest. In: *IUFRO Biomass Studies*, University of Maine, 270-293
- Burges, A., Raw, F. 1967 *Soil Biology*. Academic Press, 532p
- Cain, S.A., Castro, G.M. 1959 *Manual of vegetation analysis*. Harper, 325p
- Christensen, N.L., Muller, C.H. 1975 Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma chapparral*. *Ecol. Monogr.* 45, 29-55
- Cochran, W.G. 1963 *Sampling techniques*. Wiley, 2. Aufl.
- Cornforth, I.S. 1970 Reafforestation and nutrient reserves in the humid tropics. *J. appl. Ecol.* 7, 609-615
- Corpoandes, Universidad de los Andes 1976 Plan de manejo para la Unidad Uno de la reserva forestal de Caparo. Merida, Venezuela, 173p
- Coster, C. 1933 Eenige orienteerende Bemestingsproeven met Djati. *Tectona* 26, 742-762
- Crow, T.R. 1971 Estimation of biomass in an even-aged stand-regression and "mean tree" techniques. In: *IUFRO Biomass Studies*, Univ. of Maine, 35-51
- Crow, T.R. 1978 Common regressions to estimate tree biomass in tropical stands. *Forest Science* 24(1), 110-114
- Cunningham, R.K. 1963 The effect of clearing a tropical forest soil. *J. of Soil Science* 14(2), 334-346
- Dabral, B.G., Sagar, V. 1967 Litter studies in forest plantations at New Forest. In: *Proc. 11th Silvicult. Conference*, Vol 2, 365-371
- Davis, T.A.W., Richards, P.A. 1934 The vegetation of Moraballi Creek, British Guiana: an ecological study of a limited area of tropical rain forest, part 3. *J. of Ecol.* 22, 106-155
- DeBano, L.F., Eberlein, G.E., Dunn, P.H. 1979 Effects of burning on chapparral soils: soil nitrogen. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 43, 504-509
- Divisch, R.F. 1978 Auswirkungen eines Waldbrandes auf den Bioelementhaushalt eines Braunerde-Podsolis der Lüneburger Heide. Diplomarbeit Forstl. Fakultät, Göttingen, 62p
- Draper, N.R. 1966 *Applied regression analysis*. Wiley
- Dunn, P.H., DeBano, L.F., Eberlein, G.E. 1979 Effects of burning on chapparral soils: 2. soil microbes and nitrogen mineralization. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 43, 509-514

- Egunjobi, J.K. 1974 Litter fall and mineralization in a Teak (*Tectona grandis*) stand. *Oikos* 25, 222-226
- Ewel, J. 1971 Biomass changes in early tropical succession. *Turrialba* 21(1), 110-112
- FAO 1957 Tropical Silviculture. Rom, 415p
- Fassbender, H.W. 1972 Chemisches Verhalten der Hauptnährstoffe in Böden der Tropen, insbesondere in Lateinamerika. *Göttinger Bodenkundl. Berichte* 23, 182p
- Fassbender, H.W. 1975 Experimentos de laboratorio para el estudio del efecto del fuego de la quema de restos vegetales sobre las propiedades del suelo. *Turrialba* 25, 249-254
- Fassbender, H.W. 1975 Arbeitsvorschriften Chemische Laboratorien. Institut f. Bodenkunde u. Waldernährg. Forstl. Fak. Göttingen
- Fassbender, H.W. 1979 Estado nutricional de los suelos en la zona de plantaciones de *Pinus caribea* en el oriente de Venezuela. *Acta Cient. Venezolana* 30, 582-585
- Fiedler, H.J., Nebe, W., Hoffmann, F. 1973 Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. VEB Fischer Verl., 481p
- Finney, D.J. 1941 On the distribution of a variate whose logarithm is normally distributed. *J. of the Royal Statist. Soc., Suppl.* 7, 155-161
- Flinn, D.W., Bren, L.J., Hopmans, P. 1979 Soluble nutrient inputs from rain and outputs in stream water from small forested catchments. *Australian Forestry* 42(1), 39-49
- Fölster, H., de las Salas, G. 1976 Litter fall and mineralization in three tropical evergreen forest stands, Colombia. *Acta Cient. Venezolana* 27, 196-202
- Fölster, H., de las Salas, G., Khanna, P. 1976 A tropical evergreen forest site with perched water table, Magdalena valley, Colombia. Biomass and bioelement inventory of primary and secondary vegetation. *Oecologia Plantarum* 11(4), 297-320
- Fölster, H., Fassbender, H.W. 1978 Ökopedologische Grundlagen der Bodennutzung in den Tropen und Subtropen. Vorlesungsmanuskript, Forstl. Fak. Göttingen, 153p
- FRI (Forest Research Institute) Dehra Dun 1957 Yield and stand tables for plantation Teak. *Ind. For. Rec.* 9(4), 151-216
- Friedrich-Naumann-Stiftung 1976 La Reforestacion en Colombia. Bogota, 758p
- Franco, W. 1979 Die Wasserdynamik einiger Waldstandorte der West-Llanos Venezuelas und ihre Beziehung zur Saisonalität des Laubfalls.

- Göttlinger Bodenkundl.Ber. 61,201p
- Gebhardt, H., Meyer, B., Scheffer, F. 1967 Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton-, Schluff- und Feinsandfraktionen von Böden mit dem Phasenkontrastmikroskop. Zeiss-Mitteilungen 4(7), 309-322
- Golley, F.B., McGinnis, J.T., Clements, R.G., Child, G.I., Duever, M.J. 1975 Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem. University of Georgia Press, Athens, 248p
- Golley, F.B., Ewel, J., Child, G.I. 1976 Vegetation biomass of five ecosystems in northwestern Colombia. Trop.Ecol. 17(1), 16-23
- Greenland, D.J., Kowal, J.M. 1960 Nutrient content of the moist tropical forest of Ghana. Plant and Soil 12(2), 154-174
- Greig-Smith, P. 1964 Quantitative Plant Ecology. Butterworths, 256p
- Grubb, P.J. 1977 Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. Annual Review of Ecol. and Systematics 8, 83-107
- Halle, F., Oldeman, R.A.A., Tomlinson, P.B. 1978 Tropical trees and forests, an architectural analysis. Springer, 441p
- Hamilton, L.S. 1976 Tropical rainforest use and preservation, a study of problems and practices in Venezuela. Sierra Club Special Publication, Int.Ser.4, 72p
- Harcombe, P.A. 1975 Nutrient accumulation by vegetation during the first year of recovery of a tropical forest ecosystem. In: Recovery and restoration of damaged ecosystems, University Press Virginia, 347-378
- Hartge, K.H. 1978 Einführung in die Bodenphysik. Enke Verlag, 364p
- Hase, H., Fölster, H., Castillo, J.B. 1979 Metodos de estimacion de la biomasa forestal y su aplicacion a tres tipos de bosques de Banco de la reserva forestal de Caoaro, Informe final Proyecto FO-70-77. Universidad de los Andes, Merida, Venezuela, 51p
- Heal, O.W. 1978 Decomposition and nutrient release in even-aged plantations In: The Ecology of Even-Aged Plantations, ed. by Ford, Malcolm, Atterson, Proc.of the Meeting of Division 1, IUFRO, Edinburgh, 257-291
- Hellinga, G. 1955 Hoeveelheden minerale asbestanddelen door opstanden van Djati (*Tectona grandis*) en Djeundjing (*Albizia falcata*) aan de grond onttrokken. Rimba Indonesia 4(9/12), 367-377
- Hetsch, W. 1976 Die Beziehung von Niederschlag und Bodenbildung in der Andenkordillere Venezuelas. Gött.Bodenk.Ber. 41, 1-167

- Hetsch, W., Fölster, H., Rodriguez P., L.E. 1979 Estudio del regimen de agua en el suelo y economia hidrica de arboles tipicos en la zona de transicion de selva siempreverde a selva decidua en la Reserva Forestal de Caparo, Informe final.
CDCH-Universidad de los Andes, Merida, Venezuela
- Hetsch, W. 1980 Bodenphysikalische und bodenchemische Auswirkungen eines Waldbrandes auf einem Braunerde-Podsol unter Kiefer.
Forstwiss. Centralblatt 5-6, 257-273
- Hozumi, K., Yoda, K., Kokama, S., Kira, T. 1969 Production ecology of tropical rainforest in southeastern Cambodia, 1. Plant biomass.
Nature a. Life in SE-Asia 6, 1-57
- Jackson, M.L. 1958 Soil Chemical Analysis. Prentice-Hall Inc.
- Jenny, H. 1950 Causes of the high nitrogen and organic matter content of certain tropical forest soils. Soil Sci. 69, 63-69
- Jones, E. 1960 Contribution of rainwater to the nutrient economy of soil in northern Nigeria. Nature 188, 432
- Jose, A.I., Koshy, M.M. 1972 A study of the morphological, physical and chemical characteristics of soils as influenced by Teak vegetation. Indian Forester 98, 338-348
- Kandya, A.K. 1972 Notes on net primary production in Teak.
J. Ind. Bot. Soc. 52, 40-44
- Kira, T. 1967 Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand, 4. Dry matter production with special reference to the Khao chong rain forest. Nature and Life in SE-Asia 5, 150-174
- Kittredge, J. 1944 Estimation of the amount of foliage of trees and Stands. J. of Forestry 42, 905-912
- Klinge, H., Fittkau, E.J. 1972 Filterfunktionen im Ökosystem des zentralamazonischen Regenwaldes. Mittlg. Dt. Bodenk. Ges. 16, 130-135
- Klinge, H. 1974 Phytomass estimation in a central Amazonian rain forest. In: IUFRO Biomass Studies, University Press Orono, Maine, 337-350
- Klinge, H. 1976 Bilanzierung von Nährstoffen im Ökosystem tropischer Regenwald (Manaos)-Vorläufige Daten. Biogeografica 7, 59-77
- Knight, H. 1966 Loss of nitrogen from the forest floor by burning.
Forestry Chronicle 42(2), 149-153
- Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. 1974 Fire and Ecosystems. Academic Press, 542p
- Lal, R., Cummings, D.J. 1979 Clearing a tropical forest. 1. Effects on soil and microclimate. Field Crops Res. 2, 91-107
- Land, C.E. 1972 An evaluation of approximate confidence interval

- estimation methods for lognormal means. *Technometrics* 14,145-158
- Lambert, J.D.H., Arnason, J.T., Gale, J.L. 1980 Leaf litter and changing nutrient levels in a seasonally dry tropical hardwood forest, Belize, C.A. *Plant and Soil* 55,429-443
- Laurent, A.G. 1963 The lognormal distribution and the translation method: Description and estimation problems. *J.Am.Statist.Assoc.* 58,231-235
- Laurie, M.V. 1931 Teak and its lime requirements. *Ind.For.* 57,377-381
- Laurie, M.V. 1940 Yield and stand tables for Teak plantations in India and Burma. *Ind.For.Rec.(new Series)Silviculture* 4A(1),1-115
- Laurie, M.V., Griffith, A.L. 1942 The problem of pure Teak plantations. *Ind.For.Rec.* 5(1)
- Lienert, G.A. 1973 *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik, Band 1.* Verlag A.Hain, 2.Aufl, 736p
- Madgwick, H.A.I. 1970 Biomass and productivity models of forest canopies. In: *Ecological Studies* 1, ed. by D.E.Reichle, Springer, 47-54
- Maheut, J., Dommergues, Y. 1960 Les Teckeraies de Casamance, Capacité de Production des Peuplements Caractéristiques Biologiques et Maintien du Potential Productif des Sols. *Bois et Forêts des Tropiques* 70,25-42
- Marcano, R.A. 1963 El cultivo de la Teca (*tectona grandis*) en Venezuela: Información general y resultados preliminares de algunos ensayos de crecimiento. *Rev.For.Venez.* 6(8/9),49-72
- Marks, P.L., Bormann, F.H. 1972 Revegetation following forest cutting: Mechanisms for return to steady-state nutrient cycling. *Science* 176,914-915
- Meyer, H.A. 1941 A correction for a systematic error occurring in the application of the logarithmic equation. *J.Series of the Penns.Agricultural Exp.Station, Paper No.1058*
- Miehlich, G. 1970 Veränderungen eines Lösslehm-Pseudogleys durch Fichtenreinanbau. *Diss.Univ.Hamburg*, 230p
- Mochoge, B.E. 1977 The total nitrogen content in the soils of the humid tropics and semi-arid areas. *Diplomarbeit Inst.f.Bodenkunde, Univ.Göttingen*, 84p
- Mulder, E.G., Brotonegoro, S. 1974 Free-living heterotrophic nitrogen-fixing bacteria. In *he Biology of Nitrogen Fixation.* (Ed.: A.Quispel) 37-85
- Müller, P. (Ed) 1977 *Ecosystem Research in South America.* The Hague Vol.8
- Neter, J., Wasserman, W. 1974 *Applied Linear Statistical Models.* R.Irwin, Inc., 842p

- Newbould, P.J. 1970 Methods for estimating the primary production of forests. IBP Handbook 2, Blackwell
- Nie, Hull, Jenkins, Steinbrenner, Bent 1975 SPSS, Statistical Package for the Social Sciences. McGraw Hill, 2. Ed., 675p
- Nye, P.H., Greenland, D.J. 1960 The soil under shifting cultivation. Technical Communication 51, Commonwealth Bureau of Soils, Harpenden, 156p
- Nye, P.H., Greenland, D.J. 1964 Changes in the soil after clearing tropical forest. *Plant & Soil* 21(1), 101-110
- Odum, H.T. (Ed) 1970 A Tropical Rain Forest. US Energy Commission, Springfield Virginia
- Ogawa, Yoda, Ogino, Kira 1965 Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand, 2. Plant biomass. *Nature and Life in SE-Asia* 4, 50-80
- Ola-Adams, B.A. 1974 Estimation of biomass and productivity of some natural forests and plantations in Nigeria. *Nig. J. of Forestry* 4, 18-23
- Patterson, R.L. 1966 Difficulties involved in the estimation of a population mean using transformed sample data. *Technometrics* 8(3), 535-537
- Pavlov, M.B. 1972 Bioelement-Inventur von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. Diss. Forstl. Fak., Göttingen, 174p
- Pritchett, W.L. 1979 Properties and management of forest soils. Wiley, 491p
- Puri, G.S., Gupta, A.C. 1954 Seasonal variation in foliar composition of some Indian forest trees. *J. Ind. Bot. Soc.* 33(4), 382-393
- Purkayasthan, S.K., Tandon, R.D., Rao, K.R. 1972 Variation in anatomical structure of Teak and its influence on specific gravity and maximum crushing stress. *Ind. For.* 98(6), 332-337
- Raison, R.J. 1979 Modifications of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51, 73-108
- Rao, B.K., Dabral, B.G., Pande, S.K. 1972 Litter production in forest plantations of Chir, Teak and Sal at New Forest, Dehra Dun. In: Colley, P.M. (Ed), *Tropical Ecology with emphasis on organic production*, Athens, 235-244
- Robinson, J.B.D. 1967 The effects of exotic softwood crops on the chemical fertility of a tropical soil. *East African Agricult. and Forestry Journ.* 33, 175-191
- Rodin, L.E., Bazilevich, N.I. 1967 Production and Mineral Cycling in

- Terrestrial Vegetation. Oliver&Boyd, 288p
- Sachs, L. 1978 Angewandte Statistik. Springer Verlag, 552p
- Salas, de las, G. 1973 Eigenschaften und Dynamik eines Waldstandortes im Grenzbereich des immergrünen tropischen Regenwaldes im mittleren Magdalenatal (Kolumbien). Gött. Bodenk. Ber. 27, 1-206
- Salas, de las, G., Fölster, H. 1976 Bioelement loss on clearing a tropical forest. Turrialba 26(2), 179-186
- Salazar F., R., Albertin, W. 1974 Requerimientos edaficos y climaticos para *Tectona grandis*. Turrialba 24(1), 66-71
- Saldarriaga, J.G. 1979 Estudio del sistema radicular de cuatro especies plantadas en la selva decidua de Banco de la Reserva Forestal de Caparo/Venezuela. Universidad de los Andes, Merida, Venezuela
- Sarlin, P. 1963 La Pedologie forestiere appliquee aux Reboisments. Bois For. Trop. 90, 17-31
- Satoo, T. 1970 A synthesis of studies by the harvest method: Primary production relations in the temperate deciduous forests of Japan. In: Ecological Studies 1, 55-72 (Ed. D.E. Reichle)
- Scheffer, F., Schachtschabel P. 1976 Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, 9. Aufl., 394p
- Schreuder, H.T., Swank, W.T. 1971 A comparison of several statistical models in forest biomass and surface area estimation. In: Forest Biomass Studies, Univ. of Maine, 125-139
- Seil, J. 1968 Eigenschaften und Kenngrößen von Holzarten. Lignum, Schweiz. Arbeitsgemeinschaft für das Holz, Zürich, 71p
- Seth, S.K., Yadav, J.S.P. 1959 Teak soils. Ind. For. 85, 2-16
- Seth, S.K., Kaul, O.N., Gupta, A.C. 1963 Some observations on nutrition cycle and return of nutrients in plantations at New Forest. Ind. For. 89(2), 90-98
- Seubert, C.E., Sanchez, P.A., Valverde, C. 1977 Effects of land clearing methods on soil properties of an ultisol and crop performance in the Amazon jungle of Peru. Trop. Agric. (Trinidad) 54(4), 307-321
- Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K., Kira, T. 1964 A quantitative analysis of plant form-the pipe model theory. Jap. J. Ecol. 14, 97-105 und Jap. J. Ecol. 14, 133-139
- Singh, K.P. 1968 Litter production and nutrient turnover in deciduous forests of Varanasi. In: Proc. Symp. on Recent Advances in Trop. Ecol. 2, 655-665
- Snedaker, S.C. 1970 Ecological studies on tropical moist forest succession

- in eastern lowland Guatemala. Phd-thesis Univ. of Florida, 131p
- Snedecor, G.W., Cochran, W.G. 1967 Statistical Methods .Iowa State Univ. Press, 6. Ed.
- Spurr, S.H., Barnes, B.V. 1980 Forest Ecology. Wiley, 687p
- Stark, N 1971 Nutrient cycling. Trop. Ecol. 12, 24-50
- Steinhardt, U. 1973 Input of chemical elements from the atmosphere.
A tabular review of literature. Gött. Bodenk. Ber. 29, 93-132
- Steinhardt, U., Fassbender, H.W. 1979 Característica y composición química de las lluvias de los Andes occidentales de Venezuela.
Turrialba 29(3), 175-182
- Steinhardt, U. 1979 Untersuchungen über den Wasser- und Nährstoffhaushalt eines andinen Wolkenwaldes in Venezuela. Gött. Bodenk. Ber. 56, 182p
- Swank, W.T., Schreuder, H.T. 1974 Comparison of three methods of estimating surface area and biomass for a forest of young eastern White Pine. Forest Science 20(1), 91-100
- Tadaki, Y., Hatiya, K. 1968 Forest ecosystem and its productivity. Understanding of forestry study 29, Ringyo Kagaku Gijutsu Shinkosho, Tokyo, 64p
- Taylor, T.W. 1978 Forest-soil relationship of the Western Llanos of Venezuela. Phd-thesis, A&M Univ. Texas, 155p
- Tergas, L.E., Popenoe, H.L. 1971 Young secondary vegetation and soil interactions in Izabal, Guatemala. Plant and Soil 34, 675-690
- Thompson, G.R., Behan, M., Mandzak, J., Bowen, C. 1977 On the evaluation of nutrient pools of forest soils. Clays and clay minerals, Vol. 25, 411-416
- Torres L., A. 1976 Ensayos de especies latifoliadas en la Unidad Uno de la Reserva Forestal de Caparo, Estado Barinas, Venezuela. Universidad de los Andes, Merida, Venezuela, 206p
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., Prenzel, J. 1973 Modelling of bioelement cycling in a beech forest of Solling district. Gött. Bod. Ber. 29, 1-54
- Ulrich, B., Mayer, R., Sommer, U. 1975 Rückwirkung der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. Forstarchiv 46(1), 5-8
- Ulrich, B. 1979 Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Vorlesungsmanuskript, Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährg., Forstl. Fak. Göttingen
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. 1979a Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. Z. für Pflanzenernährung und Bodenkunde 142(4), 586-601

- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. 1979b Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen Bd. 58, Sauerländers Verlag, 291p
- Ulrich, B. 1980 Die Bedeutung von Rodung und Feuer für die Boden- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. Forstwiss. Centralblatt 5-6, 376-384
- UNESCO, UNEP, FAO 1978 Tropical Forest Ecosystems. Natural resources research 14, 683p
- Universidad de los Andes, Corpoandes 1973 Programa de investigación forestal con fines de manejo en la Unidad Uno de la Reserva Forestal de Caparo. Documentos 8, Merida/Venezuela, 513p
- USDA, Soil Conservation Service 1975 Soil Taxonomy. Agric. Handbook 436, 754p
- Vincent, L. 1970 Estudio sobre la tipificación del bosque con fines de manejo en la Unidad Uno de la Reserva Forestal de Caoaro. Tesis Magister, Universidad de los Andes, Merida, Venezuela, 255p
- Wagenführ, R., Schreiber, C. 1974 Holzatlas. VEB Fachbuchverlag Leipzig, 690p
- Watterston, K.G. 1971 Growth of Teak under different edaphic conditions in Lancetilla Valley, Honduras. Turrialba 21(2), 222-225
- Zar, J.H. 1968 Calculation and miscalculation of the allometric equation as a model in biological data. Bioscience 18, 1118-1120
- Zucchi, A. 1973 Prehistoric human occupations of the Western Venezuelan Llanos. American Antiquity 38(2), 182-190

Analytik der Nährstoffgehalte und
Textur von Bodenproben

-Probenvorbehandlung: Die Analyse der austauschbaren Kationen, pH und Textur wurde an getrocknetem Feinboden (<2mm) durchgeführt. Die Bestimmung der Totalgehalte von C, N und P erfolgte an feingemalenen Bodenproben.

-pH-Wert: gemessen mit einer KCl-Glaselektrode nach Aufschlämmen des Bodens mit 0.01mol CaCl₂

-C-Gehalt: konduktometrisch in einer Wösthoff-Apparatur als die bei trockener Verbrennung des Kohlenstoffs äquivalent entstehende CO₂-Menge

-N-Gehalt: kolorimetrisch mit dem Technicon Autoanalyzer als (NH₄)₂SO₄ bestimmt nach Aufschluß mit Schwefelsäure und Salicylschwefelsäure unter Zusatz von Selen als Katalysator (Kjeldahl-Aufschluß)

-P-Gehalt: kolorimetrisch mit dem Technicon Autoanalyzer als P-Vanadat (gelb) bestimmt nach Kjeldahl-Aufschluß simultan zur N-Bestimmung

-P-Fraktionen: sukzessive Extraktion der anorgan. Phosphate nach Chang, Jackson (1958):

Al-P: Extraktion mit 0.5n NH₄F

Fe-P: Extraktion mit 0.1n NaOH

Ca-P: Extraktion mit 0.5n H₂SO₄

Okkludierte Phosphate: Extraktion durch Säureaufschluß mit Gemisch aus H₂SO₄, HCl, HNO₃

Quantitative Bestimmung der P-Fraktionen als Molybdänblau-Komplex

-austauschbare Kationen (K, Ca, Mg, Al): Extraktion durch Perkolation mit 1n NH₄Cl-Lösung. Nach Abrauchen des NH₄Cl im Eluat und Überführung der Kationen in Chloride erfolgte ihre quantitative Bestimmung mit einem Spektrometer für atomare Absorption (Perkin-Elmer 403)

-Ake: Summe der durch NH₄ ausgetauschten Kationen K⁺, Ca²⁺, Al³⁺, H⁺

-Textur: Probenvorbehandlung: Dispergierung mit Na-

metahexaphosphat,

Tonfraktion: Pipettmethode

Sand u.Grobschluff (20u-2mm): Siebmethode nach Abschlämmen des Fein-und Mittelschluffs

Analytik der Nährstoffgehalte in Vegetationsproben

-Probenvorbehandlung: 1. Bestimmung der Rohdichte bzw. des Feuchtegehaltes unmittelbar nach Probennahme im Feld bzw. nach Trocknen (ca. 50 C) der Proben im Trockenschrank.

2. Zerkleinerung in einer Mühle

-N-Gehalt: kolorimetrisch mit dem Technicon Autoanalyzer als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ bestimmt nach Aufschluß mit Schwefelsäure und Selen als Katalysator

-Asche-Gehalt, Kationen-Gehalte: nach trockener Veraschung (500-600 C) wurden die Kationen in Chloride (mit konz. HCl) überführt und K, Ca, Mg, Na, Mn und Al mit dem Perkin Elmer 403 quantitativ bestimmt. P und Fe wurden kolorimetrisch als P-Vanadat (im Technicon Autoanalyzer) bzw. Bipyridin-Komplex gemessen. Si wurde gravimetrisch bestimmt.

Analytik der Nährstoffgehalte im Regenwasser

-Probenvorbehandlung: 1. Tägliche Probennahme, Ansäuern der Proben (500-1000ml) mit 2ml konz. Schwefelsäure oder 2ml konz. Salzsäure. 2. Eindampfen auf die 6-20fache Konzentration

-Gesamt-N: nach Aufschluß mit Schwefelsäure und Selenzusatz kolorimetrisch mit Technicon Autoanalyzer

-P-Gehalt: kolorimetrisch als P-Molybdänblau-Komplex

-K, Ca, Mg: spektrometrisch mit Perkin Elmer 403

-Beeinflussung der Analyseergebnisse durch Anionen (Ansäuern als Konservierungsmethode): Um zu kontrollieren, inwieweit die

Präsenz von SO_4^{--} bzw. Cl^- Anionen in der Meßlösung die Analysen verfälscht, wurden die Eichkurven 4 verschiedener Standardserien, deren Säuregehalt dem Säuregehalt der Regenwasserproben weitgehend entsprach (Serie 1: 0.2n HCL; Serie 2: 0.5n HCL; Serie 3: 1.0n H_2SO_4 ; Serie 4: 2.3n H_2SO_4), miteinander verglichen. Differenzierten die vier Eichkurven sichtlich voneinander, mußten die Meßergebnisse entsprechend korrigiert werden. Dies war möglich, da für alle Proben der Säuregehalt zurückgerechnet bzw. durch Titration direkt bestimmt werden konnte. Für die einzelnen Elemente ergibt der Vergleich der vier verschiedenen Eichkurven folgendes:

- G e s a m t - N : 1) Im Bereich 0-4ug/ml sind alle Serien identisch 2) Bereich 4-10ug/ml: HCL-Standards ergeben kontinuierlich eine niedrigere Ablesung als H_2SO_4 -Standards (im höchsten Bereich der Eichkurve etwa 0.75ug/ml Unterschied)

- P - G e h a l t : keine Unterschiede zwischen den 4 Eichkurven

- C a - G e h a l t : Ablesung für Serie 3 < Serie 4 < Serie 1 < Serie 2 . Im oberen Bereich der Eichkurve (10ug/ml) beträgt die Differenz der Ablesung zwischen Serie 3 und Serie 2 ca. 0.5ug/ml.

- K - G e h a l t : Ablesung für Serie 3 < Serie 4 << Serie 2 < Serie 1 . Im höchsten Bereich der Eichkurve (10ug/ml) ergibt sich für Serie 3 ein um 2.5ug/ml niedrigerer K-Gehalt als für Serie 1 .

- M g - G e h a l t : keine Unterschiede zwischen den 4 Eichkurven

PARZELLE NR.	TIEFE CM	KORNGRÖSSENZUSAMMENSETZUNG					
		%					
		[μ]					
		<2	2-20	20-60	60-200	200-600	600-2000
1	0- 10	8.8	14.8	15.1	22.7	30.3	8.2
	10- 30	10.0	12.6	17.2	24.2	25.2	10.9
	30- 50	12.4	13.6	19.4	24.8	20.8	9.1
	50- 70	11.2	14.2	20.2	26.6	19.4	8.5
	70-100	8.0	10.4	14.9	24.2	25.8	16.7
2	0- 10	8.8	12.3	12.8	25.9	34.9	5.2
	10- 30	13.2	14.3	14.9	25.3	28.0	4.2
	30- 50	16.0	18.2	16.0	24.2	24.2	22.0
	50- 70	16.8	15.4	14.9	27.6	21.7	3.6
	70-100	9.6	5.2	7.1	32.4	39.7	6.1
3	0- 10	5.2	8.6	9.9	41.9	29.1	5.3
	10- 30	7.6	9.1	12.2	40.4	25.3	5.4
	30- 50	10.0	8.4	10.8	43.3	22.5	5.1
	50- 70	9.6	8.4	13.0	46.2	19.9	2.9
	70-100	6.0	6.3	11.0	48.9	23.6	4.3
4	0- 10	8.8	10.9	9.1	27.5	39.3	4.3
	10- 30	12.0	12.9	10.7	25.3	33.8	5.3
	30- 50	14.8	14.9	12.6	24.4	28.8	4.5
	50- 70	14.4	16.9	12.6	26.3	25.8	3.9
	70-100	12.0	9.7	9.5	28.5	34.8	5.5
5	0- 10	9.2	11.8	10.2	35.8	30.1	2.9
	10- 30	14.4	16.4	15.3	28.4	22.9	2.6
	30- 50	17.6	19.2	16.5	27.5	17.2	2.1
	50- 70	18.8	21.4	15.1	30.6	12.5	1.6
	70-100	11.2	9.6	11.6	42.0	23.6	2.1
6	0- 10	15.2	24.8	19.5	17.4	20.3	2.7
	10- 30	18.0	23.2	21.3	19.9	15.3	2.2
	30- 50	22.4	23.3	23.4	17.6	11.1	1.6
	50- 70	16.8	20.0	23.7	22.1	14.8	2.5
	70-100	10.8	9.1	15.4	22.6	33.4	8.7
17	0- 10	14.4	21.8	14.2	37.9	10.1	1.5
	10- 30	15.6	28.6	16.1	32.0	6.9	0.8
	30- 50	23.2	31.3	14.9	23.7	5.8	1.1
	50- 70	19.2	25.8	15.0	33.6	5.6	0.8
	70-100	7.6	10.2	10.2	66.8	5.2	0.0
18	0- 10	10.0	19.5	18.4	36.9	13.6	1.5
	10- 30	13.6	23.3	18.0	32.5	11.9	0.7
	30- 50	16.8	25.5	18.8	27.4	10.8	0.7
	50- 70	17.6	25.9	18.5	26.6	10.9	0.5
	70-100	10.0	12.5	13.5	47.2	16.5	0.3
19	0- 10	14.0	20.9	19.6	26.9	16.8	1.7
	10- 30	17.2	23.8	18.9	26.9	12.1	0.9
	30- 50	20.0	23.3	20.8	23.5	11.1	1.3
	50- 70	18.4	17.9	21.6	26.8	13.4	1.9
	70-100	11.2	9.9	25.2	40.9	12.2	0.7
20	0- 10	4.8	6.5	8.6	26.1	45.9	8.1
	10- 30	5.6	7.2	10.3	27.8	41.4	7.6
	30- 50	5.6	7.6	12.4	29.3	37.8	7.3
	50- 70	5.2	7.8	13.5	29.2	36.8	7.7
	70-100	2.8	5.1	8.4	46.5	31.9	5.3

PARZELLE NR.	TIEFE CM	KORNGRÖSSENZUSAMMENSETZUNG %					
		<2	2-20	20-60	60-200	200-600	600-2000
7	0- 10	12.0	33.7	38.4	14.6	1.1	0.3
	10- 30	11.6	20.6	39.1	28.4	0.3	0.0
	30- 50	7.2	14.3	31.9	44.6	1.9	0.1
	50- 70	6.4	10.7	27.3	54.3	1.2	0.1
	70-100	5.2	6.1	16.3	70.3	2.1	0.1
8	0- 10	8.4	10.6	17.0	27.8	28.2	7.9
	10- 30	7.2	11.8	19.6	32.1	23.5	5.8
	30- 50	10.4	10.9	22.8	31.2	19.8	4.9
	50- 70	13.2	10.6	22.9	31.8	17.0	4.5
	70-100	7.6	3.7	8.0	34.7	40.4	5.5
9	0- 10	4.4	6.3	6.1	32.2	42.5	8.5
	10- 30	4.4	9.4	8.2	33.8	38.3	6.0
	30- 50	8.4	4.7	9.9	38.5	33.7	4.8
	50- 70	7.2	6.4	10.6	37.1	33.7	4.9
	70-100	4.8	9.0	13.2	32.1	32.2	8.7
10	0- 10	5.2	7.4	11.8	37.8	35.2	2.5
	10- 30	8.4	6.9	13.3	37.2	32.4	1.8
	30- 50	9.6	7.2	15.8	35.8	30.1	1.5
	50- 70	9.2	8.0	17.1	38.0	26.5	1.2
	70-100	4.8	6.1	12.0	45.8	30.9	0.3
11	0- 10	14.8	27.1	28.9	19.3	7.9	2.1
	10- 30	21.2	26.2	30.6	15.2	5.2	1.7
	30- 50	24.0	31.9	28.9	11.9	2.8	0.6
	50- 70	22.0	28.7	28.4	15.9	3.9	1.0
	70-100	15.6	17.1	23.2	18.6	18.6	7.0
12	0- 10	7.6	1.8	3.9	16.5	62.7	7.4
	10- 30	8.0	4.4	6.6	19.6	55.1	6.3
	30- 50	8.4	5.5	7.2	21.8	52.6	4.5
	50- 70	8.0	6.9	8.8	21.5	50.6	4.2
	70-100	6.8	4.8	7.6	22.5	53.8	4.5
13	0- 10	5.6	6.4	11.6	32.1	39.0	5.3
	10- 30	10.4	9.4	16.2	32.3	28.5	3.2
	30- 50	9.2	8.7	15.9	40.1	23.3	2.8
	50- 70	6.4	5.2	9.2	28.8	43.6	6.8
	70-100	8.8	6.9	13.9	33.4	32.1	4.9
14	0- 10	11.6	20.8	19.7	22.5	23.5	1.8
	10- 30	16.8	22.6	21.7	19.9	18.2	0.9
	30- 50	24.0	22.1	23.3	20.2	9.8	0.6
	50- 70	21.6	21.8	24.9	23.5	7.8	0.4
	70-100	13.2	12.4	17.8	23.7	31.2	1.9
15	0- 10	5.6	7.9	6.8	25.6	37.6	16.4
	10- 30	7.6	8.5	8.8	26.3	32.3	16.5
	30- 50	8.8	10.1	10.3	27.6	28.0	15.2
	50- 70	9.6	10.5	11.4	30.5	24.6	13.4
	70-100	8.0	6.9	9.6	32.6	26.9	16.0
16	0- 10	6.0	7.9	7.7	35.2	39.1	4.0
	10- 30	9.2	8.1	9.9	35.3	34.8	2.6
	30- 50	8.8	8.9	11.3	36.3	32.6	2.1
	50- 70	10.0	8.7	11.4	34.6	33.0	2.3
	70-100	7.6	6.2	8.6	39.9	36.1	1.7

Parzelle	BHD (cm)	Höhe (m)	D ^H Stratum	Blätter	Zweige	Äste	Stamm			Grobwurzeln	Lianen	
							mit Rinde	ohne Rinde	Rinde			
3	14.4	7	P	7.206	-	-	11.908	-	-	12.461	-	P.sarare
2	17.5	19	a	5.863	-	-	90.626	-	-	40.339	-	P.sarare
1	21.2	18	l	10.606	-	-	228.855	-	-	-	-	P.sarare
2	21.4	20.5	m	9.542	-	-	223.511	-	-	76.679	-	P.sarare
1	22.6	19	e	8.030	-	-	163.654	-	-	-	-	P.sarare
6	38.3	16	n	107.537	-	-	486.700	-	-	-	-	P.agua
1	12.0	7.5	1	.828	1.465	-	16.477	-	-	-	-	Jobo
5	12.5	8.5		.244	2.128	-	39.965	-	-	8.194	-	Charo
4	10.5	13		2.329	12.611	-	29.611	-	-	-	-	Triaco
2	11.8	11		3.263	4.483	16.033	59.331	-	-	-	-	Tachuelo
1	15.8	6.5		.999	6.203	10.000	20.461	-	-	-	-	Cojon
1	15.2	12.0		.779	3.259	-	30.630	-	-	-	-	Jobo
5	18.0	14.0		1.009	4.147	30.628	83.854	-	-	30.746	-	Marajag.
1	16.5	18.0		1.456	5.762	-	81.833	-	-	-	-	Jobo
1	22.5	15.0		6.930	19.785	32.983	112.428	-	-	-	-	Cojon
5	15.7	13.0		1.112	3.809	26.087	159.467	-	-	24.279	-	Charo
1	23.7	22		4.355	8.914	55.095	197.844	-	-	-	-	Charo
1	25.4	20		4.571	26.202	99.849	259.466	-	-	49.523	-	Triaco
1	28.8	20		5.903	9.286	75.355	265.126	-	-	-	-	Jobo
2	26.6	22		12.698	14.366	255.960	208.398	-	-	-	-	Tasajo
1	30.5	19		20.872	33.579	197.386	464.390	-	-	-	-	Charo
1	36.8	19		3.653	10.214	111.944	510.340	-	-	-	-	Marajag.
1	35.7	27		15.176	25.261	378.056	411.315	-	-	-	-	Jobo
5	38.0	32	2	22.319	49.898	402.314	689.240	-	-	-	-	Triaco
6	42.2	27		17.434	64.486	982.730	-	749.221	74.066	-	-	Cateado
4	43.6	29		8.213	16.510	180.239	-	477.270	86.175	116.137	158.232	Saquisq.
1	48.0	20		57.521	131.518	996.379	-	1996.507	169.653	-	-	Charo
4	49.0	40		11.270	1157.506	-	-	2063.652	190.987	-	-	Charo
6	91.0	34	3	45.470	127.429	2390.352	-	3898.029	412.116	-	1817.075	Saquisq.
1	92.5	34		21.530	77.089	7170.917	-	4968.134	386.786	-	696.541	Saquisq.
3	142.	42		66.511	248.318	9011.600	-	13531.189	639.015	-	330.037	Saquisq.
5	153.0	37		144.242	316.329	12619.043	-	17417.622	717.256	-	1621.240	Saquisq.
1	156.0	48		170.534	393.821	13457.746	-	15723.753	818.507	-	-	Saquisq.

Anhang A-3: Kompartimentbiomassen der Probebäume des Naturwaldes (in kg/Probbaum)

Alter (Jahre)	Par- zelle	BHD (cm)	Höhe (m)	Blätter	Zweige	Äste	Stamm	Grob- wurzeln
9	7	19.5	21.2	4.725	5.2	6.7	126.3	30.9
	7	25.5	20.0	17.905	40.7	66.8	211.4	60.9
7	8	6.5	8.7	0.532	0.4	0	5.3	-
	8	8.0	11.2	0.877	0.6	0	11.2	3.5
	8	9.0	12.7	0.898	0.6	0	15.1	-
	8	12.0	14.1	2.134	2.5	4.3	31.9	-
	8	15.0	14.5	2.294	1.8	3.7	33.4	-
	8	17.5	15.2	5.269	3.8	10.3	69.9	20.9
6	9	3.5	5.2	0.149	0	0	1.1	-
	9	5.5	7.4	1.104	0.4	0	7.5	3.4
	9	6.5	7.4	0.837	0.2	0	5.0	-
	9	8.5	9.5	2.659	0.9	0	13.8	-
	9	10.5	10.0	3.742	1.4	0	20.6	14.7
	9	11.5	11.2	2.902	1.3	0	25.7	-
	9	14.0	10.3	4.549	3.9	7.1	33.4	-
	10	8.0	12.4	0.769	0.6	0	12.6	-
	10	10.0	13.2	2.035	1.4	0	27.4	7.7
	10	12.5	12.6	3.416	1.5	0	35.5	-
	10	15.0	15.4	5.384	2.4	0	58.6	-
	10	16.5	15.2	6.359	3.3	0	70.8	18.7
	11	7.5	8.3	0.928	2.1	0	6.9	-
	11	9.5	12.5	1.303	1.8	0	22.1	6.5
	11	12.5	15.3	2.846	4.3	0	41.3	-
	11	15.5	16.2	4.209	3.1	10.8	55.1	-
	11	16.5	14.5	3.691	5.2	7.0	64.9	19.3
	11	17.5	15.9	8.237	5.9	23.2	76.9	-
4	12	4.0	3.8	0.319	1.0	0	1.1	-
	12	4.5	4.1	0.483	0	0	1.4	1.5
	12	6.5	5.0	1.264	0.7	0	4.3	-
	12	8.0	6.0	1.416	0.7	0	6.7	6.0
	12	8.5	5.9	2.239	1.2	0	9.3	-
	13	3.5	3.6	0.495	2.0	0	1.4	-
	13	4.5	3.5	0.405	0	0	1.4	1.2
	13	6.5	5.6	1.278	0.7	0	4.5	-
	13	8.5	8.4	2.519	0.8	0	9.4	3.5
	14	9.0	9.4	2.218	1.5	0	11.6	4.2
	14	9.5	9.6	2.819	2.3	0	22.1	-
	14	12.0	12.2	3.895	4.7	0	33.5	-
	14	13.5	12.7	5.771	2.0	2.6	31.8	10.3
	14	14.5	10.6	5.269	4.4	3.3	28.9	-

Kompartimentbiomassen pro Probebaum in den
Teak-Plantagen (in kg/Probebaum)

Alter	Par- zelle	BHD (cm)	Höhe (m)	Blätter	Zweige + Äste	Stamm	Grob- wurzeln	Baum- art
7	17	10,4	11.5	0.249	1.508	10.498	0.998	Yagrumo
7		10,7	14.	1.848	10.932	28.647	9.649	Tasajo
7		12,9	14.	0.552	1.866	18.005	5.943	Yagrumo
7		15,5	10.	1.923	9.104	58.183	14.528	Charo
7		15,6	10.	0.347	10.339	11.292	3.519	Pringam.
7		20,6	15.5	1.629	6.632	46.357	16.339	Yagrumo
7	18	6,7	8.	0.238	-	3.826	0.538	Bototo
7		7,1	9.5	0.129	0.979	3.116	0.717	Bototo
7		9,2	8.	0.241	0.293	7.790	1.140	Bototo
7		20,3	16.5	1.867	46.391	41.340	11.333	Balso
7		22,6	17.5	3.911	97.226	36.980	16.162	Balso
7		23,3	17.	2.658	53.419	54.165	13.493	Balso
5	19	12,4	16.	0.555	5.639	18.059	2.622	Balso
5		16,7	14.5	1.434	4.855	33.869	4.904	Yagrumo
5		18,8	15.5	1.825	28.851	25.561	7.631	Balso
5		19,5	18.5	3.399	23.627	41.526	9.223	Balso
5		18,7	19.5	3.793	24.180	32.120	9.478	Balso
5		22,	15.	3.010	47.012	37.269	15.489	Balso
5	20	6,5	7.	1.281	2.109	4.724	2.813	Matapalo
5		7,5	7.8	0.282	0.696	4.686	0.451	Yagrumo
5		9,2	10,5	1.566	7.581	14.494	6.296	Drago
5		14,6	11.5	1.742	4.899	27.341	7.173	Yagrumo
5		14,6	13.	1.679	5.394	23.897	4.416	Yagrumo
5		15,7	13.5	0.903	3.819	21.686	4.667	Yagrumo

Kompartimentbiomassen pro Probebaum
in den Sekundärwaldparzellen (in kg/Probebaum)

Anteile (in %) der verschiedenen P-Fraktionen am Gesamt-P-Gehalt einiger ausgewählter Proben

P _{Ca}	P _{Al}	P _{Fe}	P _{org}	P _{occl}	P _{total}	P _{mob}	Tiefe	Parzelle
%	%	%	%	%	mg/ 100G	%	cm	
5,0	10,9	20,3	25,0	38,9	35	61,2	0-5	1
-	12,6	27,4	13,2	46,8	38	53,2	10-15	
-	13,6	30,3	-	51,5	33	43,9	20-25	
1,9	6,2	21,8	26,9	40,0	37	56,8	30-50	
2,2	8,3	22,1	19,8	43,0	33	52,4	70-100	
5,0	7,5	27,7	14,4	45,5	55	54,6	0-10	6
5,0	4,4	25,8	13,7	51,1	45	48,9	10-30	
4,2	2,8	26,4	1,4	65,3	36	34,8	30-50	
4,4	3,5	30,9	2,4	58,8	34	41,2	50-70	
5,2	6,6	32,8	8,5	46,9	30,5	53,1	70-100	
9,2	11,1	17,2	20,7	41,9	37	58,2	0-10	10
5,8	15,6	29,0	7,1	42,5	40	57,5	10-30	
6,2	18,2	28,5	9,2	37,9	39	62,1	30-50	
5,4	12,6	28,6	10,3	43,1	35	56,9	50-70	
6,4	6,4	23,2	0	64,0	25	36,0	70-100	
6,7	6,0	20,3	6,6	45,0	30	39,6	0-10	12
4,6	14,3	30,0	4,4	38,6	35	53,3	10-30	
4,8	10,8	30,0	0	54,3	30	45,6	30-50	
6,0	7,2	31,1	0	55,7	26,5	44,3	50-70	
6,6	10,0	34,4	0	57,0	25	51,0	70-100	
2,9	4,5	16,8	26,1	49,5	44	50,3	0-10	14
2,6	2,6	15,3	30,5	48,9	38	51	10-30	
3,1	1,9	21,3	8,1	65,6	32	34,4	50-70	
4,3	2,0	25,0	0	68,7	28	31,3	70-100	

Ca-P		Al-P		Fe-P		P _{occl.}		P _{total}		Tiefe cm	
Okt.77	Okt.78	Okt.77	Okt.78	Okt.77	Okt.78	Okt.77	Okt.78	Okt.77	Okt.78		
1.75	10.0	3.8	10.1	7.1	9.8	13.6	16.0	35.0	52.0	0- 5	KMB lS
-	2.9	4.8	7.9	10.4	11.2	17.8	14.0	38.0	40.0	10- 15	
-	2.8	4.5	7.9	10.0	11.9	17.0	12.0	33.0	42.0	20- 25	
1.9	-	2.3	3.8	8.1	9.8	14.8	16.0	37.0	35.0	30- 50	
2.2	2.9	2.8	3.5	7.3	2.1	14.2	18.0	33.0	30.0	70-100	
4.1	4.3	2.6	3.9	6.7	8.8	22.7	20.3	40.5	41.0	0- 10	KMB uL
3.6	3.9	1.6	2.0	6.6	7.0	22.0	21.5	38.0	42.0	10- 20	
3.8	3.3	1.5	1.7	6.4	6.2	23.5	18.4	45.0	39.5	20- 30	
4.2	3.9	1.5	1.4	8.4	7.8	16.8	22.5	42.0	36.5	30- 70	

Einfluß der Brandrodung auf die P-Bindungsformen (Angaben in mg/100G)
(KMB=Kahlschlag mit Brand;lS=lehmgiger Sand;uL=schluffiger Lehm)

