Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffhaushalt im Teileinzugsgebiet des Hana an der Grenze des Taï-Nationalparks (Côte d'Ivoire)

Ein Vergleich zwischen Wald und Kakaoplantagen

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten

der Georg-August-Universität zu Göttingen

vorgelegt von

Elke Fischer

aus Ansbach

Göttingen 2004

D 7

Referentin/Referent: Prof. Dr. G. Gerold

Korreferentin/Korreferent: Prof. Dr. K.-H. Pörtge

Tag der mündlichen Prüfung: 21.06.2004

Vorwort

Die vorliegende Arbeit wurde von April 2001 bis Mai 2004 am Geographischen Institut, Abteilung Landschaftsökologie der Universität Göttingen angefertigt.

Die Arbeit ist integriert in das Projekt „Charakterisierung des Nährstoffhaushaltes eines Einzugsgebietes im Westen der Côte d'Ivoire. Entwicklung einer Methodologie zur objektivierten Bewertung der Wasserqualität in den Tropen" (Laufzeit 2001 bis 2004). Dieses Projekt findet im Rahmen einer aktiven Kooperation zwischen der Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen (Prof. G. Gerold) und dem „Centre Universitaire des Recherches et d'Application en Télédétection" (CURAT) der Universität Cocody-Abidjan (Prof. J. Biémi, Dr. A. Kouadio) statt. Die Finanzierung erfolgt über das DFG/BMZ-Programm (Deutsche Forschungsgemeinschaft / Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung).

Danksagung

Herrn Prof. Dr. Gerhard Gerold gilt mein Dank für die Betreuung dieser Arbeit und die langjährige gute Zusammenarbeit.

Herrn apl. Prof. Dr. Karl-Heinz Pörtge danke ich für die Übernahme des Korreferats.

Herrn Prof. Jean Biémi und Herrn Dr. Affian Kouadio sei gedankt für die Breitstellung der Infrastruktur der Universität Cocody-Abidjan und die herzliche Aufnahme.

Die nachfolgenden Personen und Institutionen haben maßgeblichen Anteil an der Fertigstellung dieser Arbeit. Für ihre Unterstützung, die gute Zusammenarbeit und freundschaftlichen Hilfeleistungen sei allen herzlich gedankt.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft und dem Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung für die Finanzierung des Forschungsprojektes

Frau Claudia Sültmann, Herrn Kai Ole Rogge, Frau Nina Sachau und Herrn Dr. Heiko Faust für die gute Zusammenarbeit und kurzweilige Gestaltung der Geländeaufenthalte

Den Kollegen und Kolleginnen des Geographischen Institutes, Frau Heike Gloger und Frau Birgit von Daak für Hilfestellung, Aufmunterung und Unterstützung

Den Mitarbeitern des Labors des Geographischen Instituts, Herrn Dr. J. Grotheer, Frau P. Voigt und Frau A. Södje für die Bearbeitung der zahlreichen Proben und analytische Hilfestellung

Den studentischen und wissenschaftlichen Hilfskräften Frau Claudia Sültmann, Herrn Kai Ole Rogge, Frau Angela Kreikemeier, Frau Xenia van Edig und Frau Neele Dietrich für ihre engagierte Mitarbeit

Frau Dorothea Röckl und Frau Ingrid Kohlrautz-Weinrich für die große Hilfestellung im Rahmen der Projektverwaltung

Herrn Dr. Stefan Erasmi, Herrn Dr. Stephan Glatzel, Herrn Jens-Peter Krüger, Frau Juniorprofessorin Dr. Beate Michalzik und Frau Claudia Sültmann für die kritische Durchsicht und Korrektur dieser Arbeit

Commandant N'Dri und den Mitarbeitern der „*Eaux et Forêts*" für die bereitwillige Hilfe bei der Auswahl der Untersuchungsflächen und der lokalen Mitarbeiter

Der Arbeitsgruppe des Projektes in Abidjan, Soubré, Soubré 3 und Azoumanakro:
M. Photo Kouadio und M. Souébo Sogodogo (CURAT, Abidjan), M. Honoré Kouablan, M. Seraphin N'Douan und M. Bérnard (Projekteinheit Soubré), M. Marc N'Guessan und M. Abriny Guédé (Soubré 3 und Azoumanakro). Insbesondere ohne den Einsatz von M. Photo Kouadio und M. Honoré Kouadio wäre die Fortsetzung des Projektes nach den politischen Unruhen seit September 2002 nicht möglich gewesen.

Den Bewohnern der Campements Soubré 3 und Azoumanakro für ihre Gastfreundschaft und große Unterstützung bei der Durchführung des Projektes

Mein größter Dank gilt meiner Familie für ihre Unterstützung, den Zusammenhalt und die stetige Rückzugsmöglichkeit.

Gliederung

Vorwort

Verzeichnis der Abkürzungen i

Verzeichnis der Abbildungen iv

Verzeichnis der Tabellen vii

1. Einleitung 1

1.1. Problemanalyse 1

1.2. Das Projekt 2

1.3. Hypothesen und Überprüfungsansätze 3

1.4. Aufbau der Arbeit 4

2. Wasser- und Stoffhaushalt von Ökosystemen in den inneren Tropen 6

2.1. Komponenten des Wasser- und Stoffhaushaltes von Ökosystemen in den inneren Tropen – Grundlagen 6

2.2. Stand der Forschung 7

3. Das Untersuchungsgebiet 9

3.1. Lokalisation 9

3.2. Naturräumliche Ausstattung 11

3.2.1. Klima 11

3.2.2. Harmattan 12

3.2.3. Geologie 13

3.2.4. Relief 13

3.2.5. Böden 13

3.2.6. Hydrologie und Hydrographie 16

3.2.7. Natürliche Vegetation – Taï Nationalpark 17

3.3. Kulturraum 19

3.3.1. Landnutzung 19

3.3.2. Bevölkerung 22

3.3.2.1. Azoumanakro 23

3.3.2.2. Soubré 3 23

4. Material und Methoden 25
4.1. Installation und Ausstattung der Messstationen 25
4.2. Feldaufnahme 26
4.3. Probennahme und –transport 27
4.4. Chemische Analytik 28
4.5. Datenbearbeitung & Statistik 29
4.6. Fehlerquellen und Geräteeignung 30

5. Ergebnisse und Diskussion 32
5.1. Wasserhaushaltskomponenten und Abschätzung der Wasserhaushaltsbilanz 32
5.1.1. Niederschlag 32
5.1.2. Interzeption / Evapotranspiration 33
5.1.3. Wasserspeicherkapazität und Tiefenversickerung 34
5.1.4. Abfluss 34
5.1.5. Abschätzung der Wasserbilanz - Synthese 37

5.2. Physikalisch-chemische Charakterisierung und Wasserinhaltsstoffe 38
5.2.1. Physikalisch-chemische Parameter 38
5.2.1.1. Temperatur 38
5.2.1.2. pH-Wert 38
5.2.1.3. Elektrische Leitfähigkeit 43
5.2.2. Alkalimetalle (Na, K) 47
5.2.3. Erdalkalimetalle (Ca, Mg) 55
5.2.4. Halogenide (Cl) 61
5.2.5. Schwefelverbindungen (SO_4, S) 64
5.2.6. Stickstoffverbindungen (NO_3-N, NH_4-N, TNb) 69
5.2.7. Phosphorverbindungen (PO_4-P, P_{tot}) 78
5.2.8. Silicium (Si) 84
5.2.9. Organische Kohlenstoffverbindungen (TOC, DOC, POC) 88
5.2.10. Schwermetalle (Fe, Mn, Pb, Cu, Zn) 94
5.2.11. Synthese und Zusammenfassung 97

5.3. Korrelationsanalyse nach Kompartimenten 103
5.3.1. Freilandniederschlag / Bestandsniederschlag 103
5.3.2. Bodenlösung 105
5.3.3. Grundwasser 106
5.3.4. Vorfluter 106
5.3.4.1. Abfluss-/Konzentrationsbeziehungen und Abfluss-/ Frachtbeziehungen 106
5.3.4.2. Zeitreihenanalyse der Stoffkonzentrationen und –frachten 111
5.3.4.3. Vergleich der Teileinzugsgebiete Hana – Audrenisrou 118

5.4. Abschätzung der Stoffbilanzen 2002 120
5.4.1. Bilanzierung über Input – Output-Verfahren 120
5.4.2. Bilanzierung über die Abschätzung der Wasserflüsse in den einzelnen Kompartimenten 124

5.5. Zusammenfassende Beurteilung des Nährstoffhaushaltes von Wald und Kakaoplantagen 128
5.5.1. Wald 128
5.5.2. Kakaoplantagen 129

5.6. Überprüfung der Hypothesen 131

6. Kritische Schlussbetrachtung und Forschungsausblick 131

7. Zusammenfassung 136

8. Literatur 145

Anhang

Anhang I: Geologische Karte 165
Anhang II: Ergebnisse der bodenphysikalischen und chemischen Analyse der Leitprofile.... 166
Anhang III: Vergleich zwischen gemessenen Stoffkonzentrationen und Literaturangaben..... 168
Anhang IV: Vergleich zwischen gemessenen Stoffflüssen und Literaturangaben 170
Anhang V: Deskriptive Statistik der gemessenen Stoffkonzentrationen 172
Anhang VI: Berechnete Stoffflüsse 181

Lebenslauf 183

Verzeichnis der Abkürzungen und verwendeten Symbole

Abkürzungen von Institutionen und Ministerien

BMZ	Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
CURAT	Centre Universitaire des Recherches et d'Application en Télédétection
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
FAO	Food and Agricultural Organization of the United Nations
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
ORSTOM	Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
UNEP	United Nations Environmental Programme
WHO	World Health Organization

Abkürzungen der Messflächen und Kompartimente

BL	Bodenlösung
BL105	Bodenlösung aus 105 cm Tiefe
BL25	Bodenlösung aus 25 cm Tiefe
BL65	Bodenlösung aus 65 cm Tiefe
BNS	Bestandsniederschlag
FNS	Freilandniederschlag
GW	Grundwasser
Kakao 25a	Messstation Kakaoplantage, 25 Jahre alter Bestand
Kakao 7a	Messstation Kakaoplantage, 7 Jahre alter Bestand
VF	Vorfluter

chemische Verbindungen, Symbole und Substanzen

Al	Aluminium
BS	Basensättigung
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
$CaCl_2$	Calciumchlorid
Cl	Chlorid
Cu	Kupfer
DOC	Dissolved Organic Carbon
EC_{25}	Elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C
Fe	Eisen
H^+	Wasserstoffionen
H_2O	Wasser
H_3O^+	Oxoniumionen
HCl	Salzsäure
HNO_3	Salpetersäure
K	Kalium
$KAK_{eff.}$	effektive Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
N	Stickstoff
Na	Natrium
NH_4	Ammonium
NO_3	Nitrat

N_{org}	organisch gebundener Stickstoff
P	Phosphor
Pb	Blei
pH	negativer dekadischer Logarithmus der H_3O^+-Ionenkonzentration
PO_4	Phosphat
POC	Particulate Organic Carbon
P_{tot}	Gesamtphosphor
S	Schwefel
Si	Silicium
SO_4	Sulfat
TNb	Total Nitrogen bound
TOC	Total Organic Carbon
Zn	Zink

Statistische Parameter

Max	Maximum
Median	Medianwert
Min	Minimum
Mittel	Mittelwert
n	Anzahl
r	Korrelationskoeffizient
R^2	Bestimmtheitsmaß
Stabw	Standardabweichung
α	Signifikanzniveau

Sonstige Abkürzungen und Symbole

/	pro oder bzw.
<	kleiner
>	größer
%	Prozent
f_{ET}	Formfaktor
°C	Grad Celsius
µm	Mikrometer
µS	Mikrosiemens
a	Jahr
Abb.	Abbildung
A_E	Einzugsgebietsgröße
A_{E0}	Oberirdische Einzugsgebietsgröße
b.p.	before present
C	Stoffkonzentration
cm	Zentimeter
cm^3	Kubikzentimeter
cmol	Zentimol
d	Tag
d.h.	das heißt
DEV	Deutsche Einheitsverfahren
dt	Zeitspanne
et al.	und andere
etc.	und so weiter

EZG	Einzugsgebiet
F	Fracht
ff.	folgende
GOK	Geländeoberkante
GPS	Global Positioning System
h	Stunde
h_A	Abflusshöhe
ha	Hektar
i.S.v.	im Sinne von
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma Related Optical Emission Spectroscopy
ITCZ	Innertropische Konvergenzzone
Kap.	Kapitel
kg	Kilogramm
km	Kilometer
km²	Quadratkilometer
KW	Kalenderwoche
l	Liter
l_B	Einzugsgebietsbreite
l_E	Einzugsgebietslänge
l_F	Flusslänge
l_{Fi}	Gesamtlänge aller Flussabschnitte
LN	Natürlicher Logarithmus
lt.	laut
m	Meter
m²	Quadratmeter
Mio.	Million
ml	Milliliter
mm	Millimeter
mmol	Millimol
mol	Mol
n.g.	nicht gemessen
n.n.	nicht nachweisbar
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
Q	Abfluss
q	Abflussspende
s	Sekunde
S.	Seite
s.	siehe
t	Tonne
T	Transport
t	Zeit
Tab.	Tabelle
u.a.	unter anderem
ü.NN	über Normal Null
V	Volt
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
Vol.	Volumen
W	Wasserstand
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2.1: Komponenten des Wasserhaushaltes von Waldökosystemen

Abb. 3.1: Lage des Untersuchungsgebietes, Digitales Geländemodell des Hana-Einzugsgebietes und Satellitenbildausschnitt

Abb. 3.2: Lokalisation der Untersuchungsflächen im Teileinzugsgebiet des Hana

Abb. 3.3: Lage der ITC

Abb. 3.4: Übersicht der bodenkundlichen Aufnahme der Leitprofile

Abb. 3.5: Überwachte Klassifikation, 16.01.1986 (Landsat-5 TM)

Abb. 3.6: Überwachte Klassifikation, 18.02.2001 (Landsat-7 ETM+)

Abb. 3.7: Zeitpunkt der Landnutzungsmaßnahmen

Abb. 4.1: Lokalisation und Ausstattung der Messstationen

Abb. 4.2: Struktur der integrierten Projektkomponenten und erfasste Stoffhaushaltskompartimente

Abb. 5.1: Mittlere monatliche Niederschläge und wöchentliche Niederschläge der beiden Messstationen, 15.12.2001 bis 31.03.2003

Abb. 5.2: Wasserstand und Abfluss, Station Hana, 01.01.2002 bis 31.03.2003

Abb. 5.3: Tagesmittelwerte Niederschlagsmengen und Abfluss Station Hana, 01.01.2002 bis 31.03.2003

Abb. 5.4: Abflussereignis 07.08. bis 19.08.2002

Abb. 5.5: Wöchentliche Niederschläge und pH-Werte, Station Wald, 12/01-03/03

Abb. 5.6: Boxplots pH-Werte: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.7: Elektrische Leitfähigkeit in Freiland-, Bestandsniederschlag und den Bodenlösungen an den Stationen Wald und Kakao 7a

Abb. 5.8: Boxplots Elektrische Leitfähigkeit: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.9: Wöchentliche Niederschläge und Natriumkonzentrationen in den Bodenlösungsniveaus der Station Wald, 01.06.02 bis 11.01.03

Abb. 5.10: Boxplots Natriumkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.11: Wöchentliche Niederschläge und Kaliumkonzentrationen in Freiland- und Bestandsniederschlag (Wald, Kakao 7a, Kakao 25a), 12/01-30/03

Abb. 5.12: Boxplots Kaliumkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.13: Wöchentliche Niederschläge, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen in FNS, BNS, BL25 und VF (Station Kakao 25a), 12/01-30/03

Abb. 5.14: Boxplots Calciumkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.15: Boxplots Magnesiumkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.16: Ca:Mg-Quotienten in FNS, BNS, BL25 bis 105, GW und VF, alle Stationen

Abb. 5.17: Wöchentliche Niederschläge und Chloridkonzentrationen, Station Wald, 12/01-12/02

Abb. 5.18: Boxplots Chloridkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.19: Wöchentliche Niederschläge und Schwefelkonzentrationen, Station Wald, 12/01-12/02

Abb. 5.20: Wöchentliche Niederschläge und Sulfatkonzentrationen, Station Wald, 12/01-12/02

Abb. 5.21: Boxplots Sulfatkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.22: Boxplots Schwefelkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.23: Wöchentliche Niederschläge und Konzentrationen von Nitrat-N in FNS, BNS, BL, GW und VF, Station Kakao 7a und GW der Stationen Wald und Kakao 25a, 03/02-12/02

Abb. 5.24: Wöchentliche Niederschläge und Konzentrationen von Ammonium-N [ppm N] in FNS, BNS, BL, GW und VF (Station Kakao 7a) und GW (alle Stationen), 03/02-12/02

Abb. 5.25: Wöchentliche Niederschläge und Konzentrationen des gesamten gebundenen Stickstoffs (TNb) in FNS, BNS, BL, GW und VF (Station Kakao 7a) und GW (alle Stationen), 03/02-12/02

Abb. 5.26: Boxplots Stickstoffkonzentrationen (TNb, NO_3-N, NH_4-N): Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.27: Wöchentliche Niederschläge und Konzentrationen von PO_4-P und P_{tot} in FNS, BNS, BL25 und VF, Station Kakao 25a, 01/02-12/02

Abb. 5.28a: Boxplots Phosphorkonzentrationen (P_{tot}, PO_4-P): Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.28b: P_{tot}/PO_4-P-Quotienten in FNS, BNS, BL25 bis 105, GW und VF, alle Stationen

Abb. 5.29: Wöchentliche Niederschläge und Silicium-Konzentrationen in FNS, BNS und BL25 bis 105, Station Wald und Kakao 7a, 03/02-12/02

Abb. 5.30: Boxplots Siliciumkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.31: Wöchentliche Niederschläge und TOC-Konzentrationen in BL25 bis 105, GW und VF, Station Wald, 03/02-12/02

Abb. 5.32: Wöchentliche Niederschläge und TOC-Konzentrationen in BL25 bis 105, GW und VF, Station Kakao 7a, 03/02-12/02

Abb. 5.33: Boxplots Organische Kohlenstoffverbindungen (TOC, DOC, POC): Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.34: Matrixdiagramme TOC- und DOC-Konzentrationen in BL und GW: A) BL Wald, B) BL Kakao 7a, C) BL Kakao 25a und D) GW alle Stationen

Abb. 5.35: Eisen-Konzentrationen in BL25 bis 105, Station Wald und Kakao 25a, 03/02-12/02

Abb. 5.36: Boxplots Eisenkonzentrationen: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a

Abb. 5.37: Zusammenfassende Darstellung der Einflussfaktoren auf den Stoffhaushalt

Abb. 5.38: Signifikante Zusammenhänge in Freiland- und Bestandsniederschlägen zwischen ausgewählten Parametern

Abb. 5.39: Zusammenhang zwischen EC_{25}, Ca und Na, Station Wald, 15.12.2001 bis 31.03.2003 A – FNS, BNS, GW und VF; B – BL25 bis BL105, C – alle Kompartimente

Abb. 5.40: Beziehung Abfluss– Elektrische Leitfähigkeit

Abb. 5.41: Beziehung Abfluss– Calcium & Magnesium

Abb. 5.42: Beziehung Abfluss– Kalium & Natrium

Abb. 5.43: Beziehung Abfluss– gelöster Sauerstoff

Abb. 5.44: Beziehung Abfluss– abfiltrierbare Stoffe

Abb. 5.45: Beziehung Abfluss– gesamter gebundener Stickstoff

Abb. 5.46: Beziehung Abfluss– Organischer Kohlenstoff

Abb. 5.47: Tagesniederschlag, Abflussganglinie und Sequenzen der Tageswerte und Wochenmittel von pH, EC_{25}, T, O_2, Ca, Mg, K und Na, Station Hana, 01.01.2002 bis 31.12.2002

Abb. 5.48: Sequenzen der Tageswerte und Wochenmittel von TNb, NO_3-N, NH_4-N, Si, S, TOC, DOC, P_{tot}, PO_4, SO_4, Fe, Cu, Mn und Zn, Station Hana, 01.01.2002 bis 31.12.2002

Abb. 5.49: Wochenmittel Niederschlag, Abfluss, pH und EC_{25} und Transportfrachten O_2, Ca, Mg, K, Na, TNb, NO_3, NH_4, TOC, DOC, Cu, Mn, Zn, Fe und Pb, Station Hana, 01.01.2002 bis 31.03.2003

Abb. 5.50: Stoffflüsse ausgewählter Parameter, 15.12.2001 bis 31.03.2003

Abb. 5.51: Flüsse der Hauptnährstoffe 2002 – Station Wald – Mittel der Stationen Kakao 7a und 25a

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 3.1: Beschreibende Parameter des Hana-Teileinzugsgebietes

Tab. 3.2: Bodenbedeckungsklassifizierung: Ergebnisse der überwachten Klassifikation von 1986 und 2001

Tab. 5.1: Deskriptive Statistik Abflusswerte

Tab. 5.2: Abschätzung der Wasserbilanz 2002

Tab. 5.3: Deskriptive Statistik pH-Werte

Tab. 5.4: Deskriptive Statistik Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C

Tab. 5.5: Deskriptive Statistik Natriumkonzentrationen

Tab. 5.6: Spearman-Korrelationskoeffizienten: wöchentliche Niederschläge und Kalium-konzentrationen in FNS und BNS

Tab. 5.7: Deskriptive Statistik Kaliumkonzentrationen

Tab. 5.8: Deskriptive Statistik Calciumkonzentrationen

Tab. 5.9: Deskriptive Statistik Magnesiumkonzentrationen

Tab. 5.10: Signifikante Spearman-Korrelationskoeffizienten: wöchentliche Niederschläge (P 7d) und Chloridkonzentrationen, Station Wald

Tab. 5.11: Deskriptive Statistik Chloridkonzentrationen

Tab. 5.12: Deskriptive Statistik Sulfatkonzentrationen

Tab. 5.13: Deskriptive Statistik Schwefelkonzentrationen

Tab. 5.14: Deskriptive Statistik Nitrat-Stickstoffkonzentrationen

Tab. 5.15: Deskriptive Statistik Ammonium-Stickstoffkonzentrationen

Tab. 5.16: Deskriptive Statistik TNb-Konzentrationen

Tab. 5.17: Deskriptive Statistik Phosphat-Phosphorkonzentrationen

Tab. 5.18: Deskriptive Statistik Gesamt-Phosphorkonzentrationen

Tab. 5.19: Deskriptive Statistik Siliciumkonzentrationen

Tab. 5.20: Deskriptive Statistik TOC-Konzentrationen

Tab. 5.21: Deskriptive Statistik DOC-Konzentrationen

Tab. 5.22: Deskriptive Statistik POC-Konzentrationen

Tab. 5.23: Deskriptive Statistik Eisenkonzentrationen

Tab. 5.24: Dominierende Einflussfaktoren hinsichtlich Eintrag, Umsatz/Speicherung und Austrag von Nährstoffen

Tab. 5.25: Signifikante Korrelationen (nach Spearman) in mehr als 47 % der untersuchten Kompartimente

Tab. 5.26: Ausgewählte signifikante Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN in Freiland- und Bestandsniederschlag

Tab. 5.27: Ausgewählte signifikante Korrelationskoeffizienten (nach Spearman)

Tab. 5.28: Vergleich zwischen Regen- und Trockenzeit - Basisparameter und Stoffkonzentrationen des Hana

Tab. 5.29: Vergleich der Basisparameter und Stoffkonzentrationen Hana / Audrenisrou, Messzeitraum 01.08. bis 31.10.2002

Tab. 5.30: Stoffflüsse in Freilandniederschlag, Vorfluter und Bilanzen 2002

Tab. 5.31: Abschätzung der Wasserbilanz 2002

Tab. 5.32: Abschätzung der Stoffflüsse von Cl, S und SO_4 unter Wald und Kakaoanbau 2002

1. Einleitung

1.1. Problemanalyse

Der Taï-Nationalpark und das Tierreservat „Reserve Faune du N'Zo" (800 km²) bilden zusammen die Taï-Region, die im Westen der Côte d'Ivoire nahe der liberianischen Grenze liegt. Diese Region umfasst 50 % der aktuell streng geschützten Regenwaldzonen Westafrikas und 25 % des verbliebenen Feuchtwaldes der Côte d'Ivoire.
Der Taï-Nationalpark (4540 km²) ist damit das größte zusammenhängende Areal primären Regenwalds in Westafrika. Seit 1926 bereits als Schutzgebiet klassifiziert, wurde der Taï 1972 von der ivorischen Regierung zum Nationalpark ernannt. Diese Größe des Areals bietet die Möglichkeit, alle Glieder des komplexen Ökosystems mit seinem genetischen Reservoir zu bewahren. Deshalb hat der Taï internationale Bedeutung erlangt und wurde von der UNESCO 1978 zum Biosphärenreservat, 1982 zum Weltnaturerbe („Patrimoine mondial") erklärt. In diesem Zusammenhang wurden die Parkgrenzen 1982 erweitert und schlossen bereits landwirtschaftlich genutzte Gebiete ein, deren Plantagen und sogar eine dörfliche Siedlung (Campement Soubré 4) daraufhin aufgegeben wurden (PNT 2004).

Die Absicherung des Nationalparks wird jedoch durch die Aktivitäten von Wilderern, Brandrodungsfeldbauern, Fischern, der Holzindustrie, illegalen Goldsuchern und dem ansteigenden Bevölkerungsdruck zunehmend gefährdet (RIEZEBOS et al. 1994).
Die Wilderei hat aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte vor allem im Osten des Parks zum Rückzug der Fauna in den Nordosten des Parks geführt, so dass Ducker-Antilopen, Primaten, Elefanten, Flusspferde und weitere z.T. endemische Arten nur noch dort anzutreffen sind.
Die hohe Bevölkerungsdichte geht auf die staatlich geplante Besiedlungspolitik für den Südwesten des Landes seit 1965 durch die eigens gegründete Staatsgesellschaft ARSO (l'Autorité pour l'aménagement de la Région du Sud-Ouest) zurück. 1965 wurde die Region von ca. 3 % der Gesamtbevölkerung bewohnt, das Gebiet war zu 75 % bewaldet (LÉNA 1984, MÜLLER 1984, VAN REULER et al. 1994). Nach WOHLFAHRT-BOTTERMANN (1994) finden sich nur noch im Westen des Parks zur Agrarkolonisation freistehende Flächen, vor allem im Osten des Parks sind weite Flächen des ehemaligen Waldes durch Kakaoplantagen ersetzt worden. Die Bevölkerungsdichte hat sich seit 1965 mehr als verzehnfacht (SLE 1994).

En 1970 je suis arrivé à Gnamagui. Ils ont dit à la radio, qu'il y a de la terre. J'étais le premier et je suis resté 6 mois seul avant un autre est arrivé – un autre Baoulé de Bokanda. Pendant les premiers deux années ils ne sont pas venues en groupe mais un par l'autre. Il y avait d'autre qui ont entendu à la radio et puis autre qui l'ont entendu de leurs frères. Depuis 1980 il n'y avait plus de terre…
Chef du Village, Campements Azoumanakro

[Ich kam 1970 in Gnamagui an. Sie hatten im Radio gesagt, dass es hier Land gäbe. Ich war der erste und blieb 6 Monate allein, bevor ein Anderer kam – ein anderer Baoulé aus Bokanda. Während der ersten zwei Jahre kamen sie nicht in Gruppen, sondern einer nach dem anderen. Es gab andere, die es im Radio gehört hatten und andere die es von ihren Brüdern gehört hatten. Seit 1980 gab es kein Land mehr...]

Diese hohe Bevölkerungsdichte und die kaum noch existenten nutzbaren Landressourcen verdeutlichen den hohen Druck auf den Nationalpark. Dieser manifestierte sich insbesondere nach der 1965 eingeleiteten Besiedlungspolitik unter der Direktive „*la tierre apartiennent à ceux qui la cultivent*“ [der Boden gehört denen, die ihn kultivieren] und der 1982 durchgeführten Erweiterung der Nationalparkgrenzen, die zu Konflikten mit den lokalen Bauern führte:

J'avais eu de la terre dans le parc national. Ils (les Eaux et Forêts) ont l'arrachée sans donner rien, sans dire avant. Ils ont cassé la route et ont interdit de passer à l'autre coté.

Chef du village, Campement Azoumanakro

[Ich hatte Land im Nationalpark. Sie (die Wasser- und Forstbehörde) haben es an sich gerissen ohne etwas zu geben, ohne es vorher zu sagen. Sie haben die Straße angelegt und verboten, die andere Seite zu betreten]

Die heutige Grenze des Nationalparks wird durch die Wasser- und Forstbehörde *(„Eaux et Forêts“)* aufrechterhalten. Die Finanzierung erfolgt über das 1992 initiierte „Projet Autonome pour la Consérvation du Parc National de Taï - PACPNT“, das zu einem maßgeblichen Teil durch die Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) und die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) finanziert wurde. Dieses hatte die Erstellung und Umsetzung eines Managementplans für den Park und dessen Randzone zum Ziel. Weiterhin wurde 1998 ein Hotel mit 20 Betten im Nationalpark errichtet, von dem aus Ökotouristen im Nationalpark geführte Touren unternehmen. Die letzte Phase des Projekts endete 2001, seitdem wurden die Projektarbeiten und die Finanzierung zum Teil eingestellt bzw. gekürzt.

Der Nationalpark wird durch ein enges Gewässernetz durchzogen, dessen Vorfluter nahezu vollständig dem Einzugsgebiet des Hana angehören. Dieser entspringt in der landwirtschaftlich genutzten Peripherie nordöstlich des Parks. Während der Park vor Wilderern, Pflanzern, Fischern und der Holzindustrie durch die Parkgrenze weitgehend geschützt ist, sind potenzielle, landnutzungsbedingte Einträge von Nähr- und Schadstoffen mit dem Wasserkreislauf nicht durch eine Grenzziehung auszuschließen.

1.2. Das Projekt

Im Jahr 2001 wurde das Projekt “Charakterisierung des Nährstoffhaushaltes eines Einzugsgebietes im Westen der Côte d'Ivoire. Entwicklung einer Methodologie zur objektivierten Bewertung der Wasserqualität in den Tropen“ initiiert (Laufzeit bis 09/2004). Das Projekt wird im Rahmen des DFG/BMZ-Programms (Deutsche Forschungsgemeinschaft / Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) finanziert, und ist eine aktive Kooperation zwischen der Abteilung Landschaftsökologie (Prof. G. Gerold) der Universität Göttingen und CURAT (Prof. J. Biémi / Dr. A. Kouadio) der Universität Cocody-Abidjan. Das Projekt verfolgt die Hauptziele:

- Identifikation der Nährstoffpfade und –flüsse von Wald- und unterschiedlich lang genutzten Kakaoflächen im Teileinzugsgebiet des Hana
- Bestimmung des potenziellen Einflusses der Landwirtschaft auf den Nährstoffkreislauf
- Entwicklung einer neuen Methode zur objektiven Bewertung der Wasserqualität von Vorflutern in den inneren Tropen

In das Projekt integriert sind drei Diplomarbeiten, aus denen die grundlegenden Informationen zu Bodencharakterisierung, Landnutzung und lokaler Bevölkerung hervorgehen.

SÜLTMANN, C. (2004): GIS- und Satellitenbildgestützte Landnutzungsklassifikation mit Change detection im Westen der Côte d'Ivoire. In: KAPPAS, M. (Hrsg.): Erdsicht – Einblicke in Geographische und Geoinformationstechnische Arbeitsweisen 1, Stuttgart

SACHAU, N. (2003): Die Bedeutung der System- und Sozialintegration von Migranten für die Kulturlandschaft der Campements Azoumanakro und Soubré 3 im Südwesten der Côte d'Ivoire. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen

ROGGE, K.O. (in Vorbereitung): Untersuchung zu Bodendifferenzierung und Bodennährstoff-charakterisierung in einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet am Rand des Taï-Nationalparks (Elfenbeinküste) - Vergleich Regenwald und Kakaoanbau

1.3. Hypothesen und Überprüfungsansätze

Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit ist die Darstellung der detaillierten Ergebnisse der Nährstoffsituation im Teileinzugsgebiet des Hana im Vergleich zwischen Wald und Kakaoplantagen.

Konkrete Zielsetzungen sind damit die Identifikation der Nährstoffpfade und –flüsse von Wald- und Kakaoflächen im Teileinzugsgebiet des Hana und die Bestimmung eines potenziellen Einflusses der Landwirtschaft auf den Nährstoffkreislauf.

Durch die Lokalisation des Untersuchungsgebietes wird das gesamte landwirtschaftlich genutzte Teileinzugsgebiet im Quellgebiet des Vorfluters erfasst, der flussabwärts den Taï-Nationalpark durchfließt. Damit sind die Voraussetzungen zur Überprüfung folgender Hypothesen (H1 bis H4) erfüllt:

H1: Der extensive Kakaoanbau im Teileinzugsgebiet des Hana hat Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt des benachbarten Taï-Nationalparks.

Überprüfungsansatz: Durch die vergleichende wöchentliche Beprobung von Wald- und Kakaoanbauflächen und die Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe in den Kompartimenten

Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag, Bodenlösung in drei Bodentiefen, Grundwasser und Vorfluter werden signifikante Unterschiede des Stoffhaushaltes erfasst.

H2: Der Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffhaushalt lässt sich anhand charakteristischer Indikatoren nachweisen.

Überprüfungsansatz: Die gegenüber der Waldfläche auf den Kakaoplantagen erhöht bzw. erniedrigt auftretenden Stoffe werden identifiziert und deren Verbindung zu den Landnutzungsmaßnahmen analysiert.

H3: Der Einfluss der Landnutzung ist persistent.

Überprüfungsansatz: Nach Abgrenzung von Stoffgruppen, die dem Einfluss der Landnutzung unterliegen, wird über die zeitliche Entwicklung der Stoffkonzentrationen und die Abschätzung der Stoffflüsse unter Wald- und Kakaobestand die Persistenz des Einflusses auf das Waldökosystem beurteilt. Besondere Berücksichtigung finden die Konzentrationen und Flüsse des Vorfluters, der das gesamte landwirtschaftliche Teileinzugsgebiet integriert.

H4: Die Nährstoffsituation des Hana-Abschnittes des landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebiets unterscheidet sich signifikant von der des Referenzvorfluters Audrenisrou, im ausschließlich durch Wald geprägten Teileinzugsgebiet.

Überprüfungsansatz: Die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des Hana und des Audrenisrou werden für den gemeinsamen Untersuchungszeitraum von drei Monaten verglichen und aus signifikanten Abweichungen Rückschlüsse auf eine potenzielle Beeinflussung gezogen.

1.4. Aufbau der Arbeit

Die Struktur der vorliegenden Arbeit verfolgt das Ziel, ausgehend von der Bestimmung der Wasserflüsse und Stoffkonzentrationen sowie der Interaktion einzelner Parameter, den Wasser- und Stoffkreislauf zu Frachten- und Stoffflussberechnungen zu verbinden und zu beurteilen. Aus der vergleichenden Betrachtung der unterschiedlichen Messflächen können Rückschlüsse auf eine potenzielle Beeinflussung des Stoffhaushaltes des Taï-Nationalparks durch die landwirtschaftliche Nutzung gezogen werden.

Nach einer kurzen Darstellung des Forschungsstandes (Kapitel 2) wird in den Kapiteln 3 und 4 das Untersuchungsgebiet und die verwendete Methodik beschrieben.

Kapitel 5 dient der umfassenden Darstellung und Diskussion der Ergebnisse. Zur Abschätzung der Stoffflüsse und Bilanzierung der untersuchten Flächen werden zunächst die Wasserhaushaltskomponenten des Teileinzugsgebietes beschrieben (Kap. 5.1.).

Zentraler Schwerpunkt dieser Arbeit ist die detaillierte Interpretation der Nährstoffkonzentrationen in den untersuchten Kompartimenten der drei Versuchsflächen (Kap. 5.2). Diese Betrachtung gibt die für den Nährstoffhaushalt relevanten bzw. charakteristischen Parameter wieder. Zur besseren Übersichtlichkeit schließt sich an die Beschreibung der Ergebnisse jeweils direkt die Interpretation und Diskussion der Befunde an. Die Einordnung anhand von Vergleichswerten anderer Studien orientiert sich wegen der besseren Vergleichbarkeit vor allem an Arbeiten, die in Westafrika durchgeführt wurden. Anhang III und IV geben eine detailliertere Übersicht über Literaturwerte aus anderen Regionen der Tropen.
In Kapitel 5.3. werden die relevanten Korrelationen zwischen den Parametern aufgeführt, ein Schwerpunkt liegt auf der Darstellung der Stofffrachten des Vorfluters. Die Abschätzung der Stoffbilanzen des Teileinzugsgebietes bzw. der einzelnen Untersuchungsflächen erfolgt in Kapitel 5.4. Zusammenfassend wird der Nährstoffhaushalt von Wald und Kakaoplantagen in Kapitel 5.5. beurteilt. Kapitel 5.6. greift die aufgestellten Hypothesen auf und überprüft diese anhand der gewonnenen Ergebnisse.

Das abschließende Kapitel 6 stellt eine kritische Schlussbetrachtung dar und gibt einen Forschungsausblick.

2. Wasser- und Stoffhaushalt von Ökosystemen der Inneren Tropen

2.1. Komponenten des Wasser- und Stoffhaushaltes in den inneren Tropen - Grundlagen

Der Stoffhaushalt von Ökosystemen wird über den hydrologischen und biologischen Kreislauf gesteuert. Weiterer Faktor ist die atmosphärische trockene Deposition, die durch gravitative Sedimentation von Partikeln (Stäube, Aerosole) während trockener Phasen erfolgt (HIDY 1970) (s. auch Kap. 3.2.2. Harmattan). Hinzu kommt die Freisetzung bzw. Retention durch Mineralverwitterung, mikrobielle Umsätze und Austauschprozesse innerhalb des Bodens sowie die landwirtschaftliche Nutzung.

Ein maßgeblicher Anteil von Stoffen wird in Ökosystemen gelöst transportiert, so dass Wasser- und Stoffhaushalt eng miteinander verknüpft sind. Zur Beschreibung des Wasserhaushaltes werden dem Eintrag über Niederschlag der Austrag über Evapotranspiration, Tiefenversickerung und Oberflächenabfluss gegenübergestellt. Zentrale Speicherfunktion haben Vegetation und Boden (TOWNSEND 1989, JUNK et al. 1989, WEIDELT 1993, BROUWER 1996, JORDAN et al. 1997, SCHWÖRBEL 1999, ABER & MELILLO 2001). Die wesentlichen Komponenten des Wasserhaushaltes sind in Abb. 2.1 dargestellt.

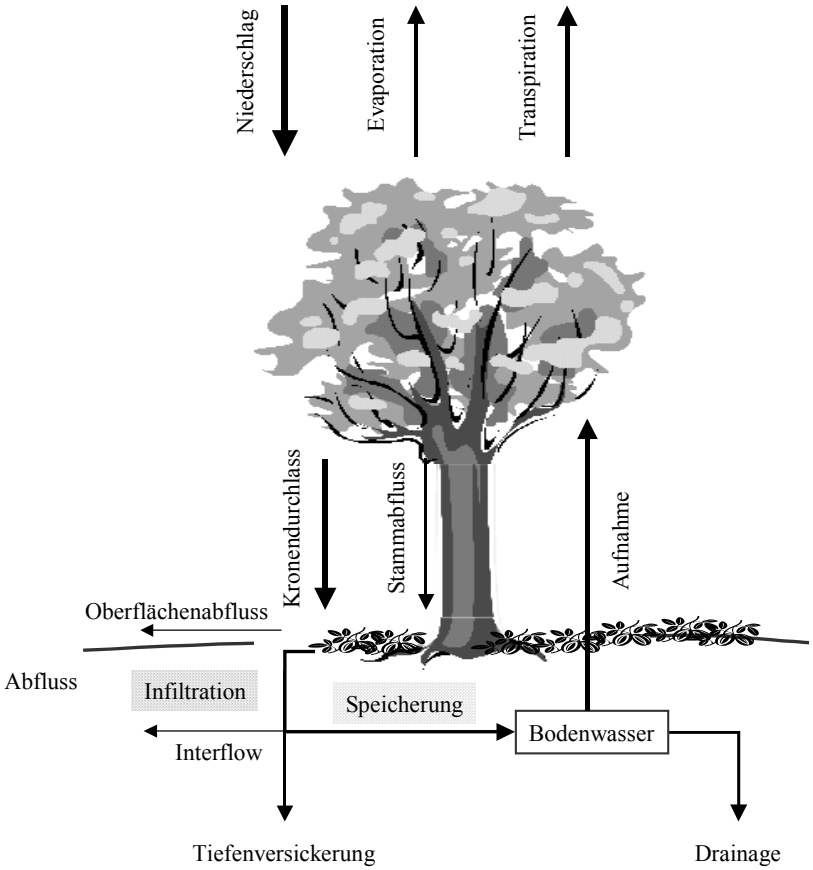


Abb. 2.1: Komponenten des Wasserhaushaltes von Waldökosystemen (verändert nach ABER & MELILLO 2001: 114)

In dem von Wasserflüssen regulierten Nährstoffkreislauf nimmt der Boden eine zentrale Speicherfunktion ein. Die ganzjährig hohen Temperaturen und Niederschläge in den inneren Tropen begünstigen die chemische gegenüber der physikalischen Verwitterung, bei der die Gesteinsminerale mit sauren oder oxidierenden Substanzen, in der Regel unter Einfluss von Wasser reagieren (HUSTON 1993, WEDEPOHL 1995). Zwischen den Nährstoffen in der Bodenlösung und an der Oberfläche von

Bodenpartikeln bildet sich dabei ein Gleichgewicht aus. In diesem hydrologisch dominierten Kreislauf werden die Nährstoffe atmosphärisch über die nasse Deposition in das Ökosystem eingetragen (ZIERRATH 1990). Dabei ist sowohl der Prozess der Auswaschung („Washout") als auch der der Ausregnung („Rainout") zu berücksichtigen. Die Anteile aus der Ausregnung umfassen v.a. die bei der Wolkenbildung eingebundenen Kondensationskerne, während bei der Auswaschung Aerosole und Gase unterhalb des Wolkenniveaus mit den fallenden Regentropfen abgefangen bzw. gelöst werden (BRIMBLECOMB & DAWSON 1984, SHIMSHOCK & DE PENA 1989). Der Austrag erfolgt über die Versickerung, die innerhalb des hydrologisch gesteuerten Nährstoffkreislaufes die größten Verluste des Systems bedingt.

Im biologischen Nährstoffkreislauf stellt die Biomasse einen großen Speicher dar. Die Vegetation produziert Litter (Blätter, Äste, Blüten, Früchte), aus deren Dekomposition die enthaltenen Nährstoffe an der Oberfläche oder in den Böden freigesetzt werden. Pflanzenwurzeln können diese Nährstoffe entweder direkt aus dem Litter oder über die Bodenlösung aufnehmen und somit wieder in die Biomasse zurückführen, wobei insbesondere tropische Regenwälder bettreffend der Nährstoffaufnahme sehr effizient sind. Weitere Nährstoffausträge sind auf landwirtschaftlichen Nutzflächen mit dem Ernteentzug verbunden.

Biologischer und hydrologischer Kreislauf stehen in gegenseitigem Nährstoffaustausch, der hauptsächlich im Boden, aber auch zwischen oberirdischer Vegetation und Niederschlagswasser stattfindet. Die ganzjährig hohen Temperaturen in den Tropen begünstigen die Dekomposition des organischen Materials sowohl in der Streuauflage des Bodens als auch innerhalb der Wasserkörper. Bei gleichzeitig hohen Niederschlagssummen findet zudem eine rasche Auswaschung der Nährstoffe aus den Böden statt (JORDAN 1985, POELS 1987, BRUIJNZEEL 1990, MARTINS & PROBST 1991, RICHEY et al. 1991, TER STEEGE et al. 1996, JUNK 1997, ABER & MELILLO 2001).

Die spezifisch im Untersuchungsgebiet wirksamen Einflussfaktoren sind in Kap. 3. angeführt. Auf die einzelnen Nährstoffe, deren Ein- und Austragsquellen wird im Rahmen der Einordnung der Teilergebnisse in Kap. 5.2. bis Kap. 5.5. eingegangen.

2.2. Stand der Forschung

Der Wasser- und Stoffhaushalt tropischer Ökosysteme wurde im Rahmen mehrerer Studien untersucht. Ein deutlicher regionaler Schwerpunkt liegt dabei auf Südamerika und insbesondere dem Einzugsgebiet des Amazonas. In Westafrika wurden nur wenige umfassendere Studien durchgeführt, so dass die Quellenlage bislang unzureichend ist.

Ein Großteil der Arbeiten verfolgt spezifische Zielsetzungen, die von der Auswirkung der Rodungsaktivitäten tropischer Regenwälder auf den Wasserhaushalt bis zur prozessbasierten Untersuchung einzelner Nähr- und Schadstoffe reicht (SIOLI 1975, LAL 1981, BRUIJNZEEL 1990, MARTINS & PROBST 1991, RICHEY & REYNALDO 1993, STOORVOGEL 1993, MCCLAIN et al. 1995, TER STEEGE et al. 1996, ZHANG et al. 1997).

Umfassendere Studien, die alle zentralen Kompartimente des Wasser- und Nährstoffkreislaufes untersuchen, wurden unter anderem von JORDAN (Venezuela, 1985, 1989), CROWTHER (West

Malaysia, 1987a, 1987b), POELS (Surinam, 1987), DENICH (Brasilien, 1989), HOELSCHER (Brasilien, 1995), HETZEL (Côte d'Ivoire, 1999) und LANFER (Ecuador, 2004) durchgeführt.

Auf Basis dieser Untersuchungen lassen sich folgende Kernaussagen treffen (verändert nach LANFER 2004: 27ff.):

In der saisonalen Differenzierung der atmosphärischen Einträge liegen während der Trockenzeit um den Faktor 4-5 höhere Stoffeinträge vor, die vor allem aus der Brandrodung resultieren. Ferner ist eine deutliche Abnahme der meerbürtigen Salze, insbesondere Na und Cl im Ost-West-Profil des Amazonasbeckens zu verzeichnen (BRINKMANN 1989, CRUTZEN & ANDREAE 1990, ARTAXO et al. 1998).

Der Nährstoffkreislauf tropischer Regenwälder verläuft rasch und nahezu geschlossen, was durch die schnelle Dekomposition von Litter bei hohen Temperaturen und Wasserflüssen und Wiederaufnahme der freigesetzten Nährstoffe belegt wird (BERNHARD-REVERSAT 1975, CUEVAS & MEDINA 1988, BRINKMANN 1989, SAMPAIO et al. 1993, HETZEL 1999, LANFER 2004).

Die langfristige Entwicklung der Nährstoffreserven in Kultursystemen hängt maßgeblich von den regional zu differenzierenden Standortbedingungen und den Anbausystemen ab (OLU OBI 1989, ROBINSON & DALRYMPLE 1989, HÖLSCHER 1995).

Durch die Veränderung der Bestandsstruktur von Regenwäldern werden Ein- und Austräge von Wasser und Nährstoffen verändert. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung der Versickerungsrate und des Oberflächenabflusses (HUMPHREYS 1984, LELONG et al. 1984, GEROLD 1988, 1989).

Zur Beurteilung von Nährstoffpfaden, -flüssen und deren Bilanzierung werden mehrere methodische Ansätze verfolgt:

- Gegenüberstellung der Nährstoffeinträge über den Niederschlag und der Austräge mit dem Abfluss: Aus der Gegenüberstellung der Stofffrachten in Niederschlagswasser und Vorfluter wird auf eine Aufnahme bzw. Speicherung von Nährstoffen innerhalb der Vegetation bzw. des Bodens geschlossen (POELS 1989, RICHEY et al. 1991, RICHEY & REYNALDO 1993, ZHANG et al. 1997, LANFER 2004).
- Berechnung der Stoffflüsse der einzelnen Kompartimente: Bei Kenntnis der Wasserflüsse werden die Stofffrachten der einzelnen Kompartimente berechnet, was eine detailliertere Analyse der Prozesse zulässt (BRINKMANN 1985, BROUWER 1986, RUSSELL 1993, HETZEL 1999, BRUIJNZEEL 1993, ELSENBEER et al. 1995)
- Verwendung natürlicher und Isotopen-Tracer: Unter der Annahme, dass Stoffe wie z.B. Cl rein atmosphärisch bzw. Si ausschließlich aus der Silikatverwitterung entstammen, kann durch die Gegenüberstellung der Konzentrationen in den jeweiligen Kompartimenten auf die Wasserflüsse geschlossen werden, da diese mit abnehmenden Flüssen proportional aufkonzentriert werden. Durch Gegenüberstellung spezifischer Tracer (z.B. K/Si) werden schnelle (biologisch beeinflusste) und langsame (geogen/pedogen beeinflusste) Flüsse differenziert (ILTIS & LÉVÈQUE 1982, POELS 1989, ELSENBEER et al. 1995, MCCLAIN et al. 1995, ELSENBEER & LACK 1996, SCANLON et al. 2001).

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1. Lokalisation

Das Untersuchungsgebiet liegt im Westen der Côte d'Ivoire am östlichen Rand des Taï-Nationalparks (5°50' N/6°50' W).
Das engere Untersuchungsgebiet umfasst ein Teileinzugsgebiet des Vorfluters Hana am nordöstlichen Grenzbereich des Parks (ca. 37,3 km²), das ausschließlich durch Landwirtschaft geprägt wird.

Abb. 3.1 zeigt die Grenzen des Taï-Nationalparks, die Lage des Hana-Einzugsgebietes mit dem engeren Untersuchungsgebiet an der nordöstlichen Grenze des Parks und dem Vergleichseinzugsgebiet des Audrenisrou im Westen des Parks, der den ungestörten Zustand repräsentiert.

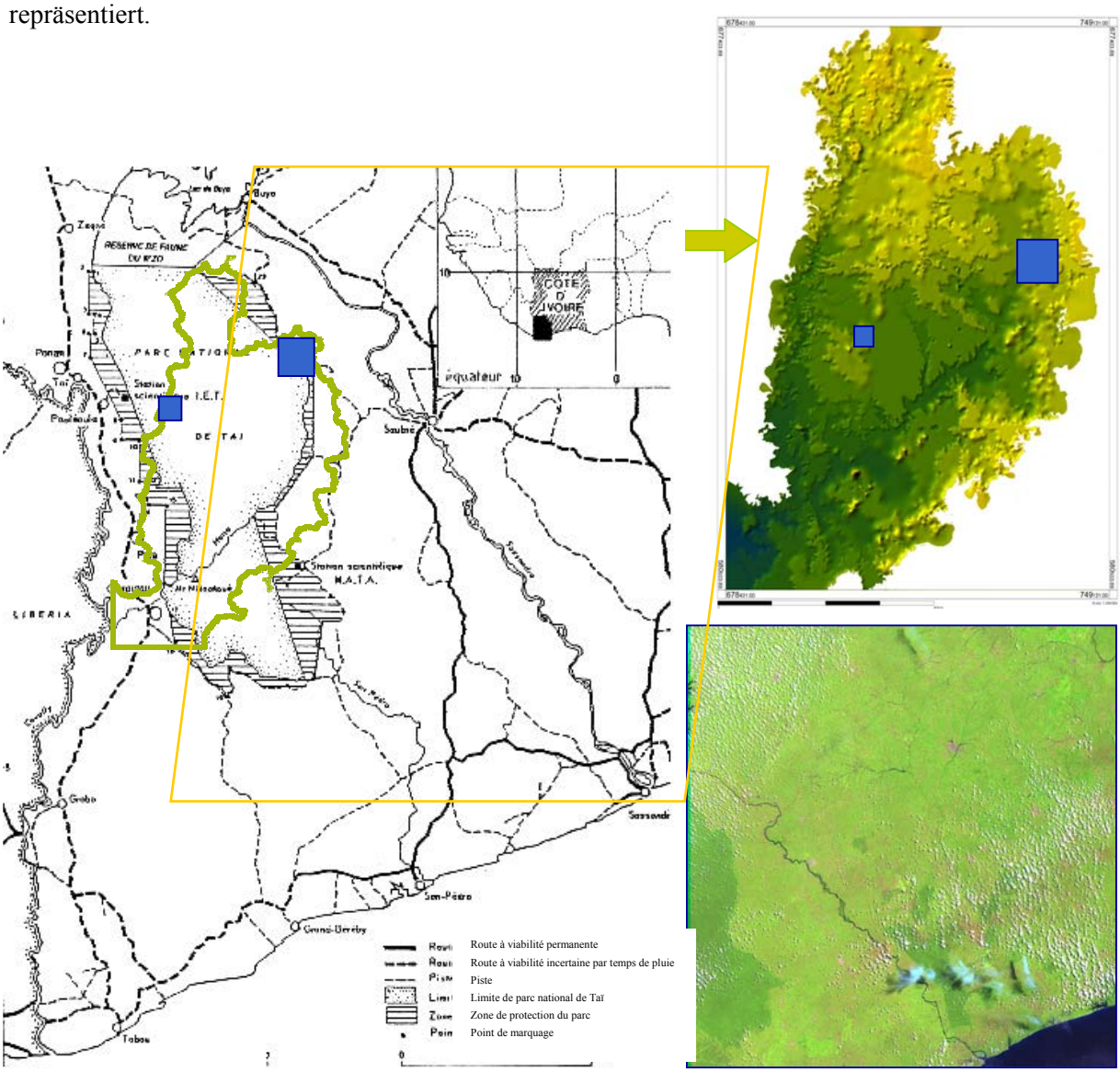


Abb. 3.1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Station des Referenzvorfluters (verändert nach RIEZEBOS et al. 1994); Digitales Geländemodell des Hana-Einzugsgebietes (nach 50 m-Distanzen) und Satellitenbildausschnitt

Westlich und östlich der Hauptmessstation am Vorfluter Hana liegen die beiden Siedlungen (*Campements*) Azoumanakro und Soubré 3, die verbindende Piste überquert den Hana, der 10 km weiter nördlich entspringt und an der Brücke die Grenze zum Nationalpark überschreitet (Abb. 3.2). In diesem Teileinzugsgebiet (37,3 km²) wurde das engere Untersuchungsgebiet auf einer Fläche von ca. 1 km² angelegt. Integriert sind drei Untersuchungsplots von jeweils ca. 100x100 m (Wald, Kakao 7a, Kakao25a) zuzüglich einer Vorflutermessstation.

Die Station Wald liegt bei N 733588 / W 654357 (UTM), ca. 300 m entfernt von der den Nationalpark begrenzenden Piste. Die gesamte Grenze im Nordosten des Parks wurde 1982 erweitert, so dass bis ca. 5 km ins Parkinnere noch Spuren einer ehemaligen Kulturlandschaft zu finden sind. Bei der Auswahl wurde darauf Wert gelegt, dass die Station in einer ehemaligen Waldinsel lokalisiert ist, dennoch ist ein Einfluss durch die randliche Lage und ehemalige Nutzung von östlicheren, landwirtschaftlich genutzten Arealen nicht auszuschließen. Deshalb wird im Folgenden die Vegetation der Station Wald nicht als „Primärwald“, sondern als „Wald“ angesprochen, der am ehesten als degradierter Primärwald einzuordnen ist.

Die Station Kakao 7a, die nach Auskunft der Bauern seit 1994 mit Kakao bepflanzt wird, liegt in direkter Nähe der Siedlung Soubré 3 (N 733903 / W 654250). Die Messfläche Kakao 25a (N 734305 / W 653576) in der Nähe des Vorfluters (Hana) ist seit 25 Jahren unter Kultur und gehört zur Siedlung Azoumanakro.

Die Abb. 3.2 gibt eine Übersicht über die Lokalisation der einzelnen Untersuchungsplots im Teileinzugsgebiet und der assoziierten dörflichen Siedlungen. Die grundlegenden Charakteristika der Untersuchungsplots werden in den folgenden Unterkapiteln, die Instrumentation der Messplots in Kapitel 4.1. beschrieben.

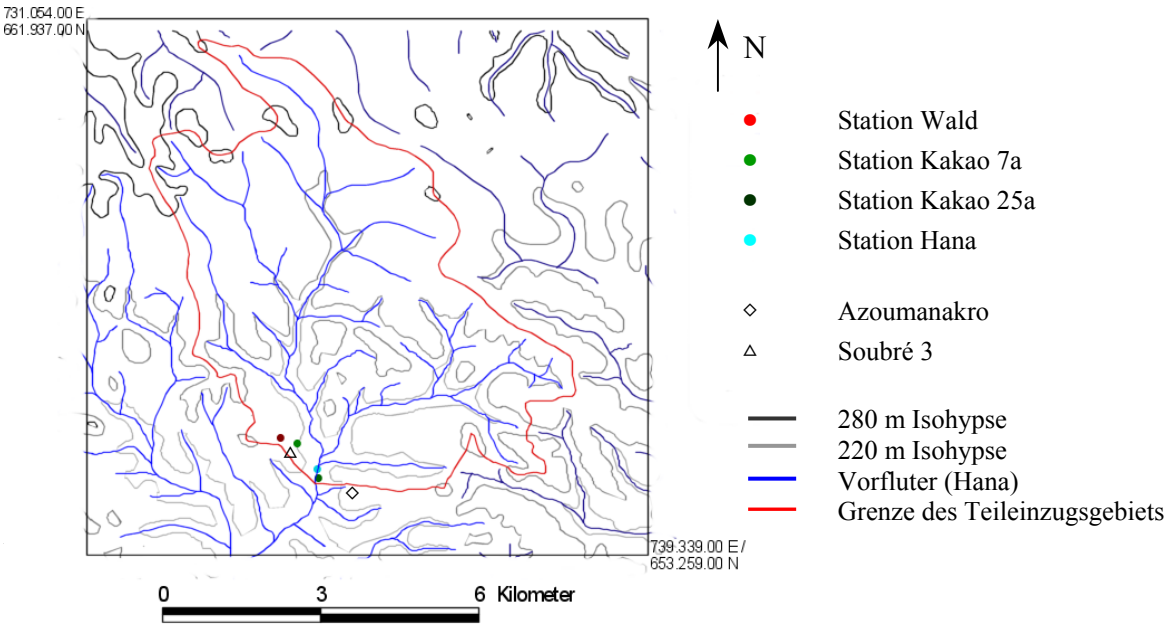


Abb. 3.2: Lokalisation der Untersuchungsflächen im Teileinzugsgebiet des Hana (Bearbeitung: C. Sültmann)

3.2. Naturräumliche Ausstattung

3.2.1. Klima

Das tropische Klima Westafrikas wird zu beiden Seiten des Äquators von subtropischen Antizyklonen dominiert. Die Lage der ITCZ erreicht die südlichste Position (5°N bis 7°N) zwischen Januar und Februar, die nördlichste Lage während Juli bis August bei etwa 20°N.

Durch die Wanderung der ITCZ nach Norden strömt während des größten Teils des Jahres warm-feuchte Meeresluft über ganz West-Afrika und verdrängt die trockenen unteren Luftschichten. Bei Verlagerung der ITCZ nach Süden dominieren hingegen die kontinentalen NE-Passate mit extrem niedriger Luftfeuchte (< 35 %), der Harmattan setzt ein (Abb. 3.3, Kap. 3.2.2.) (UDO 1978, COMBRES & ELDIN 1979, MARTIN 1989, YOUBOUÉ 1991, SCHROTH 1992).

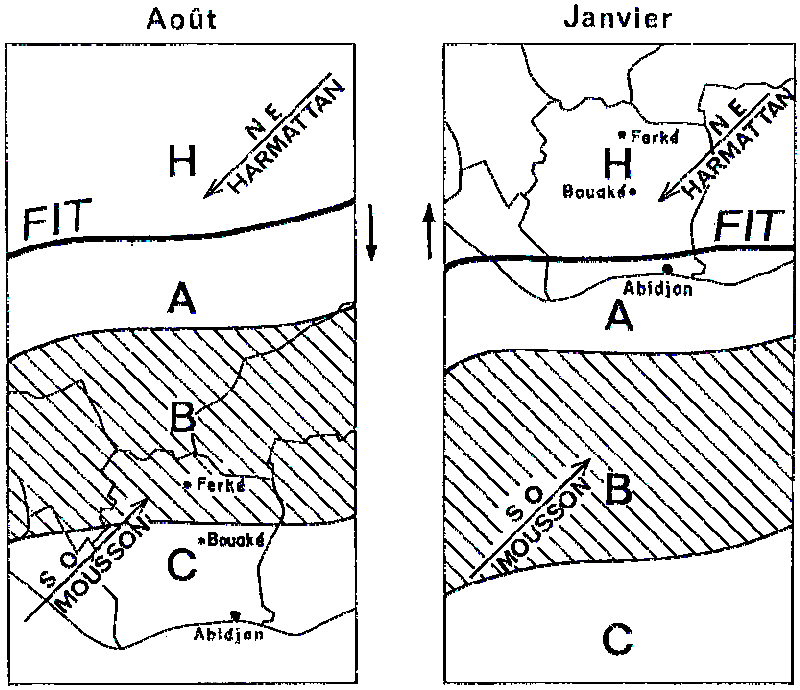


Abb. 3.3: Lage der ITCZ (FIT – Front intertropical) im August und Januar (Combres & Eldin 1979: 29)

Resultierend aus der zeitlichen Verteilung dieser verschiedenen Einflüsse ergeben sich drei großräumige Klimaregionen der Côte d'Ivoire, deren Grenzen nahezu parallel zu den Breitengraden verlaufen. Sie sind durch abnehmende Niederschläge von Südwesten (2370 mm) nach Nordosten (900 mm) bei zunehmender Dauer der Trockenzeit bis hin zur Ausprägung mehrerer Trockenzeiten charakterisiert.

Der Südwesten des Landes liegt in Zone I (Zone climatique sud), in der die jährlichen Niederschlagssummen zwischen 2370 und 1400 mm betragen. Nach KÖPPEN (1936) ist dieses Klima als immerfeuchtes tropisches Regenwaldklima (Af) zu klassifizieren. Die Temperaturen sind im Jahresverlauf ausgeglichen zwischen 23 und 28 °C bei gleichbleibend stark positiver Strahlungsbilanz zwischen 1200 bis 1700 J/cm²*Tag (RIEZEBOS et al. 1994). Die Luftfeuchtigkeit beträgt 75-80 % bei

hohen potenziellen Evapotranspirationsraten von ca. 70 % der Niederschläge (CASENAVE 1980, 1981, SZARZYNSKI 1994).

Die jährlichen Niederschlagssummen in der Untersuchungsregion betragen 1590 mm (Region Soubré; A.N.A.M. 1987) mit großer Trockenzeit von Dezember bis Januar und abnehmenden Niederschlägen im August. Während der letzten drei Jahrzehnte wurde ein Rückgang der Niederschläge beobachtet, die mit einer Akzentuierung der Niederschläge (Zunahme von Starkregenereignissen, Verschiebung von Trocken- und Regenzeiten) einhergeht (CHAOUCHE 1988, LUBÈS et al. 1998, SZARZYNKSI 1994). Die Abnahme der Niederschläge führen SZARZYNKSI et al. (2003) auf die drastische Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzflächen zurück, konstatieren aber auch einen potenziellen Einfluss durch die El Niño Southern Oscillation. Indizien für diesen Rückgang der Niederschläge sind vor allem die Ausprägung der Trockenzeit(en), die Veränderung der räumlichen Niederschlagsverteilung und die Abnahme der Vorfluterabflüsse (AKA et al. 1995, PATUREL et al. 1995).

Monteny konnte 1987 zeigen, dass in Taï der Wald ca. 55 bis 70 % der jährlichen Niederschläge in die Atmosphäre abgibt, was dazu führt, dass die physikalischen Parameter der Luftmassen (Feuchtigkeit und Temperatur) mit ozeanbürtiger Herkunft nicht stark verändert werden, wenn diese auf den Kontinent vorrücken.

3.2.2. Harmattan

Aufgrund der dominierenden atmosphärischen Zirkulationssysteme liegt die Côte d'Ivoire während der Trockenzeit im Einflussbereich des Harmattan. Diese kontinentalen Luftmassen sind durch hohe Staubfrachten gekennzeichnet, die eine niedrige Luftfeuchte (<35 %) und niedrige Lufttemperaturen bedingen. In der Regel ist der Harmattan in Westafrika für ca. 3 Wochen während des Zeitraums zwischen Januar und Februar wirksam. Dann transportiert der lokale NO-Passat Stäube aus den Quellgebieten in die angrenzenden sahelischen Gebiete aber auch weit über dieses Areal hinaus. Das Hauptquellgebiet der harmattanbürtigen Stäube ist je nach Liefergebiet unterschiedlich, außerdem müssen sekundäre Liefergebiete berücksichtigt werden. Nach MCTAINISH & WALKER (1982) liegt das Quellgebiet von Harmattanstäuben, die in Westafrika anlangen, in der Bodélé-Depression in Tchad. Mit zunehmender Entfernung vom Quellgebiet nehmen die Staubdepositionsmengen ab, so dass in Südbenin (Houéto, ca. 7° N) pro Jahr 14 g/m² abgelagert werden. Die anteilige Mineralzusammensetzung der Stäube unterscheidet sich zwar nicht, bildet mit zunehmender Distanz vom Quellgebiet allerdings Gradienten aus, die sich wiederum auf die Gesamtelementkonzentrationen auswirken (HERRMANN 1997, MOUNKAILA et al. 2003). Für den genannten Standort im Süden Benins ergeben sich laut HERRMANN (1997) pro Jahr Depositionsmengen von 38,6 kg/ha Si, 11,8 kg/ha C, 9,1 kg/ha Al, 3,5 kg/ha Ca und 0,3 kg/ha P.
Im Vergleich zu anderen Depositionsgebieten sind die harmattanbürtigen Stäube der Côte d'Ivoire durch relative kleine Partikelgrößen gekennzeichnet, da die schwereren Partikel mit zunehmender Entfernung zur Quelle gravitativ absinken (REICHHOLF 1986, YOUBOUÉ 1991, STAHR & HERRMANN 2001). Im Rahmen einer Untersuchung im Westen des Taï-Nationalparks wurde ein Eintrag über die trockene Deposition des Harmattans vor allem von Aluminiumsilikaten, und Ca- und Mg-Feldspaten nachgewiesen. Die harmattanbürtigen Stoffflüsse betragen nach dieser Untersuchung jährlich 0,05

kg/ha P, 1,2 kg/ha K, 3,4 kg/ha Ca und 0,4 kg/ha Mg. Der Eintrag von Si, Al, Fe, Na und S wird konstatiert, jedoch nicht quantifiziert (STOORVOGEL 1993, REHEIS & KIHL 1995).

3.2.3. Geologie

Die Côte d'Ivoire gehört wie der Großteil Westafrikas zum alten westafrikanischen Kraton. Im Präkambrium kam es im Rahmen der Liberianischen und Eburnéenne-Orogenese zur Entstehung unterschiedlicher Landschaftsformen. Nach Abtragung des Höhenzuges, der durch die erste Gebirgsbildungsphase des Archaikums (3000 – 2300 Mio. a b.p.) entstand, finden sich vor allem im Westen der Côte d'Ivoire Rumpfflächen: Dominierende Gesteine sind hier Granite und Gneise. Aus der jüngeren Gebirgsbildungsphase während des Proterozoikums (2300 – 1500 Mio. a b.p.) resultieren flächenmäßig bedeutende Flysch-Sedimente (Metamorphe aus Grauwacken und Schiefern) und Granitintrusionen, die auch im Untersuchungsgebiet dominieren (PAPON et al. 1973, BUFFARD-MOREL et al.1979, AHIMON 1990, AKIWUMI 1997).

Das Hana-Einzugsgebiet ist Teil der Hana-Lobo-Einheit, die den eburneischen metamorphen Schiefern im Südwesten der Côte d'Ivoire zuzuordnen ist (PAPON et al. 1971). Während die Randlagen dieser Flächen vor allem von Schiefern aus Biotit und Muskovit geprägt werden, werden die zentralen Bereiche und auch das Untersuchungsgebiet von Grün- und Sericitenschiefern (Muskovit) dominiert. Durch Alteration und Pedogenese entwickelten sich daraus tonreiche Böden, die jedoch aufgrund ihres Alters und gravierender Umlagerungen kein getreues Bild der Geologie wiedergeben (PAPON et al. 1973, DE ROUW et al. 1990, BLOKHUIS 1994) (Geologische Karte, s. Anhang I).

3.2.4. Relief

Das rezente Relief im Südwesten der Côte d'Ivoire ist Resultat der Gesteinsumformung, der Zergliederung, des Transports und der Bodenbildung, welche die Rumpfflächen prägten, die während des Tertiärs bedeutende Bereiche Westafrikas bedeckten. Auf diesen Rumpfflächen entwickelten sich ferralitische Böden, die in einer Phase trockeneren Klimas oberflächlich erodiert wurden, so dass verfestigte ferralitische Krusten an die Oberfläche gelangten. In mehreren Phasen mit wechselfeuchten Bedingungen kam es durch weitere hydrologische Überprägung bzw. physikalische und chemische Verwitterung zur Zerschneidung in lateritische Blöcke bzw. Erosion und Abfuhr der partikulären und gelösten Stoffe über das Gewässernetz. Ergebnis ist die heutige, schwach reliefierte Oberfläche, die nur von einzelnen Inselbergen durchbrochen wird (AVENARD et al. 1971, BLOKHUIS 1994) (Abb. 3.1).

In Abhängigkeit vom Relief und dem Ausgangsgestein haben sich im Südwesten der Côte d'Ivoire Bodencatenen („chaînes de sols") entwickelt (HUTTEL 1977, COLLINET et al. 1984, BLOKHUIS 1992). Für die innerhalb des Untersuchungsgebiets dominierenden Schiefer konstatieren AVENARD et al. (1971) und ROUGERIE (1960) reduzierte Scheitelbereiche und kurze Hänge, im Gegensatz zu abgerundeten Scheitelbereichen mit langen konvexen Hängen auf den Graniten und Gneisen.

3.2.5. Böden

Dominierende Böden der Côte d'Ivoire sind nach der FAO Klassifikation Ferralsols (entsprechend Oxisols nach U.S. Soil Taxonomy). Diese sind intensiv und tiefgründig verwittert und besitzen einen Al-Oxid-Anreicherungshorizont von roter bis gelber Färbung (Bu-Horizont). Bei der Bodenbildung werden Silikate, Alkali- und Erdalkaliionen ausgewaschen, zurück bleiben Eisen- und Aluminiumoxide und es kommt zur Tonmineralneubildung. Unter shifting cultivation sind die Böden in der Regel ohne den Einsatz von Dünger nur wenige Jahre nutzbar. Zudem wird durch Erosionsprozesse die Bildung von Lateritkrusten begünstigt, die das Bearbeiten der Flächen erschweren (COMBRES & ELDIN 1979, FAO 1988).

Im Westen der Côte d'Ivoire (Préfecture Abengourou) dominieren die Ferralsole vor allem auf Kuppen bzw. Oberhanglagen, in den Unterhanglagen und Talbereichen sind dagegen Cambisole, Arenosole und Gleysole ausgebildet (GEROLD 1997, HETZEL 1999). In der Region des Taï-Nationalparks wurden mehrere bodenkundliche Studien durchgeführt, allerdings mit Schwerpunkt im Nordwesten des Parks, wo hauptsächlich Granite anstehen. Auch hier besteht eine starke Abhängigkeit zwischen Topographie und entwickelten Bodentypen. Die Catenen zeigen in den Kuppenbereichen häufig anstehendes Gestein (ironstone capping), in den flächenmäßig größten Hangbereichen haben sich Plinthic Acrisols und Plinthic Ferralsols entwickelt. In den Talbereichen finden sich hydromorphe Böden, die als Dystric Gleysols klassifiziert werden (FRITSCH 1980, FRATERS 1986, DE ROUW et al. 1990). Auch im Osten des Parks ist die Abhängigkeit zwischen Relief und Bodentyp belegt. MUND & GRUNERT (1999) klassifizieren auf Kuppen, Oberhängen und Hochflächen Plinthic Ferralsols. Im Unterhang dominieren kolluviale Ferallic und vor allem Xanthic Cambisols, während in den Tallagen hydromorphe Stagnic Gleysols entwickelt sind. Häufig finden sich eingelagerte eiseninkrustierte Quarz- und Pisolithlagen. In landwirtschaftlich geprägten Regionen wird die generell für Westafrika konstatierte Nährstoffarmut der Böden zum Teil durch laterale Düngerzuflüsse ausgeglichen (ROOSE & GODEFROY 1977, MUND 1999, MUND & GRUNERT 1999, MUND & SZÖCS 2001). Hinsichtlich der Nährstoffausstattung der Böden ist der vor allem durch den Harmattan bedingte Eintrag über trockene Deposition von Bedeutung (GROVE 1972, STOORVOGEL 1993, WALTER 1998).

Die Ergebnisse der im Rahmen des Projektes durchgeführten Bodenaufnahme werden nachfolgend zusammengefasst (Gesamtdaten s. Anhang II).

Unter Wald liegt ein **Dystric Plinthosol** (mit den Horizonten A, E, Bsq1und Bsq2) vor, der bereits ab einer Tiefe von 7 cm unter GOK einen verfestigten Horizont aufweist. Diese Pisolithschicht findet sich auch im Leitprofil der jüngeren Kakaoplantage und den Bohrstockeinschlägen (W nach O in Richtung Vorfluter) wieder, so dass von einer von W nach O bis zum Vorfluter ausstreichenden Schicht ausgegangen wird.

Den E-Horizont (7-63 cm) zeichnet ein hoher Skelettanteil (> 80 %) aus, im Feinmaterial dominiert die Bodenart sandiger Lehm. Der pH-Wert liegt bei 4,0 (KCl), die $KAK_{eff.}$ nimmt vom obersten Horizont von nahezu 100 cmol/kg auf 21 cmol/kg bei 63 % Basensättigung ab. Während austauschbares Ca, Mg, K und Mn mit der Tiefe abnehmen, zeigt sich bei Al, Fe und Na und geringfügiger für H^+ ein gegensätzliches Verhalten. Sowohl der organische Kohlenstoff als auch der Gesamt-Stickstoff nehmen vom obersten Horizont um nahezu eine Zehnerpotenz ab, so dass die C/N-

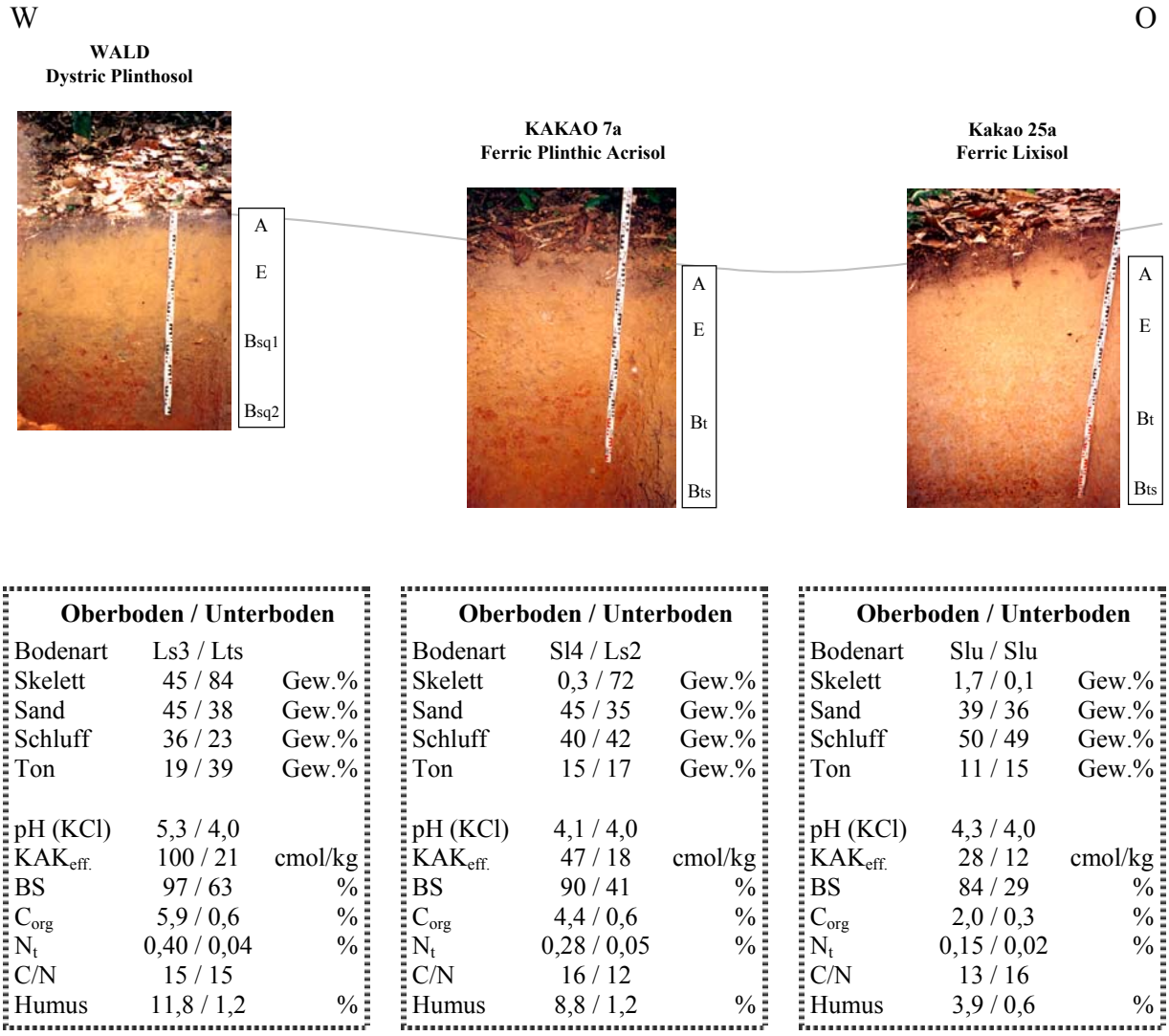
Verhältnisse von initial 14,8 auf 15,0 im Unterboden nicht signifikant ansteigen. Dementsprechend zeigt sich auch im Humusgehalt eine Abnahme von 11,8 % im A- auf 1,2 % im Bsq-Horizont.

An der Station Kakao 7a ist ein **Ferric Plinthic Acrisol** (mit A, E, Bt, Bts) mit einer Pisolithschicht ab 35 cm unter GOK ausgebildet. Im Gegensatz zum Waldprofil ist die Grenze zwischen A- und E-Horizont weniger scharf und weist einen Übergangsbereich von bis zu 26 cm auf. Der E-Horizont besitzt ebenfalls die Bodenart sandiger Lehm. Der hohe Skelettanteil des Waldprofils findet sich erst ab 50 cm unter GOK mit 72 %. Der pH-Wert dieses Horizonts liegt bei 3,9 (KCl). Die $KAK_{eff.}$ des A-Horizonts liegt im Vergleich zur Waldstation deutlich niedriger bei 47 cmol/kg Boden und sinkt mit der Tiefe auf 18 cmol/kg. Die Basensättigung ist in dieser Tiefe mit 41 % deutlich niedriger als die des dystric Plinthosols unter Wald (62 %). An der jungen Kakaoplantage nehmen die Anteile an austauschbarem Mg, Ca und geringer auch Mn mit der Tiefe ab, ein indifferentes Verhalten bis zur untersuchten Tiefe zeigen dagegen K (leichte Abnahme), H^+ (leichte Zunahme) sowie Fe (nahezu konstant) und austauschbares Na und insbesondere Al steigen mit der Tiefe an. Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff zeigen ebenfalls eine Reduktion, die C/N-Verhältnisse nehmen von 15,7 im A-Horizont auf 12,0 im Unterboden ab. Der Humusgehalt sinkt dementsprechend von 8,8 % im A-Horizont auf 1,2 % im Unterboden.

Bedingt durch die Lage in Nähe des Vorfluters ergibt sich an der Kakao 25a-Station der Bodentyp eines **Ferric Lixisols** (mit A, E, Bt, Bts), der im Gegensatz zu den anderen beiden Stationen durch einen geringen Skelettanteil und dem Fehlen einer Pisolithschicht charakterisiert ist. Der Skelettanteil nimmt vom A-Horizont (0-15 cm) mit 1,7 % bis in 115 cm Tiefe auf 0,1 % ab. Als Bodenart des E-Horizonts (15-50 cm) tritt sandiger Schluff auf, der im Unterboden in lehmigen Sand und tiefer als 115 cm in tonigen Lehm übergeht. Der pH (KCl) nimmt von 4,3 auf 4,0 im Unterboden ab. Die $KAK_{eff.}$ liegt im A-Horizont noch niedriger als an der jüngeren Kakaoplantage (28,3 cmol/kg Boden) und sinkt mit der Tiefe mit 12 cmol/kg auf einen ähnlichen Wert wie der der anderen Leitprofile. Die Basensättigung liegt im Vergleich zur jüngeren Kakaostation mit 29 % noch etwas niedriger. Wie an der jungen Kakaoplantage nehmen die Anteile an austauschbarem Mg, Ca und Mn mit der Tiefe tendenziell ab. K (leichte Abnahme), H^+ und Fe (konstant) zeigen ein indifferentes Verhalten bis zur untersuchten Tiefe, hingegen nimmt Al deutlich mit der Tiefe zu bzw. zeigt Na im Bts-Horizont zwischen 80 und 115 cm Tiefe eine Anreicherung. Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff nehmen ebenfalls nach unten hin ab, wobei die Ausgangsgehalte beider Elemente wesentlich niedriger sind als an der jüngeren Plantage und insbesondere der Waldstation. Daraus resultieren C/N-Verhältnisse von 13 im A-Horizont, die mit zunehmender Profiltiefe auf 16 reduziert werden und als nahezu konstant zu bezeichnen sind. Dies entspricht einem Humusgehalt von 3,9 % (A), der auf 0,6 % im Unterboden sinkt und signifikant niedriger ist als bei den beiden anderen Stationen.

Hinsichtlich der Bodeneignung für den Kakaoanbau ergeben sich folgende Konsequenzen: Nach ACRI (2004) weisen die Böden der Kakaoplantagen auf Basis der Parameter pH, organischer Substanz, P, K und Ca eine geringe Eignung für diesen Anbau auf. Einschränkend wirken zudem die ungünstigen bodenphysikalischen Eigenschaften (insbesondere des Ferric Plinthic Acrisols der jungen Kakaoplantage). Der Faktor Tiefgründigkeit mit einem Minimum von 80 cm Wurzelraum bei guter Drainage ist nicht erfüllt. In der Regel beträgt die Wurzeltiefe der Pfahlwurzel von Kakaobäumen 2 m, die Nährwurzeln (mit 5 bis 6 m Länge) konzentrieren sich auf die oberen 15 bis 20 cm des Bodens.

Der Anspruch eines größeren Wurzelraumes ist somit vor allem auf die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit zurückzuführen (REHM & ESPIG 1996, ACRI 2004).



Oberboden / Unterboden		
Bodenart	Ls3 / Lts	
Skelett	45 / 84	Gew.%
Sand	45 / 38	Gew.%
Schluff	36 / 23	Gew.%
Ton	19 / 39	Gew.%
pH (KCl)	5,3 / 4,0	
$KAK_{eff.}$	100 / 21	cmol/kg
BS	97 / 63	%
C_{org}	5,9 / 0,6	%
N_t	0,40 / 0,04	%
C/N	15 / 15	
Humus	11,8 / 1,2	%

Oberboden / Unterboden		
Bodenart	Sl4 / Ls2	
Skelett	0,3 / 72	Gew.%
Sand	45 / 35	Gew.%
Schluff	40 / 42	Gew.%
Ton	15 / 17	Gew.%
pH (KCl)	4,1 / 4,0	
$KAK_{eff.}$	47 / 18	cmol/kg
BS	90 / 41	%
C_{org}	4,4 / 0,6	%
N_t	0,28 / 0,05	%
C/N	16 / 12	
Humus	8,8 / 1,2	%

Oberboden / Unterboden		
Bodenart	Slu / Slu	
Skelett	1,7 / 0,1	Gew.%
Sand	39 / 36	Gew.%
Schluff	50 / 49	Gew.%
Ton	11 / 15	Gew.%
pH (KCl)	4,3 / 4,0	
$KAK_{eff.}$	28 / 12	cmol/kg
BS	84 / 29	%
C_{org}	2,0 / 0,3	%
N_t	0,15 / 0,02	%
C/N	13 / 16	
Humus	3,9 / 0,6	%

Abb. 3.4: Übersicht der bodenkundlichen Aufnahme der Leitprofile - Toposequenz

3.2.6. Hydrologie und Hydrographie

Bereits seit Mitte der 60er Jahre wurden vor allem durch ORSTOM in der Côte d'Ivoire Wasserhaushaltserhebungen durchgeführt. Nach den ersten generalisierten und großmaßstäbigen Ansätzen, die vor allem der Kartierung dienten (SIRCOULON 1966, ORSTOM 1968, MOLINIER 1971) wurde ab 1976 das Taï-Projekt initiiert, das anhand mehrerer kleiner Wald-Einzugsgebiete vor allem hydrologischen Fragestellungen nachging (GUILLAUMET et al. 1984). Im Rahmen des Projektes wurden unter anderem hydrologische Messkampagnen (BOUSQUET 1977, CASENAVE 1981, CASENAVE et al. 1980, 1981, 1984), Niederschlagsanalysen und –simulationen (CASENAVE et al. 1979, 1982; COLLINET 1979, 1982, 1988; COLLINET & VALENTIN 1979, HUNINK et al. 1980), Interzeptionsmessungen des Waldbestandes (CARDON 1979, DANDAN 1983, MONTENY 1983) und Wasserbilanzanalysen (MONTENY 1983, MONTENY & COLLINET 1989) durchgeführt. Diesen

Untersuchungen folgten in den 80er Jahren spezifische Studien zur Infiltrationskapazität des Bodens (WIERDA 1988, WIERDA et al. 1989, HOOYER 1991), der physikalisch-chemischen Charakteristik des Buyo-Sees (TRAORE & KONAN 1989) und die Wiederholung der Interzeptionsmessungen (HUTJES et al. 1990). Detaillierte hydrologische Studien im Osten des Parks wurden bislang nicht durchgeführt und lediglich BOUSQUET (1977) behandelt die Einzugsgebiete dieses Sektors. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen fließen in Kap. 5.1. ein und werden dort gesondert aufgeführt.

Im Südwesten der Côte d'Ivoire sind die beiden wichtigsten Vorfluter die von Nord nach Süd fließenden Ströme Sassandra und Cavally (Grenzfluss zu Liberia). Der Taï-Nationalpark selbst wird von mehreren Vorflutern durchzogen, unter anderem dem perennierenden Vorfluter Hana, der in der landwirtschaftlich genutzten Peripherie entspringt. Nach einer Lauflänge von 10 km erreicht der Hana die Grenze des Nationalparks, bildet für weitere 45 km die Parkgrenze und durchfließt den Taï auf einer Länge von 33 km. Bei Djouroutou verlässt der Vorfluter den Regenwald und trifft auf den Cavally, der in den Atlantik mündet. Die Hauptnebenarme des Hana bilden Méno (Nord nach Süd) und Moumo (Ost nach West), so dass das gesamte Gewässernetz des Taï-Nationalparks über den Hana abfließt. Das Gesamteinzugsgebiet umfasst damit eine Fläche von 4300 km². Von der Quelle bis zur Mündung in den Cavally passiert der Hana 120 Höhenmeter (von 220 m ü.NN bis 100 m ü.NN) (RIEZEBOS et al. 1994, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE 2001).

Die Untersuchungsregion umfasst das landwirtschaftlich geprägte Teileinzugsgebiet im Nordosten des Parks, dessen beschreibende Parameter Tab. 3.1 zu entnehmen sind (Abb. 3.2).

		Einheit	**Wert**
Oberirdische Einzugsgebietsfläche	A_{E0}	km²	37,3
Einzugsgebietslänge	l_E	km	3,9
Einzugsgebietsbreite	l_B	km	4,6
Formfaktor	f_{ET}		2,5
Flusslänge	l_F	km	9,9
Gesamtlänge aller Flussabschnitte	l_{Fi}	km	53,1

Tab. 3.1: Beschreibende Parameter des Hana-Teileinzugsgebietes (nach BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 466 ff.)

3.2.6. Natürliche Vegetation – Taï-Nationalpark

Korrespondierend mit der Verbreitung der unterschiedlichen hydrologischen Regime verlaufen die Vegetationszonen der Côte d'Ivoire nahezu parallel zu den Breitengraden. Von Süden nach Norden zeigt sich die Abfolge Forêt dense ombrophile-sempervirente (immergrüner Regenwald), Forêt mésophile-semi-decidue (halbimmergrüner Regenwald), Savane subsudanais (subsudanische Savannenformationen) und Savane sudanais (offener Trockenwald) (ANHUF 1994).

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Zone des immergrünen Regenwaldes der Guineazone, die durch eine ganzjährig hohe Primärproduktion und das Fehlen einer jahreszeitlichen Periodizität charakterisiert ist. Die natürliche Vegetation ist rezent nur noch innerhalb des Taï-Nationalparks flächenhaft vorhanden. Selbst die Randbereiche des Parks sind vielmehr als degradierter Primärwald bzw. Sekundärwald zu bezeichnen, da diese zum Teil landwirtschaftlich genutzt wurden, bevor die Nationalparkgrenzen Anfang der 80er Jahre erweitert wurden. So finden sich noch in ca. 5 km Distanz zur Parkgrenze ehemalige Kakaoplantagen.

Das Alter dieses immergrünen saisonalen Tieflandsregenwaldes erklärt seinen großen biologischen Reichtum und die Existenz zahlreicher endemischer Arten in Flora (GUILLAUMET 1967, AKÉ ASSI 1987) und Fauna (GARTSHORE 1989, RIEZEBOS et al. 1994). Im Areal des Nationalparks ist jegliche Form des Betretens, Nutzens und Störens bzw. der artifiziellen Veränderung seiner Natur per Dekret strikt verboten (MINISTÈRE DES EAUX ET FORÊTS 1987). Jedoch ist die Absicherung des Nationalparks durch die Aktivitäten von Wilderern, Brandrodungsfeldbauern, Fischern, der Holzindustrie, illegalen Goldsuchern und dem ansteigenden Bevölkerungsdruck zunehmend gefährdet (RIEZEBOS et al. 1994).

3.3. Kulturraum

3.3.1. Landnutzung

Der agrarwirtschaftliche Sektor ist in der Côte d'Ivoire von großer Bedeutung und trug 1998 zu 26 % zum Bruttoinlandsprodukt bei. Im Jahr 2000 waren 68 % der Erwerbstätigen in diesem Zweig beschäftigt (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002, CIA 2002).

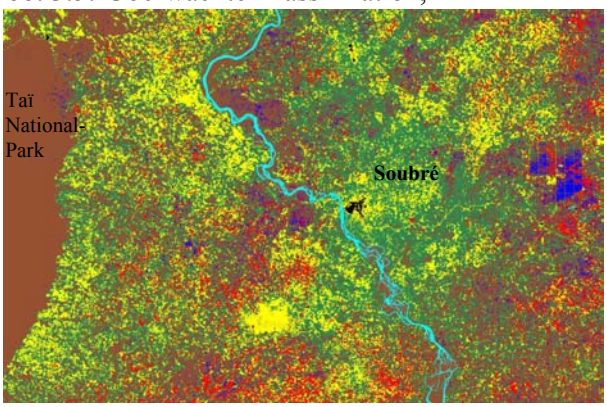
Neben Holzwirtschaft und exportorientiertem Plantagenbetrieb von cash crops werden annuelle Kulturen für den Eigenbedarf bzw. die lokalen Märkte produziert. Nach den forcierten Rodungen der 60er bis 80er Jahre ging der Marktanteil der Holzwirtschaft auf 8 % des Bruttoinlandproduktes zurück und verlor insbesondere gegenüber dem Plantagenanbau an Bedeutung. Dies ist zum einen auf gestiegene Transportkosten und den Preisverfall von Edelhölzern zurückzuführen, zum anderen auf die zunehmende Verknappung der Holzressourcen und die Flächenkonkurrenz zu den Plantagenbetrieben.

Für den Südwesten der Côte d'Ivoire ist vor allem das Ende der 60er Jahre eingeleitete Regionalentwicklungsprojekt „Entwicklungsregion Südwest" von zentraler Bedeutung. Der Kakaoanbau, der im Südwesten des Landes seitdem dominierend betrieben wird, macht die Côte d'Ivoire zum weltweiten Marktführer. In der Region Soubré erfolgen 30 bis 40 % der gesamten Kakaoproduktion des Landes.
Neben Kakao [*Theobroma cácao*] sind die Hauptexportkulturen im Südwesten des Landes Kaffee [*Coffea spp.*], Hevea [*Hevea brasiliensis*], Ölpalme [*Elaseis guineensis*] und in direkter Küstennähe Kokospalme [*Cocos nucifera*], Ananas [*Ananas comusus*], Zitrusfrüchte [*Citrus paradisi*, *Citrus reticulata*] und Bananen [*Musa x paradisiarca*] im Plantagenbetrieb.
Die dominierenden Nahrungsmittelkulturen sind Reis [*Oryza satiya*] und Mais [*Zea mays*]. Hinzu kommen die Knollengewächse Maniok [*Manihot esculenta*], Yam [*Dioscorea spp*] und Taro [*Colocasia esculanta*], die in Mischkultur auf nur kleinen Flächen angebaut werden und häufig mit perennierenden Strauchkulturen wie Banane [*Musa x paradisiaca*], Mango [*Mangifera indica*] und Orange [*Citrus paradisi*] und verschiedenen Gemüsesorten (vor allem Tomate, Aubergine, Okra und Piment) assoziiert sind.

Über die Auswertung von Satellitenbildern wurde eine aktuelle Landnutzungs- und Vegetationsklassifizierung sowie im Vergleich mit 1986 eine change-detection-Analyse erstellt (Landsat-5 TM / Landsat-7 ETM+) (SÜLTMANN 2004). Die Abb. 3.5, 3.6 und Tabelle 3.2 fassen die Ergebnisse dieser Arbeit zusammen. Insgesamt sind 49 % der Flächen von Kakao- und Kaffeeplantagen bestanden. Im Vergleich zu 1986 haben diese um 9 % zugenommen, hauptsächlich zu Ungunsten der Waldbestände.

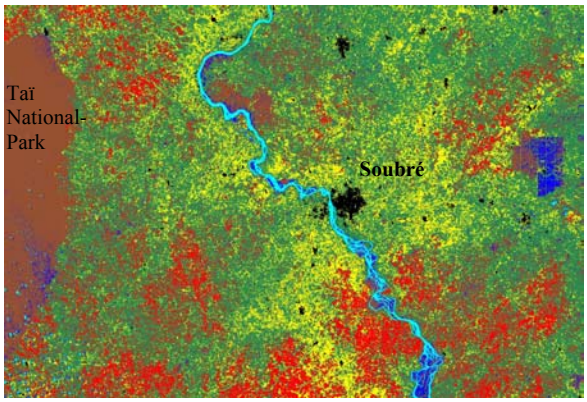
Bezieht man diese Ergebnisse nur auf das untersuchte Teileinzugsgebiet zeigt sich ein ähnliches Bild mit Richtwerten von 46 % Flächenanteil der Kakao- und Kaffeepflanzungen (bei 17 % Hevea, 1 % Ölpalme, 15 % Brache/Mischnutzung, 22 % Wald, 0,3 % Siedlung- und 0,02 % Gewässerflächen).

Abb. 3.5: Überwachte Klassifikation,



16.01.1986 (Landsat-5 TM)

Abb. 3.6: Überwachte Klassifikation



18.02.2001 (Landsat-7 ETM+)

Klasse	Klassenverteilung 1986 [%]	Klassenverteilung 2001 [%]	Veränderung der Bodenbedeckung [%]
Kakao/Kaffee	39,33	48,68	+9,36
Hevea	11,34	10,81	-0,73
Ölpalme	2,09	1,82	-0,27
Brache/annuelle Kulturen	18,36	17,04	-1,31
Wald	27,52	18,59	-8,93
Siedlung	0,21	1,75	+1,54
Wasserflächen	0,96	1,31	+0,35
Gesamt	100	100	
Overall Accuracy	92,49	97,58	

Tab. 3.2: Bodenbedeckungsklassifizierung: Ergebnisse der überwachten Klassifikation der Satelliten-bilder von 1986 (Landsat-5 TM) und 2001 (Landsat-7 ETM+) (SÜLTMANN 2004)

Die in Westafrika eingesetzten *Forastero* Kakao-Hybriden (*Theobroma cacao, Forastero Amelonados*) erfordern keine Schattenbäume, wodurch zwar die Pflanzung und Pflege der Plantage erleichtert wird, jedoch auch der Nährstoffbedarf der Kakaobäume steigt. Die Erträge der schattenlosen Kulturen können bis zu Faktor drei größer sein als die von Kakaoplantagen unter Schattenbäumen, auf denen in der Regel zwischen 1 bis 1,5 t Kakaobohnen/ha erzielt werden (REHM & ESPIG 1996). Die lokalen Bauern geben einen durchschnittlichen Ernteertrag von 0,8 t/ha an, der maßgeblich auf die geringe Fertilität der vorliegenden Böden zurückzuführen ist (Kap. 3.2.5.). Neben den Erntemengen hat dies Einfluss auf die Produktqualität. REHM & ESPIG (1996) geben durchschnittliche Nährstoffgehalte von 20 kg N, 4 kg P und 10 kg K pro Tonne Kakaobohnen an. Demgegenüber stehen die Ergebnisse von HETZEL (1999) im Osten der Côte d'Ivoire, der Nährstoffgehalte von 22 kg N/t Kakaobohnen angibt, jedoch bei P und K nur Gehalte von 1,5 kg P/t und 3,8 kg K/t ermittelt.

Neben einer geringeren Produktqualität ist unter schattenlosen Kulturen von einem verstärkten Schädlingsbefall auszugehen. Deshalb werden von allen Bauern Pestizide eingesetzt. Zudem erfordern die generell nährstoffarmen Böden die regelmäßige Applikation von Düngemitteln. Hier ist anzumerken, dass deren Anwendung vor allem von den finanziellen Möglichkeiten der Pflanzer abhängt, so dass die angegebenen Zeiten der Applikation von Pestiziden und Düngemitteln variieren.

Durch umfassende Befragungen der Bewohner beider Siedlungen konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Kultivierungsmaßnahmen der Kakaoplantagen weder zwischen den *Campements* noch zwischen den vertretenen Ethnien festgestellt werden. Aus diesem Grund werden diese zusammen für beide Kakaoplantagen dargestellt.

Die üblichen Landnutzungsmaßnahmen betreffend der Kakaoplantagen sind zusammenfassend in Abb. 3.7 dargestellt. Resultat der Befragung der lokalen Bevölkerung ist, dass die Landeigner und -pächter auf durchschnittlich 9,4 ha Kakao anpflanzen. Zudem erfolgt der Anbau von durchschnittlich 1,7 ha Kaffee/Pflanzer. 63 % bauen zuzüglich in Subsistenzwirtschaft Reis, 65 % Maniok, 26 % Banane, 61 % Yam und 4 % Ölpalme an.

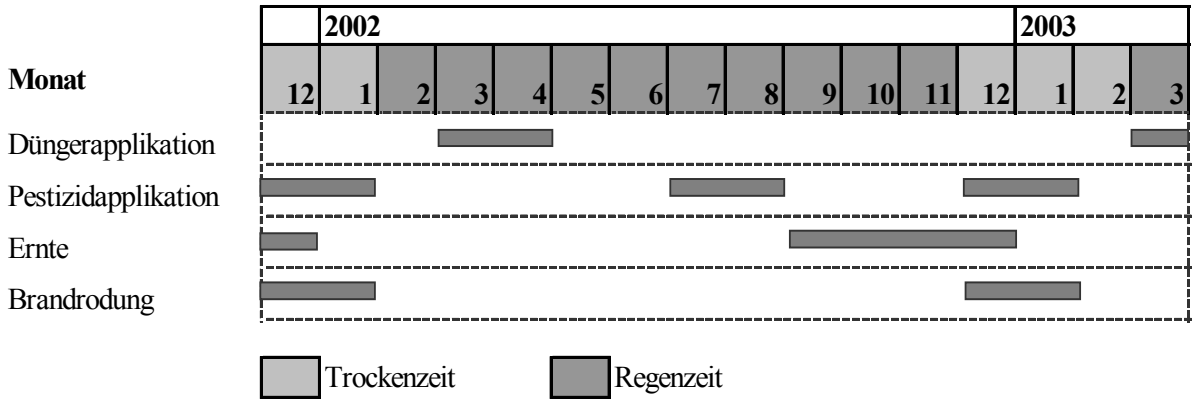


Abb. 3.7: Reguläre Zeiträume der Landnutzungsmaßnahmen im Teileinzugsgebiet

Die Kakaoernte erfolgt zwischen September und Dezember, die durchschnittlichen Ernteerträge betragen 0,8 t/ha, wobei die Plantagen älter als 20 Jahre nur noch einen Ertrag von <0,5 t erzielen. Nach Abschluss der Ernte werden die Plantagen vom Unterwuchs gereinigt, der ebenso wie die Ernterückstände (Pulpe) auf den Flächen verbleibt.

Die Düngerapplikation erfolgt mit durchschnittlich 1,8 t/ha in Form von mineralischem NPK-Dünger. Zeitpunkt der Aufbringung ist jeweils vor Beginn der neu einsetzenden Regenzeit, in der Regel zwischen Februar und März (evtl. bis April).

Durch den monokulturellen Anbau ist der Schädlingsbefall hoch (FAO 1990, ACRI 2004). Aufgrund dessen werden vor allem im August (evtl. erneut im Januar) die Pestizide Gamma 20 (gamma HCH - $C_6H_6Cl_6$), Bassudine (Dimethyl-glycol-phthalate - $C_{12}H_{21}N_2O_3PS$), Grammoxone (Paraquat-dichlorid - $CH_3(C_5H_4N)_2CH_{3\cdot 2}Cl$), Thiodan 50/ Thiosulfan 50 (Endosulfan - $C_9H_6Cl_6O_3S$) und Actara (Thiametoxam - $C_8H_{10}ClN_5O_3S$) ausgebracht. Die ehemals im Einsatz befindliche Substanz 4,4-DDT

(Handelsname Rothane) ist seit den 90er Jahren bzw. und Lindan (Gamma 20) seit 2001 per Dekret verboten, da sie nach der Stockholmer Konvention 2001 zu den 12 „Persistent Organic Pollutants“ (POPs) gehören, die sich durch Persistenz, Toxizität, Langstreckentransport und Bioakkumulation auszeichnen (FLEISCHER et al. 1998, REITZ et al. 1999, LICHTENBERG & ZIMMERMANN 1999). Das im Untersuchungsgebiet dominierend eingesetzte Endosulfan steht auf der Liste der drei potenziell neu zu deklarierenden POPs (IPEN 2003, OCKENDEN et al. 2003).
Neben den löslichen Komponenten von Pestiziden bestimmen die Adsorption durch die feste Bodenphase, der biologische und chemische Abbau und die Verflüchtigung die Mobilität und Persistenz von Pestiziden im Boden. Die Adsorption variiert abhängig von bodenspezifischen Merkmalen und eingesetzten Substanzen erheblich, oft kann jedoch eine Korrelation zwischen Adsorption von Pestiziden und Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff festgestellt werden. Der Anteil der Verflüchtigung von Stoffen ist ebenfalls substanzspezifisch, entweder diffundiert ein Stoff in der Gasphase oder gelöst durch den Boden. Im Boden werden die Stoffe zum Teil biologisch und chemisch durch Hydrolyse, Reduktion und Oxidation bzw. durch Bakterien, Pilze und Aktinomyceten abgebaut. Enthält eine Substanz N, S oder P wie im Fall der hier eingesetzten Pestizide entstehen durch den Abbau Nitrat, Sulfat bzw. Phosphat (WILDE 1995, ALLOWAY & AYRES 1996, MCDONALD et al. 1999).

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde im August 2002 eine gezielte Pestizidapplikation mit Thiodan 50 und Bassudine durchgeführt, indem diese an 24 Pflanzer ausgegeben wurden. Damit ist in beiden Siedlungen von einer dominierenden Aufbringung dieser Agrochemikalien auszugehen ist. Die verwendeten Mengen sind aufgrund fehlender Herstellerangaben nicht quantifizierbar.

3.3.2. Bevölkerung

In der Côte d’Ivoire sind über 60 verschiedene Ethnien präsent, die ursprünglich regionalen Großeinheiten zuzuordnen sind. Durch Migration und Einwanderung aus Nachbarstaaten (liberianische Flüchtlinge und Lohnarbeiter) kam es seit den 60er Jahren verstärkt zur Vermischung und Koexistenz von Ethnien, die auch im engeren Untersuchungsgebiet anzutreffen ist.
Generell ist der Südwesten der Côte d’Ivoire dominiert von den Ethnien der Betté, Bakwé und Krou. In der Region des Untersuchungsgebietes finden sich jedoch zahlreiche Dörfer, deren Ursprünge auf Baoulé (Osten der Côte d’Ivoire) bzw. Mossi (Burkina Faso) zurückgehen.

Dies ist vor allem Resultat der geplanten Besiedlungspolitik für den Südwesten des Landes in den 60er Jahren. 1965 wurde die Region nur von ca. 3 % der Gesamtbevölkerung bewohnt, das Gebiet war zu 75 % bewaldet (LÉNA 1984, VAN REULER et al. 1994). Aufgrund der steigenden Kaffee- und Kakaopreise zwischen 1972-1976 wurden über zwei Radioappelle neue Siedler dazu aufgerufen, die Region zu besiedeln und zu bewirtschaften (MÜLLER 1984).

Im Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen einer Diplomarbeit Daten zu demographischen Grundlagen, Migrationsverhalten und Landnutzungspraktiken erhoben, die in den folgenden Kapiteln getrennt nach den beiden Siedlungen Soubré 3 und Azoumanakro zusammenfassend dargestellt werden (Sachau 2003).

3.3.2.1. Azoumanakro

Azoumanakro ist 1970 als eine Pioniersiedlung im Rahmen der ungelenkten Agrarkolonisation entstanden. Seitdem ziehen Baoulé aus der im Landeszentrum liegenden Sous-Préfecture Bokanda zu. Das entstandene soziale Netzwerk erklärt sowohl die Selektivität - alle Baoulé kommen aus Nachbarorten der Sous-Präfektur Bokanda - als auch die Zielgerichtetheit der Migration - alle Baoulé-Bewohner/-innen des Dorfes siedelten auf direktem Wege in Azoumanakro.

Erst seit den 80er Jahren ziehen auch Burkinabé in den Ort, um dort der Arbeit auf einer der Plantagen nachzugehen oder eventuell eine eigene Plantage zu erwerben und somit eine bessere, temporäre Einnahmequelle zu finden, die es ermöglichen soll, in Burkina Faso eine neue Existenz aufzubauen. Der stete Zuzug nach Azoumanakro seit der Gründung 1970 zeigt sich in der aktuellen Zusammensetzung des Dorfes. Von den 586 gezählten Bewohner/-innen Azoumanakros sind 541 Baoulé (92 %) und 45 Burkinabé (8 %). Alle Haushaltsvorstände, die ursprünglich aus Burkina Faso kommen, gehören der Ethnie der Mossi an.

Wie bei anderen Pioniersiedlungen der Region fällt auch in Azoumanakro dem Erstankömmling als Siedlungsgründer die Funktion des Dorfchefs *(Chef du Village)* zu. Er steht an der Spitze der sozialen Hierarchie und ist für die Organisation des Dorfes zuständig. Er vermittelt zwischen den Interessen der einzelnen Gruppen im Dorf, urteilt in Absprache mit dem Dorfrat *(Notables)* und stellt die Verbindung zu den Verwaltungen in Soubré (*Préfecture*) und Méagui (*Sous-Préfecture*) her. Der *Chef du Village* kann nicht abgewählt werden und sein Nachfolger wird von ihm selbst bestimmt. Zur weiteren Unterstützung des Dorfchefs seit 1998 die Institution des Präsidenten der Jugend *(Président des Jeunes)*. Der Dorfchef selbst hat dazu zwei „Junge“ ausgewählt, die, in Absprache mit ihm, die Belange der bis 40-jährigen diskutieren und regeln sollen, solange sie nicht so wichtig sind, dass sie von der Instanz des Chefs selbst entschieden werden müssen.

76% der Baoulé-Haushaltsvorstände geben an, zum Christentum zu gehören, 13% zum Islam und 11% verfolgen einen animistischen Glauben. Die Burkinabé sind zu 80% Christen und zu 20% Muslime. In der Regel haben Frauen und Kinder dieselbe Religion wie die Haushaltsvorstände. Animistische Religionen scheinen also auf den ersten Blick der quantitativen Befragungen keine große Rolle zu spielen, bestimmen das Leben der Baoulé-Bewohner/-innen jedoch offensichtlich noch sehr. Aus den qualitativen Leitfadeninterviews resultierte, dass nicht nur der Ahnenglaube bei Christen und Muslimen weit verbreitet ist, sondern auch der Glaube an Zauber und Hexen. Beerdigungen, Hochzeiten und Initiationsriten für Mädchen verlaufen nicht nach der Tradition der zwei Weltreligionen.

3.3.2.2. Soubré 3

Soubré 3 wurde, entsprechend der Tradition der Bété, 1974 sowohl zur Erweiterung des Siedlungsraumes gegründet als auch aus Angst der Fremdbesetzung durch Siedler, die im Rahmen der Politik der Inwertsetzung *(mise-en-valeur)* in die Region kamen (vgl. Kap. 3.3.1.). Obwohl die Bété die autochthone Gruppe der Region sind, leben in Soubré 3 die einzigen Bété in einem weiten Umkreis. Untypisch für einen autochthonen Ort ist sowohl, dass die autochthone Gruppe zahlenmäßig

(164 Bété) unterlegen ist, als auch, dass eine solche Vielzahl von Burkinabé (426 Personen) keine eigene Siedlung gegründet haben.
Dieses Phänomen lässt sich durch die zeitlich vor die Gründung und Besiedlung von Soubré 3 datierende Holzabbaustelle, ein sogenannter *Chantier*, eines europäischen Holzabbauunternehmens in der direkten Nachbarschaft der heutigen Siedlung, erklären. Der Abbau des traditionell den Bété gehörenden Waldes begann etwa 1964/65. Heute liegt die Abbaustelle innerhalb der Grenzen des Nationalparks. Soubré 3 liegt am Rand der Piste, die von der Holzeinschlagsfirma zum Abtransport des Nutzholzes angelegt wurde und heute den Nationalpark begrenzt. Nach der sukzessiven Auflösung des *Chantiers* durch die Wasser- und Forstbehörde *(Eaux et Forêt)* von 1978 bis 1984, wurden die Arbeiter aus dem Wald verdrängt und zogen in das gegenüberliegende Soubré 3. Fast die Hälfte der Burkinabé (45%) ist nicht auf direktem Wege aus Burkina Faso in den *Chantier* oder nach Soubré 3 gekommen und erlernten somit schon vor der Siedlung Techniken des Kaffee- und Kakaoanbaus. Unter anderem ist deshalb - anders als in Azoumanakro - der Großteil der Burkinabé nicht in Lohnarbeit, sondern als selbstständige Pflanzer tätig.
Der Zuzug der Bété Lobovilles und Burkinabé aus dem *Chantier*, aus Burkina Faso oder anderen Teilen der Côte d'Ivoire seit der Entstehung des Dorfes 1974 führt dazu, dass die Siedlung heute cirka 590 Einwohner/-innen hat. Davon sind 164 Bété (28 %) und 426 Burkinabé (72 %). 69 der 77 Burkinabé-Haushaltsvorstände sind Pflanzungseigner (92%). Alle Pflanzer bauen Kakao, wenige zusätzlich Kaffee an (18%), davon prozentual mehr Bété (33%).

In Soubré 3 existieren parallele politische Strukturen für die zwei Gruppen. Die zentrale Gewalt des Dorfes ist jedoch ein Dorfchef *(Chef du Village)*. Er ist ein Bété und wird als administrativer Repräsentant aller Bewohner/-innen des Dorfes anerkannt. Auch wenn die Tradition der Bété keine zentrale Autorität kannte, führten die französischen Kolonisatoren die Zwangswahl eines Dorfchefs ein.

Die tiefverwurzelten und traditionellen Glaubensvorstellungen des Animismus haben auch in Soubré 3 trotz Islam und Christentum überdauert. Es ist üblich, sowohl in die Kirche bzw. Moschee zu gehen als auch seinen Ahnen und Geistern Opfer zu bringen. Unter den Bété befinden sich 19% Christen, 44% Muslime und 9% Animisten, 28% der Bété geben an, keiner Religion anzugehören. In der Gruppe der Burkinabé befinden sich 43 % Christen und 57 % Muslime.

4. Material und Methoden

4.1. Installation und Ausstattung der Messstationen

Im Süden des Hana-Teileinzugsgebietes wurden zwei Kakaoplantagen (7 bzw. 25 Jahre) und eine Waldfläche im Nationalpark ausgewählt und im Dezember 2001 instrumentiert (Abb. 4.1).

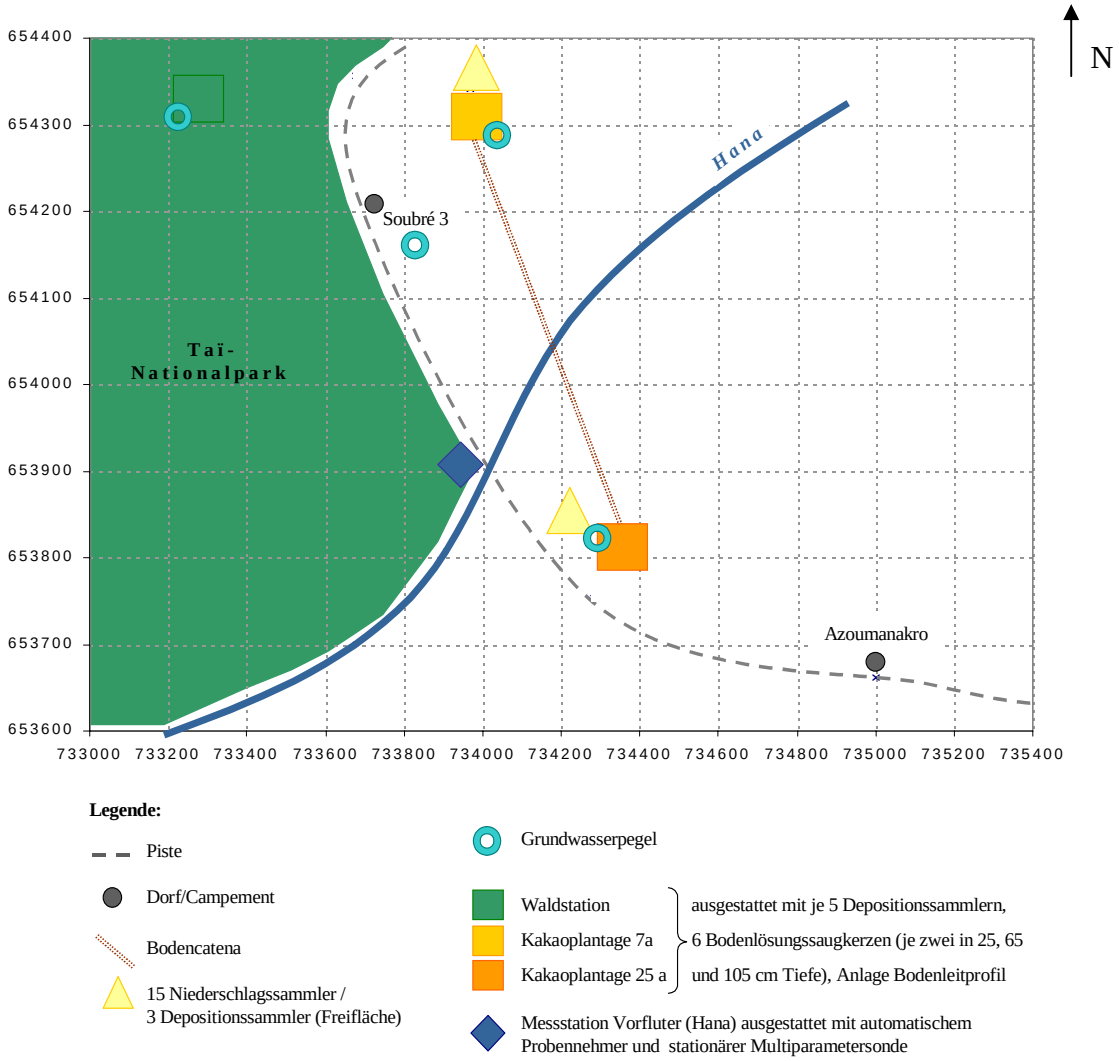


Abb. 4.1: Lokalisation und Ausstattung der Messstationen, Maßstab 1:10.000

Für die Ermittlung der täglichen Niederschlagsmengen wurden auf zwei Bracheflächen in direkter Nachbarschaft der beiden Kakaoplantagen je 15 Niederschlagssammler in 1 m über GOK installiert (VDI 3786 in VDI 1985). Zur Erfassung der qualitativen Inhaltsstoffe der trockenen und nassen Deposition des Freiland- und Bestandsniederschlages wurden auf der Freifläche neben der älteren Kakaoplantage drei, unter Waldbestand 7 und unter Kakaobestand jeweils 5 bulk-Depositionssammler in 1 m über GOK eingerichtet, um der unterschiedlichen Heterogenität der drei Versuchsflächen Rechnung zu tragen. Die Depositionssammler unter Bestand wurden an möglichst repräsentativen Standorten aufgestellt, wodurch der Einfluss der heterogenen Kronendächer (Drip irrigation bzw. Blockierung durch überhängende Blätter/Äste bzw. Kronendachlücken) minimiert wurde.

Jede der drei Stationen wurde mit einer Messanlage zur Gewinnung von Bodenlösung aus drei Tiefenniveaus ausgerüstet. Verwendung fanden hier Glassaugkerzen, da diese vor allem in Bezug auf organische und P-Komponenten gegenüber Keramik- bzw. Plastikmaterialien eine geringere Adsorption aufweisen. Die drei gewählten Tiefen 25, 65 und 105 cm unter GOK wurden auf Basis der bodenkundlichen Untersuchungen von MUND & GRUNERT (1999) gewählt. Danach erfassen die Tiefen 25 und 65 cm die oberen Bodenhorizonte, ab 105 cm Tiefe ist davon auszugehen, dass die enthaltenen Stoffe nicht mehr Teil des Pflanzennährstoffhaushalts sind und vorwiegend Tiefenversickerung stattfindet. Jeweils zwei Saugkerzen pro Tiefe gewährleisten ausreichende Probenaliquote bzw. die Aufrechterhaltung der Probengewinnung auch bei Ausfall einer der beiden Saugkerzen (s. Kap. 4.6.).

Bis Mai 2002 wurden vier Grundwasserstationen in direkter Nachbarschaft der Versuchsflächen bzw. einer Station in der Siedlung Soubré 3 angelegt und wöchentlich manuell beprobt.

Die Probenentnahme aus dem Vorfluter erfolgte über einen automatischen Probennehmer, eine multiparametrische Sonde erfasst zudem kontinuierlich Wassertemperatur, Elektrische Leitfähigkeit, pH, gelösten Sauerstoff und Wasserstand. Parallel zum Vorfluter des Untersuchungsgebietes (Hana) wurde vom 01.08. bis 31.10.2002 der Audrenisrou im Nordwesten des Taï-Nationalparks untersucht. Die Probenentnahme erfolgte täglich manuell, die Niederschlagsdaten (Tageswerte) wurden von der „Station ecologique“ in Taï bezogen.

Zur Gewährleistung einer schnellen Probenaufbereitung bzw. Analytik wurde in Soubré (in ca. 45 km Entfernung zu den Untersuchungsflächen) eine Laboreinheit installiert, die sowohl die photometrische Analytik gewährleistete, als auch die Filtration und Probenvorbereitung der weiteren Proben, die Konservierung mittels Kühlung bzw. Tieffrieren und die Wasserdestillation. Aus logistischen Gründen wurde diese in Soubré eingerichtet, da dies das nächstgelegene Zentrum mit Versorgungsmöglichkeiten (Strom, Wasser, Telefonanschluss, Werkstatt) darstellt.

Die durch diese Instrumentierung erfassten Kompartimente des Nährstoffkreislaufes sowie die Struktur der in diese Arbeit integrierten Komponenten des Projektes sind in Abb. 4.2 dargestellt.

4.2. Feldaufnahme

Für die Großregion des Untersuchungsgebietes wurde flächendeckend eine Bodenbedeckungsklassifizierung über Satellitenbildauswertung (Landsat-7 ETM+) durchgeführt (Kap. 3.3.1.). Innerhalb der Untersuchungsregion lieferte die Befragung aller Mitglieder der beiden Siedlungen Azoumanakro und Soubré 3 die demographischen und landnutzungsspezifischen Daten (Kap. 3.3.2.)

Im Gelände wurden zunächst die Koordinaten der Messflächen über GPS aufgenommen und dokumentiert. Für die Bestimmung des Abflusses wurde das Durchflussprofil des Vorfluters in 1 m-Distanzen vermessen. Diese Messungen wurden in regelmäßigen Abständen wiederholt, um eventuelle Änderungen zu erfassen.
An jeder Messfläche wurde eine manuelle Sondierung bis zum obersten Grundwasserhorizont vorgenommen, ein Bodenleitprofil aufgenommen (s. Kap. 3.2.5.) und eine Catena mit der Hangneigung Richtung Vorfluter über Bohrstockeinschläge erfasst.

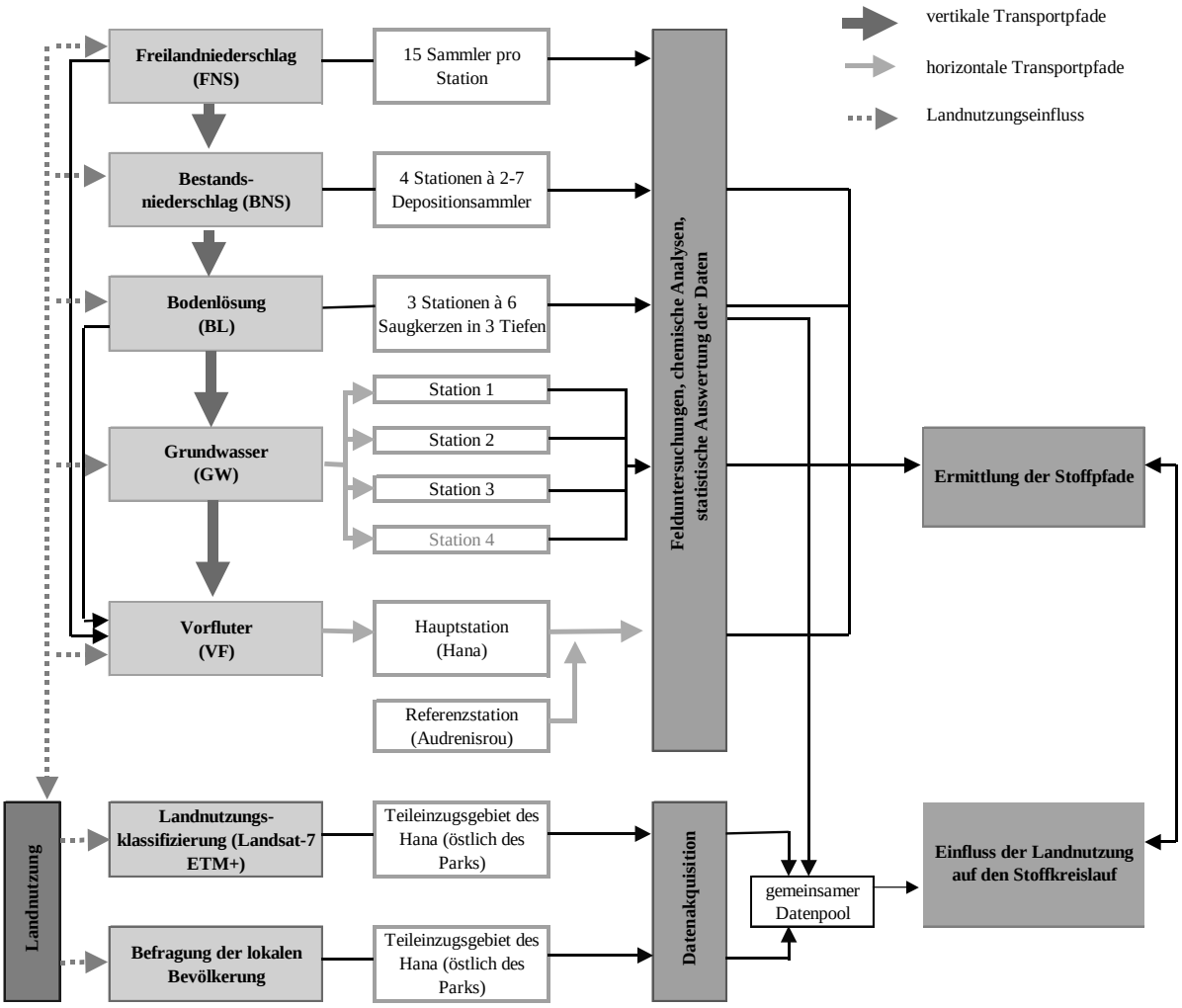


Abb. 4.1: Struktur der integrierten Projektkomponenten und erfasste Stoffhaushaltskompartimente

4.3. Probennahme und -transport

Der Untersuchungszeitraum, der in diese Arbeit einbezogen wird, beginnt mit dem 15.12.2001 und endet am 31.03.2003.

In diesem Zeitraum wurden jeweils täglich um 7:00 Uhr morgens die Niederschlagsmengen von zwei lokalen Mitarbeitern dokumentiert.

Die Probennahme der Deposition, Bodenlösung und des Grundwassers erfolgte jeweils wöchentlich. Der automatische Probennehmer, der im Vorfluter installiert wurde, wurde auf tägliche und ereignisabhängige Probennahme bei steigendem und sinkendem Wasserstand auf 0,75 und 1,5 m über Gewässersohle (Maximalstand 3,2 m) programmiert. Die Multiparametersonde erfasste die oben genannten Parameter kontinuierlich in 15-minütiger Auflösung und wurde zu Stunden- bzw. Tageswerten zusammengefasst.

Für alle Parameter, die nicht *in situ* erhoben werden konnten, wurde jeweils ein Aliquot in PE-Flaschen überführt und während des Transports in die Laboreinheit Soubré gekühlt und dunkel gelagert. Für die weitere Analytik wurden diese, wie im folgenden Kapitel beschrieben, methodenspezifisch gelagert und vorbereitet.

4.4. Chemische Analytik

Neben den kontinuierlichen Aufzeichnungen im Vorfluter erfolgte direkt vor Ort *in situ* mittels Multiparametersonde (Fa. WTW) die Bestimmung der Parameter Wassertemperatur, pH, Elektrische Leitfähigkeit und – bei den Grundwasserproben - der Sauerstoffgehalt. Die Elektrische Leitfähigkeit wurde auf die Standardtemperatur von 25 °C korrigiert (HÜTTER 1994).

Nach Transport der Proben in die Laboreinheit Soubré wurden diese zunächst gekühlt und je nach weiterer Analytik in bis zu drei Aliquote aufgeteilt. Die Aliquote dienten der photometrischen Analyse vor Ort bzw. der Multiparameteranalyse über ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-related Optical Emision Spectroscopy, Optima 4300 DV, CCD-Detektor, Fa. Perkin Elmer), der TOC/DOC/TNb-Analyse (Total Organic Carbon, Dissolved Organic Carbon, Total Nitrogen bound, Dimatoc 100, NDIR-Detektor bzw. Dima N, Chemolumineszenz, Fa. Dimatec) und der Ermittlung der abfiltrierbaren Stoffe im Labor des Geographischen Instituts in Göttingen.

Innerhalb von 24 Stunden nach Entnahme wurden die Proben photometrisch auf die Parameter untersucht, die bereits nach kurzer Zeit durch interne Reaktionen nicht mehr quantifizierbare Veränderungen erfahren (Photometer Nova 60, Fa. Merck). Hierzu zählen Phosphat, Nitrat, Ammonium, Chlorid und Sulfat. Für die Analyse wurden diese Proben zunächst über Spritzenvorsatzfilter (45 µm, Millipore) filtriert und erneut auf die Basisparameter Temperatur, pH und Elektrische Leitfähigkeit überprüft (nach Konditionierung der Proben auf relativ konstante Raumtemperaturen von 25,6°C ± 2,4°C). Die Probenaliquote wurden je nach Methode mit den jeweiligen Reagenzientestsätzen versetzt, bei spezifischen Wellenlängen vermessen und die Ergebnisse dokumentiert.

Ein Probenvolumen von 60 ml wurde jeweils über Spritzenvorsatzfilter (45 µm) filtriert, mit 2ml Salpetersäure (HNO_3, Suprapur®) angesäuert und bis zum Transport via Luftfracht nach Göttingen eingefroren. In Göttingen erfolgte zur Gerätesicherung eine erneute Filtration über Spritzenvorsatzfilter und die Analytik über ICP-OES. Dabei wurden die Konzentrationen an Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P_{tot}, S, Si, Pb und Zn bestimmt.
Während der ersten Projektphase wurden die Daten zu TOC/DOC und TNb zunächst ausschließlich für die Bodenlösung, das Grundwasser und den Vorfluter erhoben. Die Konservierung in der Laboreinheit Soubré erfolgte über Kühlung und Zugabe von 1,5 % Salzsäure (HCl Suprapur®) zur Austreibung des anorganischen Anteils des Kohlenstoffs. Zudem wurde als Material Polypropylen gewählt, das eine geringere Adsorption und Diffusionsdurchlässigkeit als Polyethylen aufweist. Im Labor des Geographischen Instituts der Universität Göttingen erfolgte die Bestimmung der Parameter TOC und TNb über den TOC-Analysator, nach Filtration der Proben über Spritzenvorsatzfilter (45 µm) wurden die Proben erneut vermessen, um die DOC-Konzentrationen zu ermitteln.

Unfiltrierte Proben wurden jeweils mit 2 % HNO_3 Suprapur® und über Tiefkühlung konserviert. Im Labor in Göttingen erfolgte die Filtration über 45 µm Polyamidfilter (Sartorius). Diese wurden nach Konditionierung auf Raumtemperatur und –luftfeuchte jeweils vor und nach Filtration ausgewogen und somit der Anteil an abfiltrierbaren Stoffen gravimetrisch ermittelt (DIN 38 409-H2).

Qualitätssicherung:

Die Depositionssammler wurden regelmäßig gereinigt, um eine Anreicherung von Algen zu vermeiden. Zudem wurde ein gleicher Bezugszeitraum aller Kompartimente von einer Woche angelegt, so dass die Ansammlung trockener Deposition über einen längeren Zeitraum verhindert werden konnte, die aufgrund der eingesetzten Sammler nicht quantifizierbar wäre. Zur Verminderung der Algenentwicklung und Vermeidung einer Überhitzung der Proben wurden die Sammler zudem in PVC-Rohre eingelassen und mit grobmaschigen Netzen überspannt, die eine Kontamination über groben Detritus verhindern.

Vor Installation der Saugkerzen wurden diese mit Aceton und mehrfach mit $H_2O_{dest.}$ gespült. Während des Konditionierungszeitraums von zwei Wochen in der Bodenmatrix wurden die gewonnenen Proben jeweils verworfen. Die Bodenlösungssammelstationen wurden geschützt in modifizierten Kühlboxen gelagert, so dass die Proben bis zur Entnahme kühl lagerten.

Der Probennehmer wurde im Gelände in einer angefertigten Holzkammer vor Starkniederschlägen und Vandalismus geschützt, zudem führt diese zusammen mit dem Gehäuse zu einer kühlen Lagerung bis zur Entnahme der Proben. Die Sammelflaschen wurden wöchentlich ausgetauscht und mit $H_2O_{dest.}$ gereinigt.

Die Reinigung und Kalibrierung der multiparametrischen Sonde erfolgte in regelmäßigen Abständen. Die Kalibration mit Standardlösungen (WTW) wurde jeweils mit den beiden mobilen Multiparametersonden abgestimmt, um vergleichbare Resultate zu erzielen.

Zur Qualitätssicherung wurde das Photometer in regelmäßigen Abständen mit wellenlängenspezifischen Standardlösungen geeicht und pro Analysereihe jeweils eine Blindprobe mit erfasst.

4.5. Datenbearbeitung und Statistik

Nach Dokumentation der Ergebnisse in Erfassungsbögen wurden die Daten in Excel 2000 bzw. SPSS 11.5 übertragen und bearbeitet.

Die Datensätze wurden nach einer Varianzanalyse zur Ausreißerbereinigung auf Normalverteilung getestet und transformiert (Natürlicher Logarithmus - LN, Z-Transformation). Die Tests auf Mittelwertunterschiede erfolgten je nach Verteilung über t-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test. Die Korrelationsanalyse erfolgte bei Normalverteilung nach Pearson, bei Nicht-Normalverteilung nach Spearman. Die Zeitreihenanalyse wurde über Autoregression (Exakte Maximum-Likelihood) und saisonale Zerlegung (multiplikativ) (SHAW & WHEELER 1988, CLAUß & EBNER 1989, HEINRICHS & HERRMANN 1990, STOYAN et al. 1997, ASSENMACHER 1998, BACKHAUS et al. 2000).

Da der pH-Wert eine logarithmische Größe darstellt, wurden für die Berechnung der Mittelwerte die pH-Werte nach Vorzeichenwechsel entlogarithmiert und die gebildeten Mittelwerte abschließend wieder logarithmiert und positiv gesetzt. Die Überprüfung auf Mittelwertunterschiede nach MANN-WHITNEY erfolgte ebenfalls an den entlogarithmierten Werten.

Die Berechnung der Parameter Abflussspende bzw. Abflusshöhe beziehen sich auf die Größe des Teileinzugsgebietes (A_E) von 37,28 km² und wurden nach Gleichung (4.1) und (4.2) berechnet (Kap. 5.1.4.).

$$q = \frac{Q}{A_E} \qquad [l/(s * km^2)] \qquad (4.1)$$

$$h_A = \frac{q * t}{10^6} \qquad [mm/Zeiteinheit]$$

$$h_A = 0{,}0864 * q \qquad [mm/d] \qquad (4.2)$$

$$h_A = 0{,}0864 * q * n \qquad [mm/a]$$

mit Q – Abfluss [l/s], q – Abflussspende [l/(s*km²)], A_E – Einzugsgebiet [km²], h_A Abflusshöhe [mm/Zeiteinheit], t – Zeit [s], n – Anzahl der Tage im Jahr (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 463)

Die Berechnung der Stofffrachten erfolgte nach Gleichung (4.3) und (4.4) (Kap. 5.3.4.1.)

$$T = 1000 \cdot Q \cdot C \qquad [mg/s] \qquad (4.3)$$

$$F = \frac{1}{1000 \cdot 1000} \cdot \int_{Messjahr} Q(t) \cdot C(t) \cdot dt \qquad [t] \qquad (4.4)$$

mit T – Transport [mg/s], Q – Abfluss [m³/s], C – Stoffkonzentration [mg/l] und F – Fracht (als Summe bzw. Integral über eine bestimmte Zeit) [t], dt – Zeitspanne [s] (HELLMANN 1999: 320)

4.6. Fehlerquellen und Geräteeignung

Aufgrund von Fahrzeugdefekten und den politischen Unruhen seit September 2002 kam es zu drei Datenausfällen, die jedoch maximal 3 Wochen andauerten. Einzelne Geräteausfälle führten ebenfalls zu Lücken der Zeitreihen. Dies betrifft insbesondere einen Defekt der Batterie des automatischen Probennehmers und den wiederholten Tierfraßschaden durch Ameisen und Nagetiere an den Bodenlösungssammelstationen. Durch die regelmäßige Reinigung der Depositionssammler bzw. den Austausch von defekten Saugkerzen entstehen jeweils Datenlücken von 2 Wochen, da die ersten Proben der Konditionierung der neu installierten Geräte diente und daraufhin verworfen wurde.

Bei der Entnahme von Bodenlösung über Saugkerzen wurde ein definierter Unterdruck von 0,6 bar an die Saugkerzen angelegt und somit die Lösung in die Flaschen einer zentralen Sammelstation überführt. Durch die Verwendung geeigneter Materialien (Borosilikat-Filterkörper, Teflonschläuche, Braunglasflaschen) wurde die Adsorption von Stoffen bzw. nachträgliche Veränderung der

Zusammensetzung minimiert. Im Gegensatz zu Keramik- bzw. Plastikfilterkörpern (z.B. Nylon) konnten somit auch die Konzentrationen organischen Kohlenstoffs und der P-Komponenten quantifiziert werden. Jedoch führt das angelegte Vakuum zu einer nicht-quantifizierbaren Erhöhung der pH-Werte. Als Faktoren sind neben den sehr variablen Ausgangswerten des pH im Boden vor allem die Ausgasung von Substanzen mit hohem Dampfdruck wie z.B. bei Kohlendioxid und die gewonnene Probenmenge (Füllhöhe der Probenflasche) zu nennen (GROSSMANN 1988, GROSSMANN & UDLUFT 1991). Eine ausführliche Diskussion der Probennahmeproblematik mit Hilfe von Saugkerzen findet sich bei GROSSMANN (1988), GUGGENBERGER & ZECH (1992), HABERHAUER (1997), JAKOB (1987), ANDERSEN et al. (2002) und WESSEL-BOTHE et al. (2002).

Bei der vergleichenden Betrachtung ergeben sich nahezu für alle untersuchten Probensätze z.T. höhere Messergebnisse für den Anteil P aus PO_4 als für P_{tot}. Hier ist der unterschiedliche Methodenansatz zu berücksichtigen der photometrischen Bestimmung von PO_4-P bzw. der Messung von P_{tot} mit Hilfe von ICP-OES nach Konservierung und Transport nach Deutschland. GOULDEN (1972) gibt als Erklärung für diese Überschneidungen zwei Ansätze. Zum einen sind die tatsächlichen ortho-Phosphat-Konzentrationen erfahrungsgemäß niedriger als die photometrisch ermittelten Messwerte, demnach würde also ein methodisch bedingter Messfehler bestehen. Eine weitere Erklärung für die Abweichungen ergibt sich aus der Hydrolyse von organischen Phosphorverbindungen während des Zeitraums der Probenkonservierung bis zum Vermessen der Proben (GOULDEN, 1972; KRAMER, 1972). Diese Begründung ist auch auf die Abweichungen zwischen TNb (Chemolumineszenz, Universität Göttingen) und der Summe aus NO_3-N und NH_4-N (photometrisch, Laboreinheit Soubré) übertragbar. Zudem muss bei den ermittelten N-Gehalten beider Methoden berücksichtigt werden, dass diese zum Teil nahe der Nachweisgrenzen liegen und somit an Genauigkeit verlieren.

Eine exakte Berechnung der Stofffrachten ist aufgrund der variierenden chemischen Zusammensetzung innerhalb des Gewässerquerschnitts und durch den Einfluss der fließenden Welle nur bedingt möglich. Die größten Fehlerquellen wurden durch das Verwenden von Einzelwerten (zugunsten von Mischproben) und den Einsatz von Tageswerten mit möglichst gleichen Entnahmefrequenzen ausgeschlossen. Trotzdem sind die Ergebnisse der Jahresfracht 2002 als möglichst exakter Schätzwert zu verstehen, da einzelne Datenausfälle und vor allem die fixierte Probenentnahme in 10 cm über Gewässersohle der räumlichen und zeitlichen Inhomogenität nicht vollständig Rechnung tragen.

Die zum Teil in den Depositionssammlern abgelagerten Niederschläge bieten keine ausreichende Probenmenge für die Analyse der Inhaltsstoffe. Da bei einer längeren Standzeit von einer Kontamination durch Insekten und organischem Detritus und zuzüglich der Veralgung der Lösung auszugehen ist, wurden die Depositionssammler wöchentlich gereinigt. Im Zusammenhang mit der Berechnung von Stoffflüssen ist demnach zu berücksichtigen, dass die trockene Deposition bei fehlenden Niederschlägen nicht erfasst wurde.

5. Ergebnisse und Diskussion

Das nachfolgende Kapitel dient der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse. In Kapitel 5.1. werden zunächst die Komponenten des Wasserhaushalts dargestellt. Ein Schwerpunkt innerhalb dieser Arbeit liegt in der detaillierten Analyse der physikalisch-chemischen Parameter und Inhaltsstoffe zentraler Komponenten des Nährstoffhaushalts (Kapitel 5.2.), die anschließend nach Haupteintragsquellen und Parametergruppen differenziert zusammengefasst werden. Kapitel 5.3. befasst sich mit den Interaktionen einzelner Parameter, insbesondere betreffend der im Vorfluter ermittelten Stoffkonzentrationen und –frachten. Abschließend werden auf Basis aller Ergebnisse die Stoffflüsse innerhalb des Teileinzugsgebiets abgeschätzt und dargestellt.

5.1. Wasserhaushaltskomponenten und Abschätzung der Wasserhaushaltsbilanz

Während für das Jahr 2002 betreffend Freilandniederschlag und Vorfluterabfluss konkrete Messdaten vorliegen, musste für die Abschätzung der Wasserbilanz auf Literaturwerte zu Interzeption, Evapotranspiration und Tiefenversickerung zurückgegriffen werden (Tab. 5.2).

5.1.1. Niederschlag

Für das Kalenderjahr 2002 ergibt sich an der ersten Niederschlagsstation, die in direkter Nachbarschaft zur Kakao 7a-Fläche und ca. 0,3 km nördlich der Waldstation installiert ist, ein jährlicher Niederschlag von 1862 mm. Demgegenüber fallen an der ca. 0,9 km entfernten Kakao 25a-Fläche lediglich 1638 mm. Die abweichenden Niederschläge resultieren vor allem aus der Nähe der jüngeren Plantage zum Wald und einer nahe gelegenen Niederung (*bas-fond*) und weniger aus dem nur geringen Höhenunterschied (Höhendifferenz ü.NN 16 m). Am Gebietsauslass des Teileinzugsgebietes ergibt sich demnach ein jährlicher Niederschlag von 1750 mm (arithmetisches Mittel der beiden Niederschlagsstationen). Dieser Wert wird im Folgenden als Gebietsniederschlag bezeichnet. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Niederschlagsmessstandorte auf das südliche Teileinzugsgebiet beschränkt sind, so dass die Niederschlagsmenge nur bedingt auf das gesamte Teileinzugsgebiet übertragen werden kann. Generell nehmen die Niederschläge von SW nach NO hin ab. Demzufolge ist bei Annahme von 1750 mm Jahresniederschlag in 2002 von einem zu hohen Wert auszugehen und die Bilanzierung kann lediglich als Abschätzung des Gebietsniederschlages fungieren.
Aus der Interpretation der Niederschlagszeitreihen ist eine Verschiebung der langjährigen Verteilung (gleitendes Mittel von 1965-1980) von Trocken- und Regenzeiten innerhalb des Untersuchungsgebietes abzulesen. Während die große Trockenzeit 2001/2002 erst Ende Dezember einsetzt und bis Ende Januar 2002 andauert, liegt die Trockenzeit 2002/2003 zwischen Anfang Dezember und Ende Februar mit nur episodischen kleineren Niederschlagsereignissen (Abb. 5.1). Die große Trockenzeit 2002/2003 beginnt bereits ab Anfang Dezember und hält bis Mitte Februar an. Die Verringerung der Niederschläge im August, die allgemein auch als kleine Trockenzeit bezeichnet wird, zeichnet sich dagegen im Jahr 2002 nicht ab (183 mm), hingegen fällt eine niedrige Monatssumme im Mai auf (64 mm). Der Beginn der Regenzeit 2002 setzt damit Anfang Februar (KW 6: 04.02. bis 11.02.2002) ein und dauert bis KW 48 (25.11. bis 02.12.2002) an.

Generell fällt sowohl im Vergleich zwischen den einzelnen Regen- und Depositionssammlern auf der Freifläche auf, dass die Niederschlagsverteilung auf den Messflächen relativ homogen ist. Die maximale Abweichung beträgt maximal ± 2 ml (entsprechend 2 %) zwischen den je 15 Regensammlern, maximal ± 5 ml (entsprechend 3 %) zwischen den Depositionssammlern.

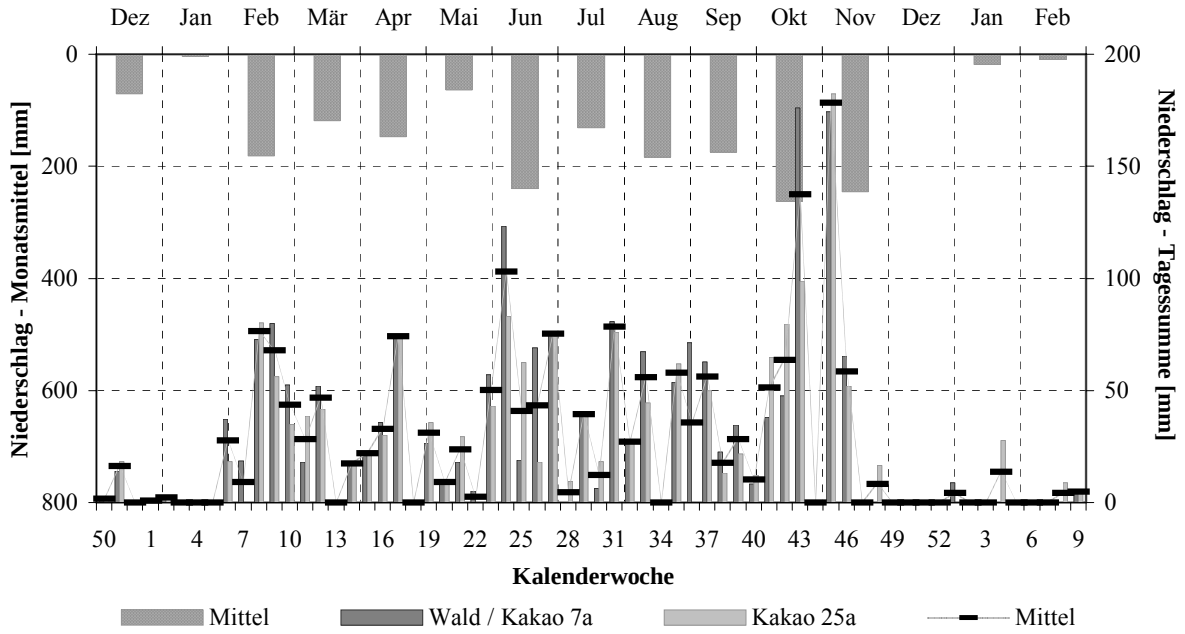


Abb. 5.1: Mittlere monatliche Niederschläge und wöchentliche Niederschläge (nach Kalenderwochen) der beiden Niederschlagsmessstationen [mm], 15.12.2001 bis 31.03.2003

5.1.2. Interzeption / Evapotranspiration

Da die Wasserflüsse über Interzeption und Evapotranspiration nicht quantitativ erfasst wurden, erfolgt eine Abschätzung anhand von Literaturdaten.

Nach den Studien von CASENAVE et al. (1980, 1981, 1984) im Westen des Taï-Nationalparks gehen von 100 % Niederschlag 13 % über die Interzeption verloren. GEROLD & HETZEL (1998) berechnen für den Forêt classée de la Bossématié im Osten der Elfenbeinküste einen Interzeptionsverlust von 16 % (Wald) bzw. 9 % (Kakao). Dieser Prozentsatz der Interzeptionsverdunstung ist gut vergleichbar mit den von BRUIJNZEEL (1990) zusammengestellten Werten für tropische Tieflandswälder (4,5 bis 22 %, im Mittel 13 %).

69 % des Niederschlags werden im Westen des Parks laut CASENAVE (1980) über Evapotranspiration wieder an die Atmosphäre abgegeben. MONTENY & CASENAVE (1988) ermitteln aus einer Wasserhaushaltssimulation für das gleiche Untersuchungsgebiet 63 bis 74 % Evapotranspiration des Waldbestands. Nach GEROLD & HETZEL (1998) misst die aktuelle Evapotranspiration in der Region Abengourou mit 82 % (halbimmergrüner Regenwald) bzw. 73 % (Kakao). Konkrete Transpirationsdaten für Kakao in der Region des Taï-Nationalparks liegen bislang noch nicht vor, so dass auf die Angaben von GEROLD & HETZEL (1998) mit einer Differenz von 9 % zwischen Wald und Kakao zurückgegriffen wird.

5.1.3. Wasserspeicherkapazität und Tiefenversickerung

Die Wasserspeicherkapazität des Bodens ist stark saisonal geprägt und beeinflusst darüber auch den flächenhaften Abfluss, der bei Erreichen der Sättigung annähernd den Wert des Basisabflusses des Vorfluters erreichen kann. Auf einer jährlichen Basis geben MONTENY & CASENAVE (1989) einen Mittelwert an im Boden gespeicherten Wassers von 15 % des Niederschlags an. Dieser Wert berücksichtigt die saisonalen Unterschiede und wurde für einen Plinthic Acrisol im Einzugsgebiet des Audrenisrou ermittelt.

HETZEL (1999) geht davon aus, dass ab 75 cm Bodentiefe ausschließlich Tiefenversickerung stattfindet und teilt dementsprechend die ermittelten Bodenwasserflüsse in 25 und 45 cm Tiefe der pflanzenverfügbaren Aufnahme und die in 75 und 95 cm ermittelten der Tiefenversickerung zu. Auf den Plinthic Ferralsols werden unter Wald 64 % bzw. unter Kakao 65 % des Niederschlags durch die Pflanzen wieder aufgenommen.

Interflow beträgt nach den Messungen von CASENAVE et al. (1980) aufgrund der Topographie und der Bodenverhältnisse nur 4 % des Vorfluterabflusses und wird deshalb vernachlässigt. Ebenfalls vernachlässigbar ist nach MONTENY & CASENAVE (1989) der Stammabfluss mit ermittelten 0,8 % des Niederschlags.

5.1.4. Abfluss

Aus der regelmäßigen Vermessung des Abflussquerschnitts, der wöchentlichen Bestimmung der Fließgeschwindigkeit und der kontinuierlichen Erfassung des Pegelstandes wurde über die Gewichtung der einzelnen Geschwindigkeitsflächen pro Messlotrecht die folgende Wasserstands-/ Abflussbeziehung ermittelt:

$$Q = 3166{,}7 * W^{2{,}054} \quad [l/s] \qquad (5.1)$$

$$R^2 = 0{,}95$$

mit Q – Abfluss [l/s], W – Wasserstand [m]

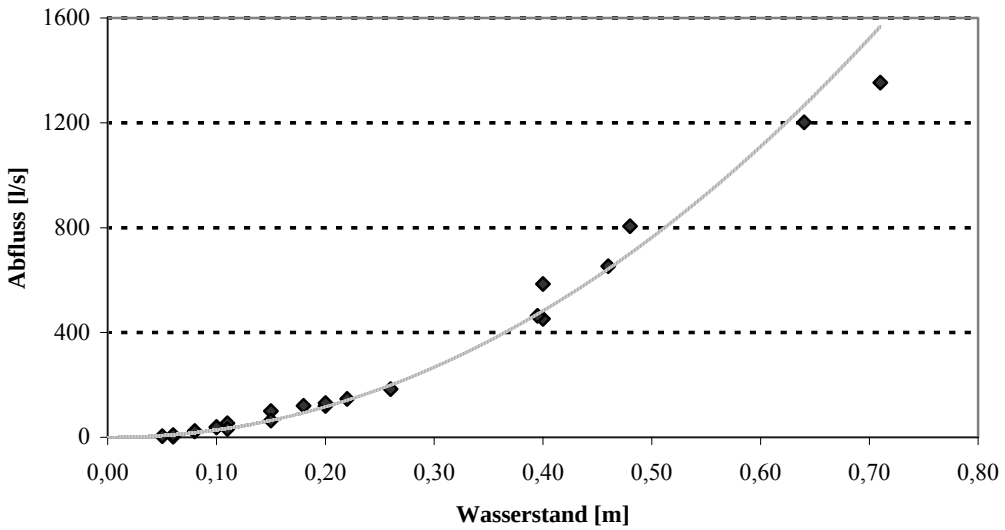


Abb. 5.2: Wasserstand [m] und Abfluss [l/s], Station Hana (Vorfluter), 01.01.2002 bis 31.03.2003

Über die Wasserstands-/Abflussbeziehung (Gleichung 5.1) wurde die folgende Abflussganglinie generiert (deskriptive Statistik s. Tab. 5.1), der integrierte Rahmen verweist auf den Detailausschnitt in Abb. 5.4.

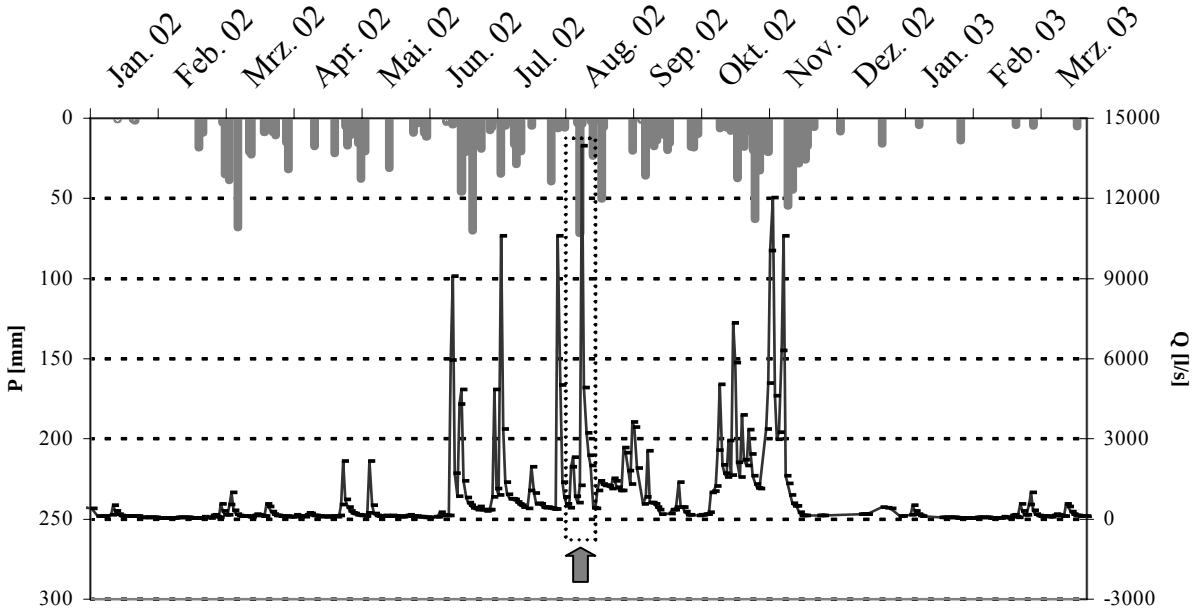


Abb. 5.3: Tagesmittelwerte Niederschlagsmengen [mm] und Abfluss [l/s] Station Hana (Vorfluter), 01.01.2002 bis 31.03.2003

Die Abb. 5.4 zeigt exemplarisch den Verlauf der Abflusskurve bei Einfluss dreier Niederschlagsereignisse (23,4 mm 07.08.2002, 50,4 mm 11.08.2002, 5,6 mm 12.08.2002).

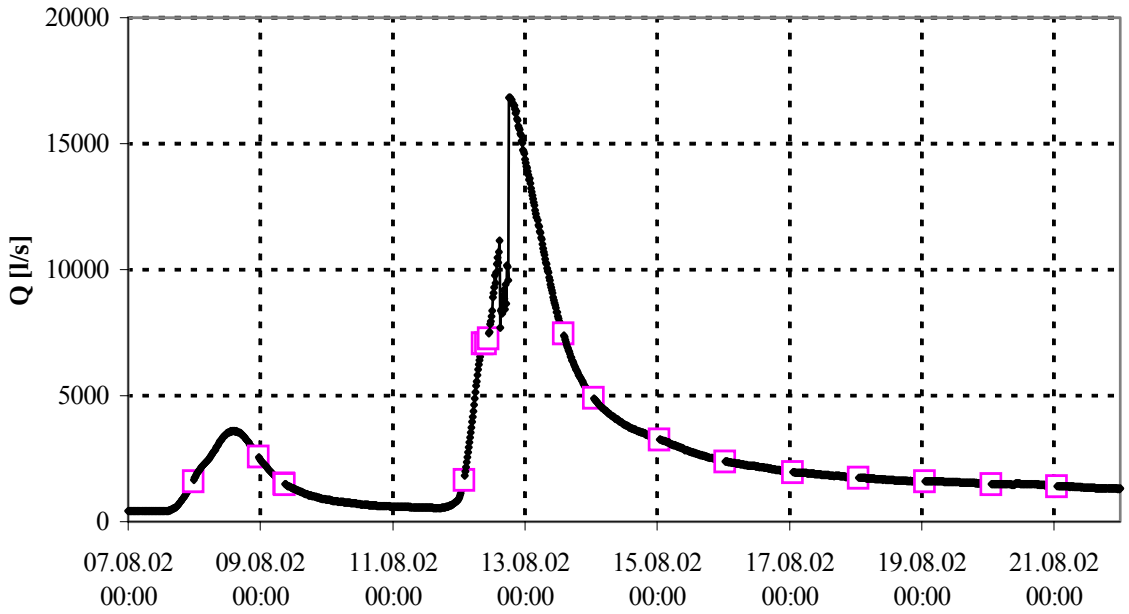


Abb. 5.4: Abflussereignis 07.08. bis 19.08.2002 mit Abfluss [l/s]

Im Mittel beträgt der Abfluss des Hana-Teileinzugsgebiets in 2002 am Messpunkt 683,4 l/s (Tab. 5.1). Über den Gesamtzeitraum betrachtet ergibt sich ein niedrigerer Mittelwert von 554,1 l/s, der aus der Einbezugnahme zweier Trockenzeiten resultiert, durch die eine Übergewichtung dieser Saison entsteht.

Die Parameter Abflussspende bzw. Abflusshöhe beziehen sich auf die Größe des Teileinzugsgebietes (A_E) von 37,28 km² und wurden nach Gleichung (4.1) und (4.2) berechnet (Kap. 4.5.). Für das Jahr 2002 beträgt die Abflusshöhe demnach 578 mm.

	Abfluss Q 12/01-03/03 [l/s]	**Abfluss Q 2002 [l/s]**	**Abfluss Q 2002 [m³/s]**	**Abfluss-spende q 2002 [l/(s*km²)]**	**Abfluss höhe h_A 2002 [mm/Tag]**
n	421	313	313	313	313
Mittelwert	**554,1**	**683,4**	**0,68**	**18,33**	**1,58**
Stabw	154,7	231,8	0,23	6,22	0,54
Median	997,2	1118,7	1,12	30,01	2,59
Minimum	34,0	34,0	0,03	0,91	0,08
Maximum	9079,6	9079,6	9,08	243,57	21,04

Tab. 5.1: Deskriptive Statistik Abflusswerte

Aus dem Verhältnis zwischen Gebietsniederschlag und Abfluss ergibt sich für 2002 ein Abflussanteil von 33 % des Niederschlags.

Das Verhältnis zwischen Niederschlagsmengen und Vorfluterabflüssen variiert abhängig von Boden, der Größe des Einzugsgebietes und der Vegetation. So gibt SALATI (1987) eine Abflussrate von 26 % und FRANKEN (1980) von 20 % für kleinere Einzugsgebiete im Amazonas an. POELS (1989) ermittelte 24 % Abflussspende in einem Teileinzugsgebiet in Surinam. In größeren Einzugsgebieten nehmen die Abflussraten bis zu 2/3 der Niederschlagsmengen ein (z.B. Amazonas–Zentralbecken: 58 %) (SIOLI 1969, PEREIRA 1973, FRANKEN & LEOPOLDO 1984, LESACK 1993, BRUIJNZEEL 1990). Innerhalb der oben genannten Studien (CASENAVE et al. 1980, 1981, 1984, STOORVOGEL 1991) wurde für drei Einzugsgebiete im Westen des Nationalparks ein langjähriges Mittel (1966-1990) von 471 mm Abfluss entsprechend 26 % des Niederschlags (1833 mm) ermittelt. Nach den Untersuchungen am Einzugsgebiet des Audrenisrou ergeben sich laut CASENAVE et al. (1981) für das Jahr 1980 32 % Abfluss (623 mm) des Niederschlags (1968 mm). STOORVOGEL (1993) bestimmt während eines relativ trockenen Jahres von 04/1990 bis 03/1991 einen Jahresniederschlag von 1238 mm mit 25 % Abfluss (311 mm).

Der Audrenisrou diente auch in der vorliegenden Untersuchung als Vergleichseinzugsgebiet und wurde vom 01.08. bis 31.10.2002 intensiv beprobt. Aus den täglichen Niederschlagsdaten (vorliegend für das Kalenderjahr 2002) ergibt sich eine Niederschlagssumme von 1217 mm. Unter Annahme, dass der Abfluss 25 % des Jahresniederschlags einnimmt (n. STOORVOGEL 1993 aufgrund der vergleichbaren Jahresniederschlagssumme), errechnet sich die Abflussmenge von 304 mm. Dieser Wert wurde auch für die Abschätzung der Stoffflüsse der einzelnen Kompartimente eingesetzt (Kap. 5.4.2.).
Die Niederschlagswerte 2002 sind an der Vergleichsstation des Audrenisrou um 483 mm geringer als an der Hauptstation des Hana im Osten des Parks. Im langjährigen Mittel sind diese aufgrund des von SW nach NO gerichteten Niederschlagsgradienten ca. 200 mm höher. Hier könnte am ehesten von einem methodischen Fehler ausgegangen werden, da die Niederschlagssammler an der „Station écologique“ im Einzugsgebiet des Audrenisrou auf Lichtungen innerhalb des Waldes installiert sind. Durch den Einfluss des Bestandes und vor allem bei nicht regelmäßiger Beseitigung von Sekundärvegetation werden dadurch nicht quantifizierbare Minderbefunde erzielt.

5.1.5. Abschätzung der Wasserbilanz 2002 – Synthese

Aus den Mess- und Literaturdaten der vorangegangenen Kapitel ergibt sich die in Tab. 5.2 dargestellte Bilanz der Wasserhaushaltsgrößen.

Da der Abfluss sich auf die Niederschlagssumme aus dem arithmetischen Mittel der Messstationen bezieht, wird dieser nicht auf die einzelnen Stationen bezogen. Bei einem mittleren Niederschlag 2002 von 1750 mm werden 578 mm entsprechend 33 % über den Abfluss exportiert. Integrativ über das (von Kakaoplantagen geprägte) Teileinzugsgebiet betrachtet ergibt sich mit diesem Wert ein guter Näherungswert. Dieses Ergebnis ist auch mit den Daten von CASENAVE et al. (1980, 1981, 1984) und STOORVOGEL (1993) im Westen des Nationalparks gut vergleichbar, wenn man berücksichtigt, dass die ORSTOM- und Tropenbos-Studien in bewaldeten Einzugsgebieten durchgeführt wurden.

	Wald		**Kakao 7a**		**Kakao 25a**	
	[mm]	**[%]**	**[mm]**	**[%]**	**[mm]**	**[%]**
Niederschlag [1]	1862	100	1862	100	1639	100
Interzeption [2,4]	242	13	205	9	148	11
Evapotranspiration [2,4]	1285	69	1117	60	983	60
Tiefenversickerung [3]	335	18	540	31	508	29

Tab. 5.2: Abschätzung der Wasserbilanz 2002, [1]gemessen, [2]CASENAVE (1980), [3]Differenz, [4]HETZEL (1999)

5.2. Physikalisch-chemische Charakterisierung und Wasserinhaltsstoffe

Im folgenden Kapitel werden die erfassten Parameter detailliert dargestellt und analysiert. Zunächst erfolgt die Betrachtung der Zeitreihen der Komponenten des Wasser- und Nährstoffhaushaltes. Innerhalb der Graphiken wurde dabei zur besseren Übersichtlichkeit jeweils eine spezifische Station und eine charakteristische Zeitspanne ausgewählt. Datenausfälle > 2 Wochen sind markiert.
Daran schließt sich die Analyse der vertikalen Abfolge der Messwerte (Vertikalprofile) über Freilandniederschlag (FNS), Bestandsniederschlag (BNS), Bodenlösung in 25 cm Tiefe (BL25), 65 cm Tiefe (BL65) und 105 cm Tiefe (BL105), Grundwasser (GW) und Vorfluter (VF) an. Die Boxplotgraphiken stellen die absolute Spannweite der Messwerte (├──┤), das 25. und 75. Perzentil des arithmetischen Mittelwerts (▭) und den Medianwert (|) dar.
Eine zusammenfassende Tabelle zeigt die Basisdaten der deskriptiven Statistik. Die Mittelwertunterschiede im vertikalen Profil und zwischen den Stationen wurden je nach Verteilung über t-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test auf ihre Signifikanz überprüft, die durch → (gegenüber -> bei nicht-Signifikanz) gekennzeichnet ist. Gegenübergestellt werden die drei Stationen Wald, Kakao 7a und Kakao 25a.

In der jeweils abschließenden Interpretation der Ergebnisse werden Besonderheiten der Zeitreihensequenzen diskutiert und die Messwerte anhand von Literaturwerten eingeordnet. Aufgrund der Vergleichbarkeit hinsichtlich Klima, Geologie und Boden wird dabei vor allem auf Studien im humiden bis semihumiden Westafrika zurückgegriffen.

Da in wässrigen Lösungen nicht alle Wasserinhaltsstoffe als Elektrolyte, sondern zum Teil in komplexer Form vorliegen, wird im Folgenden, wenn nicht explizit die Bindungsform bzw. das Ion angesprochen wird, nur die Elementbezeichnung verwendet (z.B. Calcium = Ca statt Ca^{2+}).

5.2.1. Physikalisch-chemische Parameter

5.2.1.1. Temperatur

Die Temperatur der Probenlösungen wurde zeitgleich mit dem pH-Wert und der Elektrischen Leitfähigkeit erfasst. Die Temperaturen, die an den Stationen ermittelt wurden, spiegeln die Lagerungsbedingungen wider und reichen bedingt durch ober- bzw. unterirdische Probengewinnung bzw. unterschiedliche Exposition gegenüber der Solarstrahlung von minimal 22,1°C im Mittel (BL Wald) bis zu 32,6 °C (FNS) im Mittel. Die Ergebnisse der zusätzlich *in situ* gemessenen Wassertemperaturen im Vorfluter sind in Kap. 5.3.4.2. dargestellt.

5.3.1.2. pH-Wert

Methodisch bedingt ist die Betrachtung der pH-Werte in Freiland- und Bestandsniederschlag, Grundwasser und Vorfluter von der der Bodenlösungen zu trennen (s. Kap. 4.6.). Im Folgenden werden demnach die in der Bodenlösung gemessenen pH-Werte von der statistischen Analyse ausgenommen und vor allem auf die anhand der Bodenproben ermittelten pH-Werte (KCl) zurückgegriffen. Innerhalb der Boxplotgraphiken sind zum Vergleich beide pH-Werte(bereiche) (Boden KCl, Bodenlösung gewonnen aus Saugkerzen) dargestellt.

Die pH-Werte reichen von 3,5 (GW Wald) bis 7,4 (VF) und liegen damit im Bereich von stark sauer bis schwach alkalisch. Analysiert man die Zeitreihen der verschiedenen Kompartimente – nach Abbildung 5.5 exemplarisch für die Station Wald - fallen zunächst die nur geringfügigen Abweichungen zwischen den Reihen von FNS (Min: 5,0 – Max: 6,8) und BNS (5,3 – 6,8) auf. Bei den niedrigen pH-Werten des Grundwassers (im Mittel schwach sauer bei pH 5,0 bis 5,3) ist zu Beginn der Sequenz zu berücksichtigen, dass die Grundwassermessstellen erst ab dem 31.07.2002 abgedeckt wurden, so dass vorher ein starker Einfluss durch direkt einfallende Niederschläge (mit im Mittel pH 6,0) gegeben war. Innerhalb des Vorfluters schwanken die Werte mit nur geringer Amplitude um pH 7 (6,4-7,2).

Tendenziell nehmen alle untersuchten Zeitreihen unter Ausschluss der Bodenlösungssequenzen ähnliche Trends der pH-Sequenzen an und zeigen positive Korrelationen mit dem pH des Freiland-niederschlags ($r = 0,35$ bis $0,68$ bei $n = 58$, $\alpha = 0,01$-$0,05$).

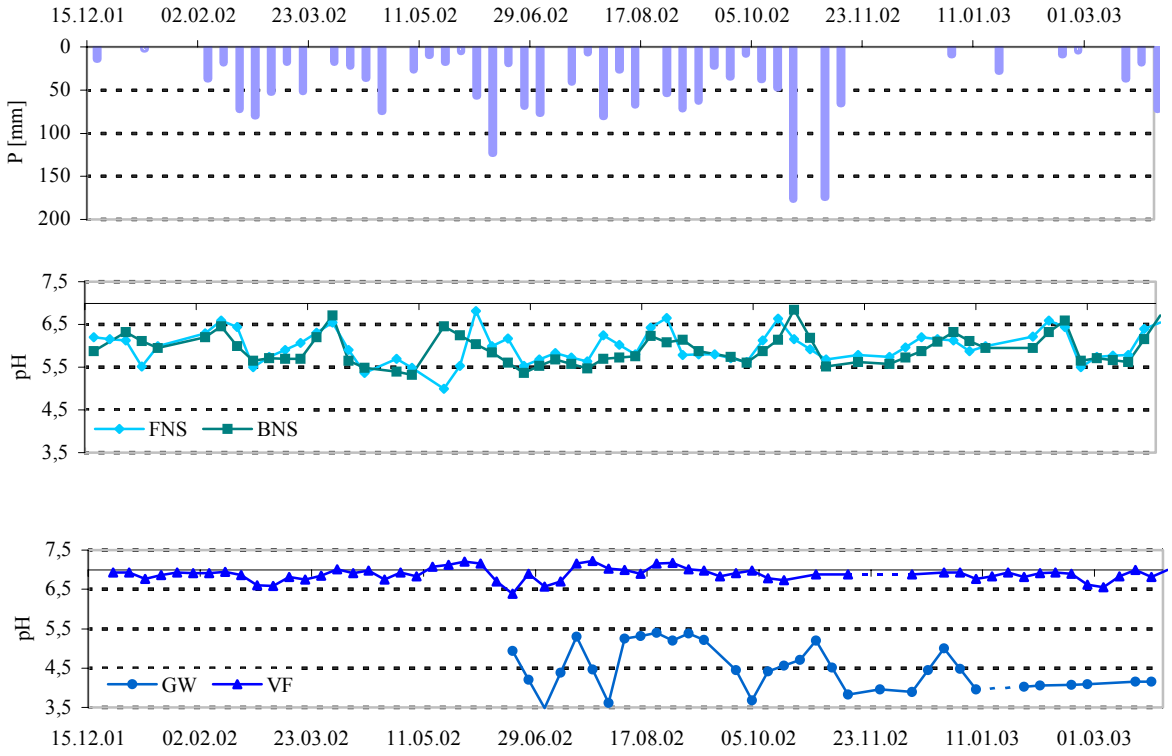


Abb. 5.5: Wöchentliche Niederschläge [mm] und pH-Werte, Station Wald, 12/01-03/03

Tabelle 5.3 gibt die vertikale Abfolge der mittleren pH-Werte von Freilandniederschlag bis Vorfluter, die Medianwerte und Spannweiten sind in Abb. 5.6 dargestellt.

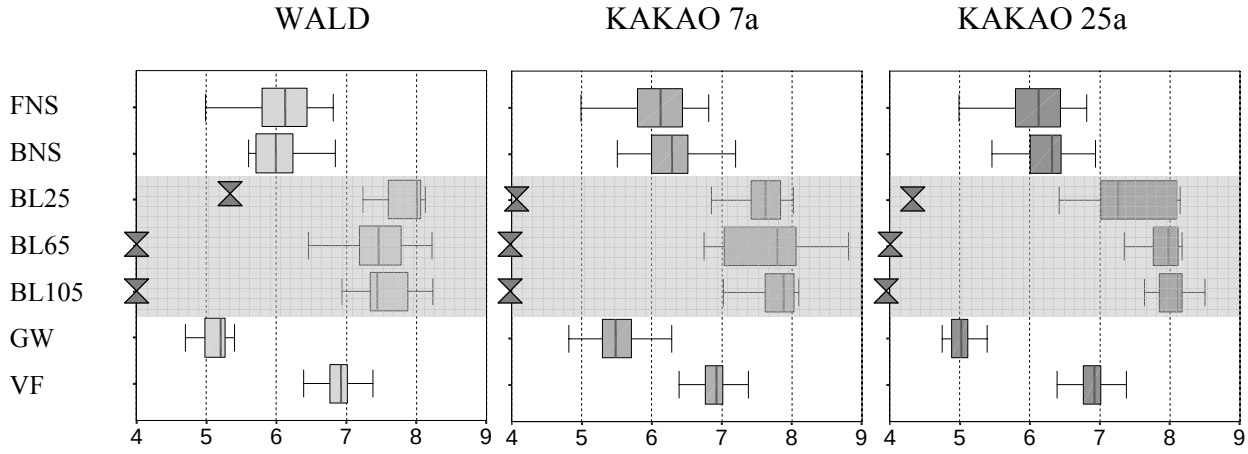


Abb. 5.6: Boxplots pH-Werte: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil) BL25 bis BL105: Boxplots entsprechen pH, gemessen in der Bodenlösung (Saugkerzen); Punktsignaturen entsprechen den pH-Werten des Bodens (KCl)

	Wald					**Kakao 7a**					**Kakao 25a**				
	n		**Mittel**		**Stabw**	**n**		**Mittel**		**Stabw**	**n**		**Mittel**		**Stabw**
FNS	58		6,0	a	0,4	58		6,0		0,4	58		6,0	a	0,4
BNS	56	->	6,0		0,3	56	→	6,2		0,4	56	→	6,2	b	0,4
BL25[1]			5,3					4,1					4,3		
BL65[1]			4,0					3,9					4,0		
BL105[1]			4,0					4,0					3,9		
GW	33		5,0	b	0,3	26		5,3		0,3	26		5,0	c	0,3
VF	208	→	6,9	c	0,2	208	→	6,9		0,2	208	→	6,9	d	0,2

Tab. 5.3: Deskriptive Statistik pH-Werte (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, [1]pH Boden (KCl), Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen pH-Werteniveaus)

Im direkten Vergleich der Stationen zeigen sich deutliche Abweichungen zwischen BNS Wald zu BNS Kakao 7a und BNS Kakao 25a, während sich die BNS-Mittelwerte beider Plantagen nicht signifikant voneinander unterscheiden. Zwischen den Grundwassersequenzen der pH-Werte ist die Kakao 7a deutlich von den anderen Stationen zu differenzieren.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Der pH-Wert beeinflusst die Löslichkeit vieler Stoffe und deren Ionenkonzentration in wässrigen Lösungen. Hierzu zählen unter anderem Fe, Al, Mn und Si-Verbindungen. In der Regel sind diese in saurem Milieu leicht löslich und fallen bei Alkalisierung als Hydroxide oder Salze aus. Die Si-

Verbindungen zeigen ein entgegengesetztes Verhalten, die Mobilisierbarkeit wird jedoch durch hohe Temperaturen auch bei pH < 8,0 gesteigert. pH-Wert unabhängig sind die Ionen Na^+, K^+, NO_3^- und Cl^- (HÖLTING 1989, KUNTZE et al. 1994).

Im Mittel liegen die Werte des Freilandniederschlags nur leicht über dem als schwach sauer einzustufenden pH-Wert von 5,6 unbelasteten Regenwassers (KÖLLE 2002). Die pH-Schwankungen der Zeitreihen von FNS und BNS spiegeln die saisonalen Unterschiede nur bedingt wider. Während der Trockenzeiten ist von erhöhten relativen Anteilen von in die Atmosphäre verfrachteten alkalischen Stäuben, insbesondere während des Harmattans auszugehen (GROVE 1972, HERRMANN 1997), dagegen sind die Starkniederschläge während der Regenzeit teilweise mit hohen Windgeschwindigkeiten verbunden. Diese Effekte wirken ausgleichend auf die zeitliche Variabilität, so dass sich die pH-Sequenzen der Niederschläge relativ konstant darstellen. Im Mittel liegt der pH des Freilandniederschlags mit 6,0 deutlich über dem von STOORVOGEL (1993) im Westen des Parks ermittelten pH 5,4. Der höhere Wert der vorliegenden Arbeit wird maßgeblich auf die Lokalisation außerhalb des Nationalparks zurückgeführt, wodurch mit höheren Staubeinträgen zu rechnen ist.

Die signifikanten Unterschiede zwischen den Bestandsniederschlägen unter Wald und Kakao sind auf den unterschiedlichen Bedeckungsgrad und dadurch auch auf Blattleaching von Nährstoffen zurückzuführen. Mit pH 6,0 unter Wald und pH 6,2 unter Kakao liegen die Messwerte unter den Angaben von HETZEL (1999) (pH 6,6) im Kronendurchlass eines halbimmergrünen Regenwaldes.

Die pH-Werte des Grundwassers (5,0-5,3) sind stark sauer. Dieses wird von der lokalen Bevölkerung direkt und unfiltriert als Trink- und Brauchwasser genutzt, dabei unterschreiten die Werte die Vorgaben der EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser zum menschlichen Gebrauch und die WHO-Guideline Values (6,5 bis 8,5) bzw. auch den Wertebereich natürlicher Grundwässer von 5,5 bis 8,0 (EG 1980, WHO 1994). Die Aufrechterhaltung des Säure-Base-Gleichgewichtes innerhalb des Grundwassers erfolgt maßgeblich über die Kohlensäurepufferung der im Grundwasser enthaltenen Hydrogencarbonate (HÖLTING 1989). Die sehr niedrigen pH-Werte im Grundwasser sind daher am ehesten Folge der sauren Bodenreaktion und der sauren Gesteine (Muskovit- /Chloritschiefer) (PAPON et al. 1973).

Die geringe Schwankungsamplitude innerhalb der pH-Zeitreihen des Grundwassers ist ebenso für den Vorfluter gültig. Signifikante pH-Absenkungen treten hier vor allem nach Starkniederschlägen und dem damit verbundenen Eintrag schwach sauren Niederschlags auf (s. auch Kap. 5.3.4.2.). Durch Sedimenteintrag und Photosynthesereaktionen, bei denen das Phytoplankton CO_2 aus dem Gewässer entzieht, sind die pH-Werte im Vorfluter mit pH 6,9 deutlich höher als die der Grundwässer und bewegen sich um den Neutralitätspunkt. Diese Ergebnisse sind gut vergleichbar mit den Werten von ILTIS & LÉVÈQUE (1982) im Großeinzugsgebiet des Cavally (pH 7,3) bzw. den von STOORVOGEL (1993) im Audrenisrou gemessenen (pH 6,9). Die in diesem Einzugsgebiet durchgeführte Vorfluteranalytik der vorliegenden Untersuchung (Kap. 3.2.5.) führt dagegen im Mittel zu einem pH-Wert von 5,7 (Zeitraum 01.08. bis 31.10.2002). Die Abweichung resultiert maßgeblich aus der auf die Regenzeit konzentrierten Probennahme, was durch die Untersuchungen von BISWAS in Ghana (1967) und EGBORGE in Nigeria (1971) bestätigt wird. Diese konstatieren eine Erhöhung des pH während der Trockenzeit aufgrund des Rückgangs von Phytoplankton und dadurch bedingt eingeschränkter Photosyntheseaktivität.

Die pH-Werte der Böden sind mit Ausnahme des Oberbodens unter Wald (pH 5,3 KCl – mittel sauer) alle als stark sauer einzustufen und liegen damit im Aluminiumpufferbereich. Die Freisetzung von Al^{3+} in die Bodenlösung führt zur Bildung von H^+, da Al^{3+} als Al-Hydroxid ausfällt ($Al^{3+} + 3\ H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3\ H^+$). Dabei stehen die sorbierten H^+-Ionen mit den Al^{3+}- und H^+-Ionen der Bodenlösung in einem Gleichgewicht, das sich in pH-Wert und Basensättigung ausdrückt. Diese Reaktion ist verantwortlich für die Azidität vieler Böden in den humiden Tropen (SANCHEZ et al. 1982). Die KAK im Unterboden ist bei 63 bis 29 % Basensättigung generell gering (20-15 cmol/kg Boden). Die höchsten Werte werden hier jeweils unter Wald, die geringsten unter älterem Kakaobestand gemessen, was auf die Dauer der Nutzung zurückzuführen ist.

Zusammenfassend lassen sich folgende Aussagen treffen: Die pH-Werte der Niederschlagssequenzen sind relativ konstant und zeigen keine saisonalen Abhängigkeiten. Aufgrund der Probengewinnung über Saugkerzen ist der pH in der Bodenlösung nicht quantifizierbar. Die pH-Werte der Bodenproben sind stark sauer und liegen im Aluminiumpufferbereich. Aus den pedogenen und geogenen Bedingungen resultieren stark saure Grundwässer, wohingegen im Vorfluter durch die Pufferung über die Sedimentfracht und die Photosyntheseaktivitäten des Phytoplanktons nahezu neutrale pH-Werte vorliegen.

5.2.1.3. Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit (EC_{25}) im Freiland- und Bestandsniederschlag ist mit Mittelwerten von 18 µS/cm und 43-52 µS/cm gering. Ausnahmen bilden einzelne Peaks bis maximal 123 µS/cm am 14.08.2002 (Station Kakao 7a) bzw. 23.08.2002 (Station Kakao 25a) (Abb. 5.7 [1]).
Ebenso niedrig liegen die mittleren Werte innerhalb des Grundwassers und im Vorfluter (18-41 µS/cm bzw. 63 µS/cm). Relativ hohe Leitfähigkeiten bis maximal 1500 µS/cm (BL105, Kakao 25a) werden dagegen in den Bodenlösungen erreicht, weshalb diese gesondert betrachtet werden. Die nachfolgende Graphik zeigt die Zeitreihen der Elektrischen Leitfähigkeit innerhalb der Niederschläge und der drei Bodenlösungsniveaus 25, 65 und 105 cm der Stationen Wald und Kakao 7a.

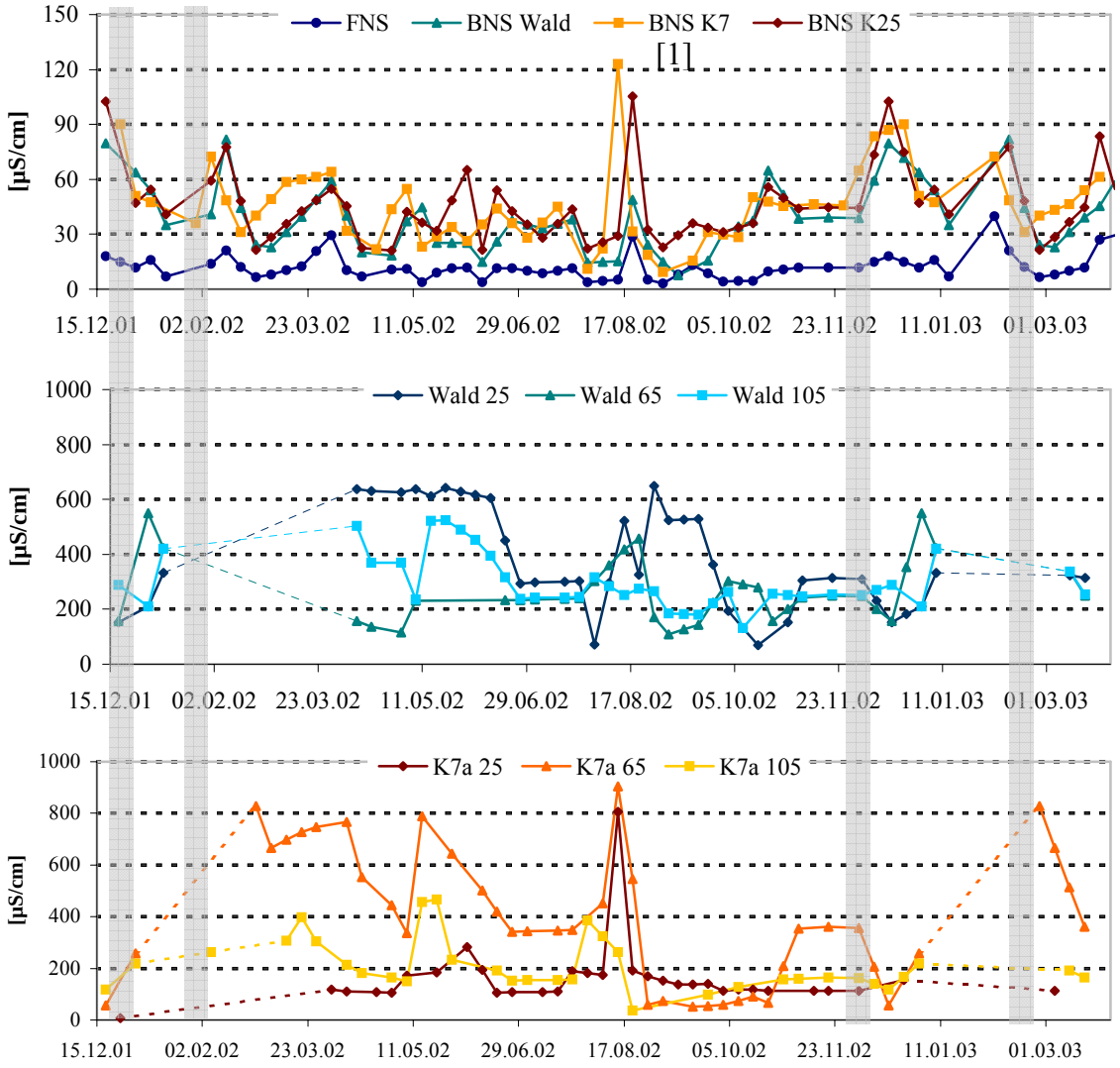


Abb. 5.7: Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm] in Freiland-, Bestandsniederschlag und den Bodenlösungen an den Stationen Wald und Kakao 7a; Balken markieren Beginn und Ende der jeweiligen Trockenzeit

An der Waldstation werden die höchsten Leitfähigkeiten im 25 cm-Niveau erreicht, wogegen die beiden Kakaoflächen in diesem Niveau die durchschnittlich niedrigsten Werte aufweisen. Dieses gegensätzliche Verhalten von Wald- und Kakaostationen findet sich auch in 65 cm Tiefe mit tendenziell geringster EC_{25} an der Waldmessfläche und höchsten Leitfähigkeiten an den beiden Kakaoplantagen. In 105 cm Tiefe liegen die Werte vor allem während der Regenzeiten zwischen den Werten des 25 cm- respektive 65 cm-Niveaus.

Die Leitfähigkeiten in 25 cm Tiefe steigen während und nach den Trockenzeiten bei einsetzenden Niederschlägen an (nicht beurteilbar an der Waldstation aufgrund von defekten Saugkerzen). Abgesehen von diesem Effekt ist die Amplitude in 25 cm Tiefe an beiden Kakaostationen und in allen drei Tiefen der Waldstation relativ klein. Dagegen reagieren die Leitfähigkeiten in 105 cm und noch ausgeprägter in 65 cm Tiefe stärker auf Niederschlagsereignisse während der Regenzeit. Die größte Spannweite der EC-Werte findet sich an der älteren Kakaoplantage.

Tabelle 5.4 gibt die vertikale Abfolge der mittleren EC_{25}-Werte von Freilandniederschlag bis Vorfluter wieder, Medianwerte und Spannweiten sind in Abb. 5.8 dargestellt. Die Abweichungen hinsichtlich der Minima/Maxima zwischen Sequenz- und Boxplotdiagrammen beruhen auf einem Ausschluss der maximalen Werte, die als Ausreißer identifiziert und dementsprechend nicht in die vergleichende deskriptive Statistik mit aufgenommen wurden.

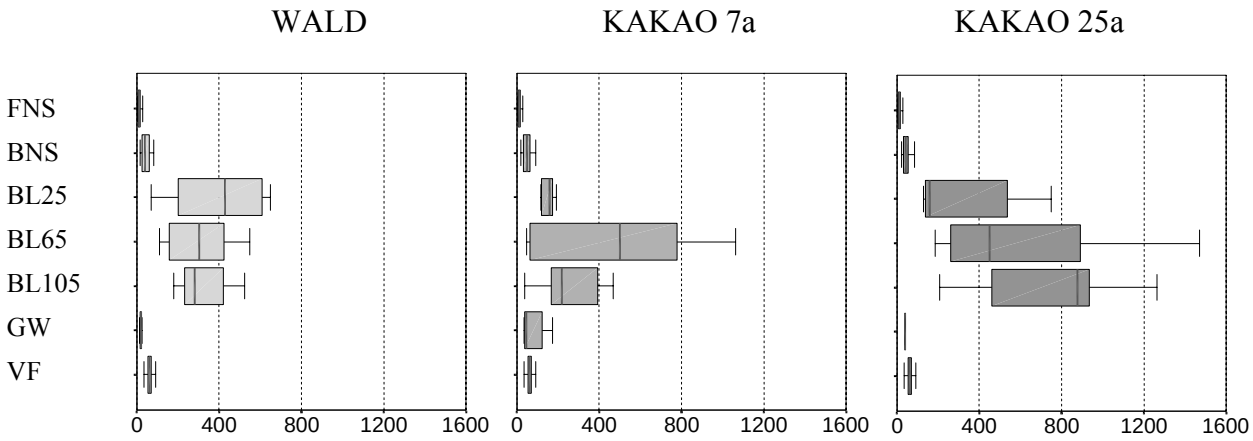


Abb. 5.8: Boxplots Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**	
FNS	58		13	a	9	58		13	a	9	58		13	a	9
BNS	56	→	43	b	21	56	→	52	b	24	56	→	48	b	24
BL25	39	→	396	c	211	39	→	143	c	69	38	→	402	c	423
BL65	38	->	341		238	39	→	453	d	373	36	→	628	d	416
BL105	32	->	322		115	36	->	263		146	34	->	754		329
GW	33	→	18	d	4	26	→	41	e	7	26	→	40	e	5
VF	208	→	63	e	14	208	→	63	f	14	208	→	63	f	14

Tab. 5.4: Deskriptive Statistik Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C [µS/cm] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen EC_{25}-Werteniveaus)

Im direkten Vergleich der drei Stationen sind die Mittelwertunterschiede der EC_{25} in den Bestandsniederschlägen nicht signifikant. Innerhalb der Bodenlösung in 25 cm Tiefe sind Abweichungen lediglich zwischen der Waldstation und der jungen Kakaostation, in 65 cm und später auch im Grundwasser zwischen der Waldstation und beiden Kakaoflächen statistisch abgesichert. Der deutliche Unterschied zwischen Wald und Kakao 25a setzt sich in 105 cm fort und besteht in diesem Tiefeniveau auch zwischen beiden Plantagen.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Die Elektrische Leitfähigkeit ist Funktion der in wässrigen Lösungen enthaltenen Inhaltsstoffe, sofern diese in Ionen dissoziiert sind.
Generell weisen Niederschläge aufgrund ihrer geringen Ionenkonzentration niedrige Leitfähigkeiten zwischen 5 und 30 µS/cm auf (MATTHESS 1994). In diesem Bereich liegen auch die Werte der Freiland- und Bestandsniederschläge der vorliegenden Studie. Dies lässt in Verbindung mit den pH-Werten auf eine weitgehend niedrige Belastung der Niederschläge schließen (HÜTTER 1994). Die Erhöhung der EC_{25} zwischen FNS und BNS ist durch direkte Abspülung von Blattflächen und Leachingeffekte im Kronenraum bedingt. Die Variabilität der EC_{25}-Zeitreihensequenzen in FNS und BNS ist neben den natürlichen Schwankungen, die vor allem durch den Niederschlag gesteuert werden, auf die Applikation von Düngern (März/April) und Pestiziden (August) zurückzuführen. Am ausgeprägtesten zeigt sich das anhand der Peaks am 14.08.2002 (Kakao 7a) bzw. 21.08.2002 (Kakao 25a), die zudem den starken Einfluss eines einzelnen lokalen Eingriffs (Pestizidapplikation) auf die benachbarten Ökosysteme einschließlich des Taï-Nationalparks verdeutlichen.

Die Werte der Elektrischen Leitfähigkeit innerhalb der Bodenlösung sind auf die höheren Ionenkonzentrationen aus Austausch- und Lösungsvorgängen mit der Bodenmatrix zurückzuführen. Hierbei spielt vor allem die oberflächennahe Lage der Pisolithschicht unter Wald (bereits ab 7 cm Tiefe) und jungem Kakaobestand (ab 50 cm Tiefe) eine Rolle. Aufgrund des konkretionären Gefüges mit sehr hohem Skelettanteil, das durch Fe- und Al-Sesquioxide verfestigt ist, gehen Verwitterungsprodukte der Silikatverwitterung in die Bodenlösung des jeweiligen Tiefenniveaus über (Skelettanteile >70%, deutlicher Anstieg von Fe und Al in den Bodentotalgehalten, s. Anhang II). An der älteren Kakaoplantage mit fehlendem pisolithischen Horizont wird dagegen eine kontinuierliche Zunahme der EC_{25} mit der Tiefe belegt, die sich vor allem bei Erreichen des Al-/Fe-Konkretionshorizontes in ca. 100 cm Tiefe äußert.
Die Pisolithschicht verschlechtert die Infiltrationsbedingungen. Der verfestigte Horizont verhindert ein gleichmäßiges Drainieren des Wassers und insbesondere bei Starkniederschlägen kann Staunässe auftreten. Dadurch bedingt sind wechselnde Redoxbedingungen und eine erhöhte Lösung insbesondere von Kationen. Aufgrund des Ausstreichens der Pisolithschicht nach NO kann zudem ein Lösungstransport über Interflow nicht ausgeschlossen werden.
Nach GEROLD (1993, 1994, 1997) ist der Wurzelraum in (Plinthic) Ferralsolen und Plinthosolen mit hohem Skelettanteil und pisolithischer Verfestigung auf eine Tiefe von 20 bis 30 cm beschränkt und bereits in 60 cm Tiefe sind nahezu keine Wurzeln mehr aufzufinden. Davon ausgehend findet der Hauptnährstoffentzug aus der Bodenlösung unter Wald und älterem Kakao mit begrenztem Wurzelraum bereits in 20 bis 30 cm Tiefe statt, während die Wurzelzone des nahezu skelettfreien Ferric Lixisols der älteren Kakaoplantage nicht limitiert ist. Dies geht aus den Vertikalprofilen der

Leitfähigkeit aufgrund der Überlagerung mit anderen Faktoren nicht eindeutig hervor, die im Rahmen der Analyse der Hauptpflanzennährstoffe näher betrachtet werden.

Einer dieser Faktoren ist der Gehalt an Tonmineralen und organischer Substanz der jeweiligen Horizonte, die die Ionenzusammensetzung der Bodenlösung über Austauschreaktionen steuert (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998) (auf das Verhalten des austauschbaren Anteils der einzelnen Kationen wird in den betreffenden Kapiteln eingegangen, s. auch Kap. 3.2.5. & Anhang II). So sind die hohen Werte in BL25 unter Wald und die generell größere Amplitude in diesem Niveau auf den höheren Gehalt organischer Substanz zurückzuführen, die pH-abhängig negative Ladung annimmt und Austauschreaktionen bedingt. Unter Wald nimmt der Tonanteil kontinuierlich mit der Tiefe zu, wohingegen unter jungem Kakao eine Mehranreicherung von Ton im Horizont 9-50 cm über der Pisolithschicht auftritt. Das Leitprofil der alten Kakaoplantage ist durch eine starke Abnahme des Tongehalts im Horizont 15-50 cm gekennzeichnet (von 11 auf 4 Gew.%), der im Folgenden mit der Tiefe ansteigt.
Der Einfluss der Pestizidgabe mit den deutlichen Konzentrationspeaks im August 2002 setzt sich auch in die Bodenlösung fort. Pestizide und insbesondere die beiden ausgebrachten Substanzen Dimethyl glycol phthalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$ - Bassudine) und Endosulfan ($C_9H_6Cl_6O_3S$ - Thiodan) werden schnell im Boden festgelegt. Dadurch sind die Konzentrationen im Tiefenniveau 105 cm geringer und die hohen Konzentrationen in der Bodenlösung treten nur in der Woche nach Pestizidapplikation auf.

Die pH-Werte der Grundwässer liegen nach MATTHESS (1994) ausschließlich im Bereich sehr mineralstoffarmer Grundwasser (<100 µS/cm). Dies gilt auch für alle gemessenen Leitfähigkeitswerte des Vorfluters (Maximum 102 µS/cm).

Vor allem Ca und Mg sind eng mit der Leitfähigkeit korreliert. Zudem konnte innerhalb der Bodenlösung ein enger Zusammenhang zwischen Leitfähigkeit und Na nachgewiesen werden (Kap. 5.3.).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die gemessenen Leitfähigkeiten der Niederschläge gering sind und mit Andauer der Regenzeit abnehmen. Die hohen Werte der Bodenlösung resultieren aus Austausch- und Lösungsvorgängen des variablen Anteils an Bodenwasser mit der Bodenmatrix. Die Unterschiede zwischen den drei Messflächen sind vor allem auf die bodenphysikalischen Bedingungen zurückzuführen. Bei Vorliegen des pisolithischen Horizonts unter Wald und Kakao 7a kommt es zu wechselfeuchten Bedingungen bzw. Staunässe, aus denen veränderte Lösungs- und Redoxbedingungen resultieren. In Grundwasser und Vorfluter sind die Werte der EC_{25} als gering einzustufen. Deutlichen Einfluss auf alle untersuchten Kompartimente zeigt jedoch die Applikation von Pestiziden. Der daraus abzuleitende Konzentrationspeak tritt aufgrund der schnellen Retention im Boden mit zunehmender Tiefe abgeschwächt und nur kurzfristig auf.

5.2.2. Alkalimetalle (Na, K)

Die **Natrium**konzentrationen der unterschiedlichen Teilbereiche von Freilandniederschlag bis Vorfluter sind durch niedrige bis sehr hohe Konzentrationen gekennzeichnet. Während in FNS und BNS bzw. in GW und VF die Konzentrationen relativ gering sind (von minimal 0,1 ppm Na im FNS bis maximal 5,9 ppm Na im Vorfluter) steigen die Werte innerhalb der Bodenlösung insbesondere der Waldstation auf sehr hohe Werte bis 134,0 ppm Na in BL25 an. Jedoch zeigen sich an den drei Messflächen unterschiedliche Tendenzen im vertikalen Durchgang der ungesättigten Bodenzone (Abb. 5.10). Im zeitlichen Trend sind die Konzentrationen in der Bodenlösung zum Teil durch relativ große Spannweiten z.B. in BL25 der Station Wald von 125,2 ppm Na gekennzeichnet (Abb. 5.9).

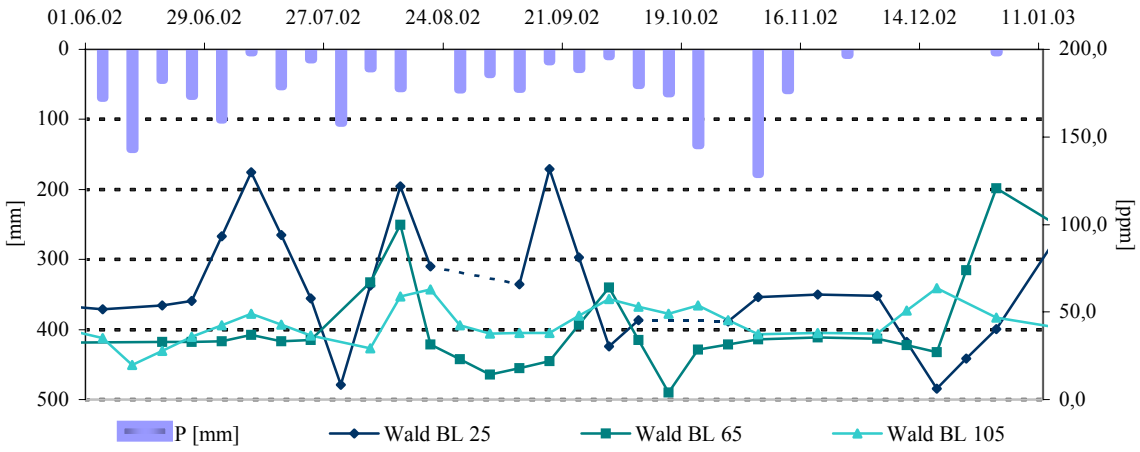


Abb. 5.9: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Natriumkonzentrationen [ppm Na] in den Bodenlösungsniveaus der Station Wald, 01.06.02 bis 11.01.03

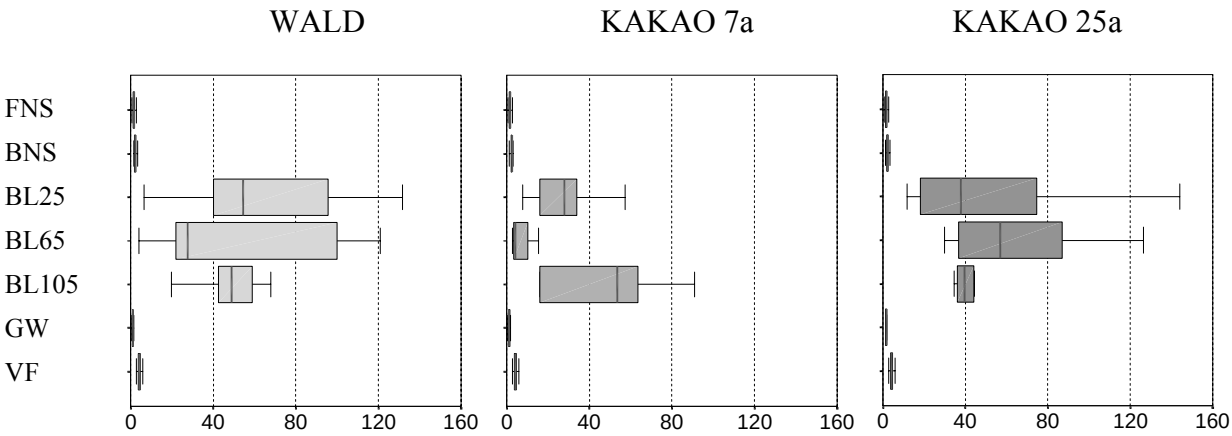


Abb. 5.10: Boxplots Natriumkonzentrationen [ppm Na]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

Im Vergleich zwischen den Stationen ist festzustellen, dass die Konzentrationsunterschiede von Na in den Bestandsniederschlägen nicht signifikant sind. In der Bodenlösung sind alle Mittelwertunterschiede zwischen der Waldstation und beiden Kakaoplantagen statistisch abgesichert, während sich die Grundwasserkonzentrationen der drei Messplots nicht signifikant unterscheiden.

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw
FNS	58		1,5	a	0,7	58		1,5	a	0,7	58		1,5	a	0,7
BNS	56	→	2,3	b	0,5	56	→	2,4	b	0,5	56	→	2,2	b	0,6
BL25	39	→	78,8	c	62,8	39	→	28,4	c	14,6	38	→	49,9	c	41,7
BL65	38	->	50,5		42,2	39	→	6,9	d	4,7	36	→	65,9	d	34,6
BL105	32	->	49,1		12,6	36	→	48,0	e	32,3	34	->	52,7		30,6
GW	33	→	1,1	d	0,3	26	→	1,1	f	0,4	26	→	1,5	e	0,4
VF	208	→	4,2	e	0,7	208	→	4,2	g	0,7	208	→	4,2	f	0,7

Tab. 5.5: Deskriptive Statistik Natrium [ppm Na] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Atmosphärisch ist Na überwiegend meerbürtig, so dass mit zunehmender Entfernung vom Meer ein deutlich abnehmender Gradient festzustellen ist (WEDEPOHL 1994**,** SCHLESINGER 1997). Dieser Trend wird auch im Untersuchungsgebiet bei dominierenden SW-Monsunen festgestellt. Im zeitlichen Verlauf zeigen die Na-Gehalte im FNS einen Anstieg mit Andauer der Regenzeit (s. auch Kap. 5.4.1.).

Bei Passage des Kronenraums wird der Natriumgehalt signifikant erhöht. Neben Leaching aus den Blättern kommt der Eintrag durch Abspülung trockener Deposition zum Tragen, dessen Anteil nach SWANK & HENDERSON (1976) zwischen 19-64 % betreffend der Ionen Ca^{2+}, Na^{+}, K^{+} und Mg^{2} beträgt. Diese stellen nach MILLER et al. (1993) aufgrund der leichten Verfügbarkeit den Hauptanteil der pflanzlichen Aufnahme unter Waldbeständen mit schnellem geschlossenen Nährstoffkreislauf dar. Durch die Vegetation wird der Anteil trockener Deposition erhöht, wobei die horizontale Bewegung der Blätter vor allem in Meernähe ein wichtiger Faktor bezüglich der Einträge von Na, Mg, Cl und SO_4 ist (ART et al. 1974, POTTS 1978). Bei Einsetzen des Harmattans werden die meerbürtigen Stoffeinträge durch Staubdepositionen ersetzt, die ebenfalls - wenn auch geringe - Na-Einträge mit sich bringen (YOUBOUÉ 1991 - nicht quantifiziert).
Im Vergleich zu anderen Studien liegen die Na-Werte im FNS und BNS im Bereich der Ergebnisse von HETZEL (1999) im Osten der Côte d'Ivoire mit FNS 3,0 ppm Na und BNS 3 bis 3,2 ppm Na.

In die ungesättigte Bodenzone gelangt Na aus der organischen Substanz und vor allem aus Verwitterungsprodukten und Niederschlagswasser (u.U. auch über Düngergaben). Na verbleibt nach dem Freisetzen durch die Mineralverwitterung weitgehend in Form von Na^{+}-Ionen in Lösung. Im Gegensatz zu K spielt die Adsorption von Na über Austauschprozesse in der Regel eine untergeordnete Rolle. In diesem Fall wird Na gegenüber K in Oberflächengewässern (v.a. in abflusslosen Becken) und den Ozeanen relativ angereichert. Nach MERKEL & SPERLING (1994) bleibt Na vor allem unter humiden Bedingungen in Lösung und wird schnell ausgewaschen. Deshalb werden unter normalen Bedingungen Werte von 70 ppm Na in der Bodenlösung nicht überschritten.
Natrium ist im Vergleich zu Kalium als Pflanzennährstoff weniger essentiell und hat vor allem Bedeutung innerhalb der osmotischen Regulation des Wasserhaushalts. Dementsprechend sind die

Natriumgehalte in der Littersubstanz deutlich niedriger als die des Kaliums. HETZEL (1999) gibt Eintragsraten über Litter von 0,8 kg/ha*a unter Kakao bzw. 1,1 kg/ha*a unter Wald an.

Die Stationsunterschiede der Na-Konzentrationen innerhalb der Bodenlösung sind demnach nicht aus signifikant abweichenden Einträgen aus der Dekomposition organischen Materials zu erklären (ein rein atmosphärischer Eintrag ist aufgrund der Nähe zwischen den Messflächen auszuschließen). Da die höchsten Werte an der Waldstation gemessen werden, ist zudem von einer anthropogenen Quelle abzusehen. Die Na-Gehalte in den den Bodenlösungsniveaus entsprechenden Horizonten der Leitprofile zeigen sowohl in den Totalgehalten als auch betreffend des austauschbaren Na an allen drei Stationen eine deutliche Zunahme von Na mit der Tiefe. Dieser Effekt ist am stärksten an der Waldstation ausgeprägt (1089 ppm Na Totalgehalt bei 0,6 cmol/kg Boden austauschbarem Na in 63-100 cm Tiefe). Da die hohen Konzentrationen der Waldfläche vor allem in 25 cm Tiefe auftreten, ist trotz der Zunahme der austauschbaren und Totalgehalte Natriums im Leitprofil kein direkter Einfluss des anstehenden Gesteins bzw. eines Natriumanreicherungshorizontes gegeben. Die Waldstation weist im Vergleich zu den anderen Stationen den tiefsten Grundwasserhorizont auf, so dass von einem Einfluss auf- bzw. abwärts gerichteter Grundwasserbewegung im Boden abzusehen ist.
Demnach spielt der durch hohe Skelettanteile (>80 %)gekennzeichnete, konkretionäre Bodenhorizont in 7 bis 63 cm unter Wald eine zentrale Rolle. Nach Niederschlag kann an diesem in relativer Nähe zur Oberfläche gelegenen Horizont ein Staueffekt einsetzen. Bei Evaporation und Wasserentzug durch die Pflanzenwurzeln verbleibt das mit dem Niederschlag eingetragene Na in diesem Horizont und geht bei einem folgenden Ereignis erneut in die Bodenlösung über (eine relative Mehranreicherung in der Wurzelzone ist auch durch den selektiven Nährstoffentzug der Pflanzen gegeben, die der Bodenlösung bevorzugt Ca und Mg entziehen). Diese Aussage stützt die Tatsache, dass die hohen Na-Gehalte ausschließlich während der Regenzeit auftreten.
Ähnliche Bedingungen finden sich mit Skelettanteilen von 72 % an der jüngeren Kakaoplantage im Horizont 50 bis 100 cm Tiefe, während die Na-Konzentrationen an der älteren Plantage entsprechend dem Verlauf der Gehalte an austauschbarem Na und der Totalgehalte mit der Tiefe kontinuierlich zunehmen.

Auf Basis der Ausgangsgesteine und deren tiefgründiger Verwitterung kommt es nach SERRUYA (1983) in Westafrika nach Erosion und Auswaschung durch hohe Niederschläge zu einer relativen Mehranreicherung von Natrium und Kalium gegenüber Calcium, Hydrogencarbonaten und Sulfaten in den Gewässerkörpern. Insbesondere für Na geht dies aus den vorliegenden Analysen nicht hervor, was aufgrund der hohen Konzentrationen in der Bodenlösung nur schwer erklärbar scheint. Eine mögliche Ursache ist in den Austauschreaktionen der Bodenmatrix zu suchen. Bei starkem Konzentrationsüberschuss von Na^+ gegenüber z.B. Ca^{2+} und Mg^{2+} in der Bodenlösung können letztere von ihren Austauscherplätzen verdrängt werden und finden sich dann in erhöhten Mengen in Grundwasser und Vorfluter (MERKEL & SPERLING 1994). Wie unter Kapitel 5.2.3. gezeigt wird, sind die Konzentrationen von Ca und Mg im Grundwasser gering, steigen jedoch im Vorfluter um ca. Faktor 20 an. Dies ist nicht allein durch den direkten Input organischen Materials in den Vorfluter bzw. Bodenwasserzuflüsse erklärbar - in diesem Fall müsste auch Na deutlich ansteigen. Bei Gegenüberstellung der Gehalte im Boden zeigt sich sowohl in Bezug auf die austauschbaren Anteile als auch der Totalgehalte ein gegensätzlicher Trend mit der Tiefe. Natrium nimmt an allen Leitprofilen mit der Tiefe zu, während die Ca- und Mg-Gehalte von initial hohen Werten im Oberboden mit der

Tiefe kontinuierlich abnehmen. Die Berechnung der Stoffflüsse und Bilanzierung zwischen Ein- und Austräge (Kap. 5.4.1.) verdeutlicht, dass im Gegensatz zu Mg und Ca trotz hoher Einträge mit dem Niederschlag Na im Ökosystem gespeichert wird.

Im Referenzvorfluter Audrenisrou stehen den mittleren Na-Gehalten von 4,2 ppm des Hana leicht höhere Werte von 5,1 ppm Na gegenüber, die im natürlichen Schwankungsbereich liegen (s. auch Kap. 5.3.4.3.). Mit 6,2 ppm Na geringfügig höher liegen die Werte, die STOORVOGEL (1993) für den Audrenisrou ermittelte. Vergleichswerte anderer Regionen der Côte d'Ivoire sind dagegen mit 13,4 ppm Na für den Bossématié (FISCHER 1998) bzw. 12,6 ppm Na für den Nzi (ILTIS & LÉVÈQUE 1982) deutlich höher. Diese Untersuchungen wurden jedoch in anderen Niederschlagsregimes durchgeführt. Generell nehmen die Na-Konzentrationen in den Vorflutern mit abnehmenden Niederschlägen zu (ILTIS & LÉVÈQUE 1982).

Aus den Ergebnissen ergeben sich folgende Konsequenzen in Bezug auf die Na-Vorkommen: Natrium im Freilandniederschlag entstammt vorwiegend den Niederschlägen und weniger den Staubeinträgen über den Harmattan. Die hohen Na-Konzentrationen der Bodenlösung werden auf bodenphysikalische Bedingungen zurückgeführt, Antagonismen austauschbarer Nährstoffe (hier $Na^{+} \leftrightarrow Ca^{2+}$ / Mg^{2+}) bedingen niedrige Konzentrationen in Grundwasser und Vorfluter. Eine anthropogene Na-Quelle wird ausgeschlossen.

Kalium ist im Gegensatz zu Natrium nicht durch eine Anreicherung in der ungesättigten Zone charakterisiert. Die deutlichste Konzentrationszunahme an allen Stationen findet bei der Passage des Kronenraums statt, was im zeitlichen Verlauf vor allem durch Niederschlagsereignisse reguliert wird (s. Tab 5.6). Die K-Konzentrationen im FNS sind konstant niedrig und reichen von 0,1 ppm bis 0,8 ppm K. Im Bestandsniederschlag aller Stationen werden die höchsten Werte bei stark ausgeprägten Werteamplituden von maximal 1,1 ppm bis 20,6 ppm K (Kakao 7a) erreicht. Dabei sind die Konzentrationen in FNS und aller BNS signifikant korreliert (Tab. 5.6). Die Zeitreihe der K-Konzentrationen in 25 cm Tiefe an der Waldstation weist ebenfalls größere Mittelwertabweichungen auf. Die Werte reichen von 0,1 ppm bis 6,2 ppm K, wobei die höheren Konzentrationen während längerer Phasen mit geringen bis fehlenden Niederschlägen auftreten. Alle weiteren Kompartimente sind durch niedrige Konzentrationen (0,1 ppm K in BL105 der Stationen Wald und Kakao 25a bis 3,0 ppm K im Vorfluter) bei geringen Standardabweichungen (s. Tab. 5.7) gekennzeichnet.

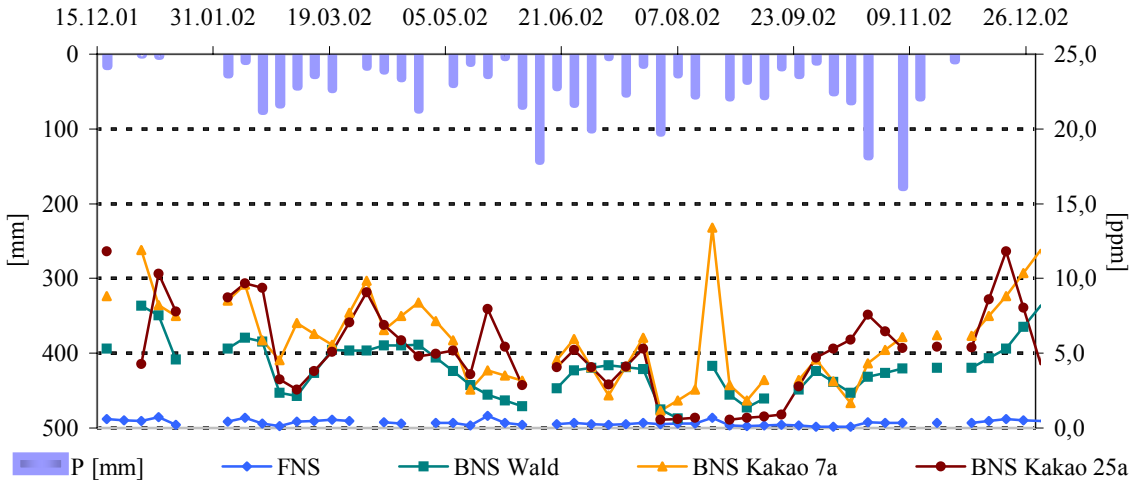


Abb. 5.11: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Kaliumkonzentrationen [ppm K] in Freiland- und Bestandsniederschlag (Wald, Kakao 7a, Kakao 25a), 12/01-30/03

	P (7d)	FNS	BNS Wald	BNS Kakao 7a	BNS Kakao 25 a
P (7d)		-0,47	-0,40	-0,60	-0,42
FNS	-0,47		0,56	0,74	0,59
BNS Wald	-0,40	0,56		0,78	0,71
BNS Kakao 7a	-0,60	0,74	0,78		0,64
BNS Kakao 25a	-0,42	0,59	0,71	0,64	

Tab. 5.6: Spearman-Korrelationskoeffizienten: wöchentliche Niederschläge (P 7d) und Kaliumkonzentrationen in FNS und BNS, n = 58, Signifikanzniveau α = 0,01

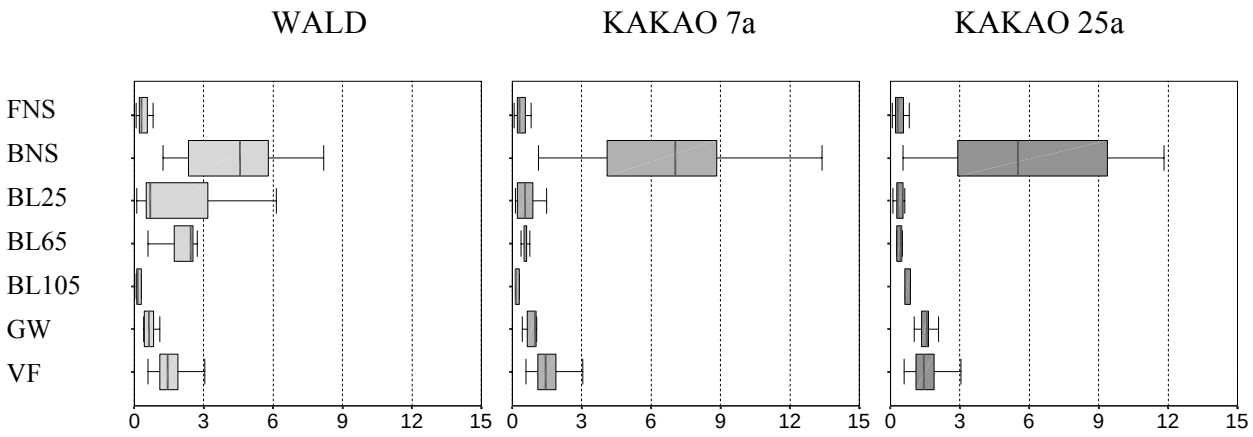


Abb. 5.12: Boxplots Kaliumkonzentrationen [ppm K]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw
FNS	58		0,4	a	0,2	58		0,4	a	0,2	58		0,4	a	0,2
BNS	56	→	4,4	b	2,0	56	→	2,4	b	0,6	56	→	6,0	b	3,6
BL25	39	→	2,0	c	1,1	39	→	0,6	c	0,4	38	→	0,4	c	0,2
BL65	38	->	2,1		0,8	39	→	0,6	d	0,1	36	->	0,4		0,1
BL105	32	→	0,2	d	0,1	36	→	0,2	e	0,1	34	->	0,6		0,3
GW	33	→	0,7	e	0,3	26	→	0,9	f	0,2	26	→	1,5	d	0,4
VF	208	→	1,6	f	0,6	208	→	1,6	g	0,6	208	→	1,6	e	0,6

Tab. 5.7: Deskriptive Statistik Kalium [ppm K] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Bei Gegenüberstellung der drei Messplots sind die Mittelwertunterschiede in den Bestandsniederschlägen lediglich zwischen Wald und Kakao 7a signifikant. In den Bodenlösungen sind die Differenzen stärker ausgeprägt. Im Niveau 25 cm ist die Waldstation von beiden Kakaostationen deutlich abgrenzbar, in 65 cm Tiefe sind alle Mittelwertunterschiede signifikant, während in 105 cm Tiefe nur die beiden Plantagen abweichende Werte aufweisen. Die Grundwasseranalysen ergaben eindeutig differenzierbare Mittelwerte zwischen der Kakao 25a-Fläche zu den beiden anderen Messstationen.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Kalium wird atmosphärisch ebenfalls überwiegend aus ozeanischer Gischt eingetragen, jedoch im Vergleich nur ca. 10 % der Menge an Natrium (MILLER et al. 1961). Über gedüngten Flächen ist der staubförmige Eintrag von K zu berücksichtigen und im spezifischen Fall Westafrikas der Input über den Harmattan (GROVE 1972, FÖLSTER 1990). Diesen quantifiziert STOORVOGEL (1993) im Westen des Taï-Nationalparks mit 1,2 kg K/ha*a. Bei der Betrachtung der Zeitreihensequenzen des FNS zeigt sich der Einfluss des Harmattans nicht offensichtlich, jedoch verweist die negative Korrelation zwischen der K-Konzentration in FNS und der Niederschlagsmenge auf den saisonalen Mehreintrag während der Trockenzeit (Tab. 5.6).

In den Bestandsniederschlägen zeigen sich durch hohe Eintragsraten während der Trockenzeit und durch die Applikation von Düngern im April/Mai 2002 deutliche Anstiege. Hohe Konzentration zum Ende der Trockenzeit bei Einsetzen der ersten bedeutenden Niederschläge findet auch BERNHARD-REVERSAT (1975) in einem immergrünen Regenwald im Süden der Côte d'Ivoire.
Im zeitlichen Trend nehmen die Gehalte im BNS mit Ausnahme des düngerbedingten Peaks mit Andauer der Regenzeit ab. Der Peak am 21.08.2002 bei der jungen Kakaoplantage steht in Verbindung mit den fehlenden Niederschlägen der Vorwochen. Da auch Si zu diesem Zeitpunkt einen Peak aufweist (Kap. 5.2.8.), kann davon ausgegangen werden, dass der Anstieg aus der Deposition terrestrischer Stäube resultiert.

Abgesehen davon ist die Auswaschung von K aus den Blättern hauptverantwortlich für die starke Konzentrationszunahme nach Passage des Kronenraums. Nach BERNHARD-REVERSAT (1975) wird über Blattleaching im Kronenraum 60 % des Kaliums an den Boden zurückgegeben gegenüber 40 % über die Litterdekomposition. Die Leachingraten sind dabei stark abhängig vom Blattflächenindex und dem K-Gehalt in den Frischblättern. Die Frischblattgehalte von Kakaoblättern sind dabei nach HETZEL (1999) höher als in Blättern eines halbimmergrünen Regenwaldes (23,7 g/kg Kakao gegenüber 17,9 g/kg Wald).
Der unterschiedliche Bedeckungsgrad der drei Messflächen (größter Bedeckungsgrad an der Waldfläche - niedrigster an der jüngeren Kakaofläche) ist maßgebliche Ursache der signifikanten Differenzen. Der fehlende Unterschied zwischen Wald und älterer Kakaofläche wird auf eine ausgleichende Wirkung des höheren Blattflächenindex des Waldbestandes und der höheren Leachingraten des Kakaobestandes zurückgeführt.
Die resultierenden K-Gehalte im Bestandsniederschlag (4,4 ppm K unter Wald, 2,0 bis 6,2 ppm K unter Kakao) sind gut vergleichbar mit den Ergebnissen eines immergrünen Regenwaldes auf dem Banco Plateau von 4,0 bis 5,1 ppm K (BERNHARD-REVERSAT 1975). Im Bossématié liegen bereits die Ausgangsgehalte des Freilandniederschlages um Faktor 2 höher und steigen im Bestandsniederschlag auf 7,6 / 7,9 ppm K (Kakao / Wald) an (HETZEL 1999).
Die im Vergleich zum Leaching geringfügigere Bedeutung des K-Eintrags über Litter ist auch darauf zurückzuführen, dass 40 % (Kakao) bzw. 55 % (Wald) des Kaliums vor Abszision der Blätter in die Pflanze zurückverlagert wird. Nach HETZEL (1999) werden über Litter 52 kg K/ha*a (Kakao) bzw. 69 kg K/ha*a (Wald) eingetragen. Weitere Vergleichswerte für den Littereintrag eines immergrünen Regenwaldes in der Côte d'Ivoire geben BERNHARD (1970) mit 18 bis 29 kg/ha*a und BERNHARD-REVERSAT (1975) mit 28 bis 82 kg/ha*a bei insgesamt hoher Primärproduktion des Bestandes.

In Boden und Sickerwasser gelangt Kalium über das Niederschlagswasser, aus dem Abbau organischer Substanz, Verwitterungsprozesse und Düngerapplikationen.
Eine weitere Kaliumsenke stellt der Einbau des essentiellen Spurenstoffs K in die organische Substanz dar. Wasserlösliches und austauschbares Kalium wird von Pflanzen leicht aufgenommen. Insbesondere an beiden Kakaoplantagen zeigt sich trotz des Eintrags über Leaching bzw. Litterdekomposition und der Düngergaben bereits in BL25 ein starker Rückgang der K-Gehalte im Vergleich zum Bestandsniederschlag. Demgegenüber sind die Konzentrationen unter Wald auch bis BL65 signifikant höher. Diese Tendenzen zeigen sich auch in den Gehalten an austauschbarem Kalium in den Leitprofilen (Anhang II). Unter Wald nehmen diese von initial 3,5 cmol K/kg Boden in 0-7 cm auf 1,8 cmol K/kg Boden in 63-100 cm Tiefe ab. Der Wert des Unterbodens unter Wald wird an beiden Kakaoflächen bereits im obersten Horizont gemessen (1,7 zw. 1,9 cmol K/kg Boden) und sinkt mit zunehmender Bodentiefe nur leicht. Dagegen nehmen die K-Totalgehalte aller untersuchten Leitprofile kontinuierlich mit der Tiefe zu. Diese Ergebnisse werden auch durch die relativ hohen Konzentrationen der um die Austauscherplätze konkurrierenden Ca- und Mg-Ionen in der Bodenlösung belegt (Kap. 5.2.3.). Aufgrund der fehlenden Abhängigkeit zwischen austauschbarem K und Tongehalt der betrachteten Horizonte wird eine K-Fixierung ausgeschlossen, die K in eine nicht-austauschbare Form überführt (abhängig vom Anteil aufweitbarer Tonminerale und deren K-Selektivität).
Die Unterschiede zwischen Wald und Plantagen hinsichtlich der K-Gehalte des Bodens verweisen auf den hohen Kaliumbedarf der Kakaopflanzen, der sich auch in potentiell höheren Frischblattgehalten

und einer höheren Effizienz der Nährstoffspeicherung (Rückverlagerung vor Abszision) äußert. Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen muss in diesem Zusammenhang eine ausreichende Applikation von K (und auch P, s. Kap. 5.2.7.) über Dünger in Frage gestellt werden.
Hinsichtlich des Nährstoffexports ist an den Plantagen zudem der Ernteentzug zu berücksichtigen. Bei durchschnittlich 0,8 t/ha Kakaobohnenertrag (Befragung der lokalen Bauern, n = 160) ist nach den Nährstoffanalysen von HETZEL (1999) mit einem K-Entzug von 3,0 kg K/ha*a zu rechnen.

Aufgrund des Einbaus von K in Mineralneubildungen und die adsorptive Bindung an Tonminerale ist die Konzentration in Grundwasser und Oberflächengewässern gering, da die K^+ -Ionen schnell aus der wässrigen Phase entfernt werden (DAVIES & DE WIEST 1967, HEM 1985). Die gegenüber den anderen Flächen erhöhten K-Gehalte im Grundwasser unter der älteren Plantage sind vor allem Resultat einer leichten Zunahme von austauschbarem K in der Tiefe, die sich bereits in BL105 zeigt.

Die Erhöhung zwischen Grundwasser und Vorfluter ist durch Verwitterungsprodukte, vor allem jedoch durch den direkten Input organischen Materials über die dichte Ufervegetation zu erklären, aus dem im wässrigen Medium ein großer Anteil des im Blatt enthaltenen Kaliums in Lösung geht. Für diesen Befund sprechen auch die signifikanten Korrelationen zwischen TOC, TNb und Kalium im Vorfluter (Kap. 5.3.4.1.).

Im zeitlichen Trend zeigt sich wie bei Na eine Verdünnung der K-Konzentration mit steigendem Abfluss (Kap. 5.3.4.1.). Mit im Mittel 1,6 ppm K sind die gemessenen Gehalte des Vorfluters sehr gut vergleichbar mit den im Audrenisrou ermittelten 1,9 ppm K (diese Studie) bzw. 2,0 ppm K (STOORVOGEL 1993). ILTIS & LÉVÈQUE (1982) geben für mehrere ivorische Flüsse Werte von 1,9 bis 5,0 ppm K bei leicht höheren Gehalten während der Trockenzeit an.

Zusammenfassend lassen sich aus den Ergebnissen folgende Schlüsse ziehen: Kalium wird atmosphärisch in geringen Anteilen über den Harmattan eingetragen. Im Vergleich zu anderen Nährstoffen stellt K^+ den dominierenden Nährstoff dar, der über Leachingprozesse an den Boden zurückgeführt wird. In der ungesättigten Bodenzone beeinflussen Austauschprozesse an Tonmineralen und der organischen Substanz die Kaliumretention. In der Regel wird K^+ schnell wieder von Pflanzen aufgenommen, wobei insbesondere die Kakaoplantagen einen hohen Kaliumbedarf besitzen und K^+ in bedeutenden Mengen mit der Ernte entzogen wird. Dementsprechend niedrig sind die Gehalte im Grundwasser. Die dagegen als hoch zu bewertenden Kaliumgehalte des Vorfluters sind vor allem auf den direkten Input organischen Materials über die Ufervegetation zurückzuführen, aus denen K^+ ausgewaschen wird.

5.2.3. Erdalkalimetalle (Ca, Mg)

Die Wertespanne der Calciumkonzentrationen reicht von minimal 0,1 ppm Ca im Freilandniederschlag bis maximal 9,6 ppm Ca im 25 cm Bodenlösungsniveau der Kakao 25a-Plantage. Die minimalen Magnesiumwerte mit 0,0 ppm Mg (n.n. = <10 ppb) werden ebenfalls im FNS gemessen, während die maximalen Konzentrationen im Vorfluter mit 3,9 ppm Mg erreicht werden. Im Vergleich beider Parameter (Abb. 5.13, Station Kakao 25a) zeigen sich ähnliche Trends bei abweichenden Verhältnissen zwischen Ca und Mg (Abb. 5.16). Die Korrelationskoeffizienten von Ca zu Mg reichen von 0,41 (FNS) bis 0,96 (BNS Kakao 7a).

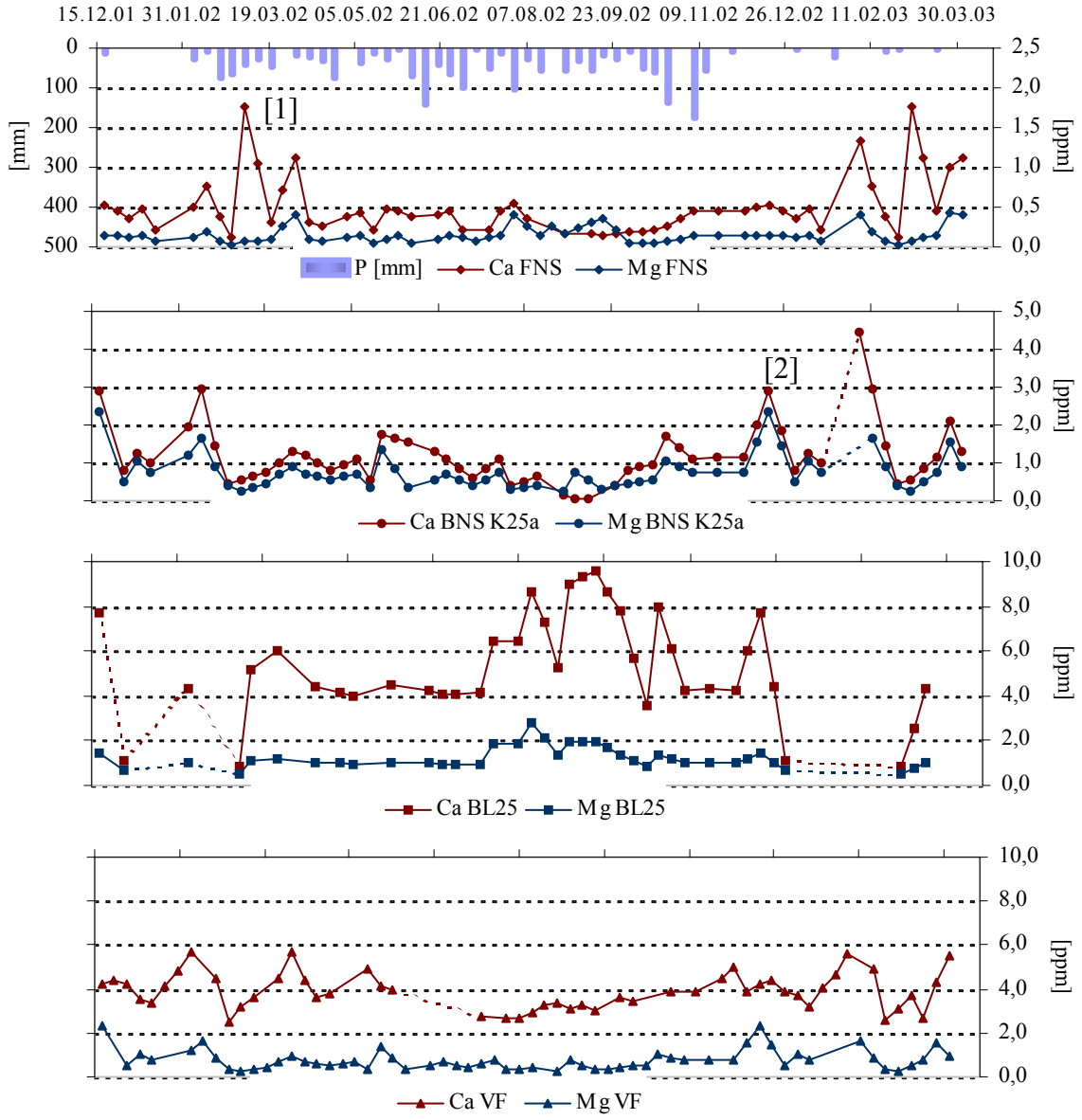


Abb. 5.13: Wöchentliche Niederschläge [mm], Calcium- und Magnesiumkonzentrationen [ppm Ca/ppm Mg] in FNS, BNS, BL25 und VF (Station Kakao 25a), 12/01-30/03

Bei insgesamt geringen Ca- und Mg-Werte im FNS fallen einzelne Konzentrationspeaks auf, die auf einsetzende Niederschläge nach Trockenperioden zurückzuführen sind. In den Bestandsniederschlägen zeigen sich ausgeprägtere Amplituden mit höheren Konzentrationen bis maximal 6,3 ppm Ca bzw. 3,2

ppm Mg im BNS der jungen Kakaoplantage. Die Maxima aus dem FNS finden sich nur teilweise in den BNS-Konzentrationsverläufen von Ca und Mg (13.02.02 bzw. 18.02.03, Abb. 5.13 [1]), zusätzliche Peaks treten hier direkt nach nur geringen Niederschlägen auf (z.B. 20.12.02, [2]).
Bis zur Bodenlösung in 25 cm Tiefe erhöhen sich die Konzentrationen beider Kationen weiter (maximal 9,6 ppm Ca bzw. 2,8 ppm Mg, Station Kakao 25a), die jeweiligen Maxima werden in der Regenzeit erreicht. Während dieser Saison zeigen sich im Vergleich zwischen BL25 und den Niederschlägen nahezu gegenläufige Tendenzen.
Die Tendenzen aus BL25 setzen sich mit abnehmenden Gehalten in 65 cm und 105 cm Tiefe fort, während die sehr niedrigen Calcium- und Magnesium-Konzentrationen des Grundwassers (maximal 2,8 ppm Ca, 1,6 ppm Mg, Station Kakao 7a) im zeitlichen Verlauf aller Stationen sehr konstant sind.

Die Elementkonzentrationen der Vorfluterlösungen sind im zeitlichen Trend wieder mit denen der Bestandesniederschläge vergleichbar und zeigen einen Rückgang mit andauernder Regenzeit. Hier werden Werte zwischen 1,3 bis 8,2 ppm Ca bzw. 0,6 bis 3,9 ppm Mg erreicht. Im Vertikalprofil der Mittelwerte werden im Vorfluter hohe Mg- und jeweils höchste Ca-Konzentrationen erreicht (Abb. 5.14, Abb. 5.15).

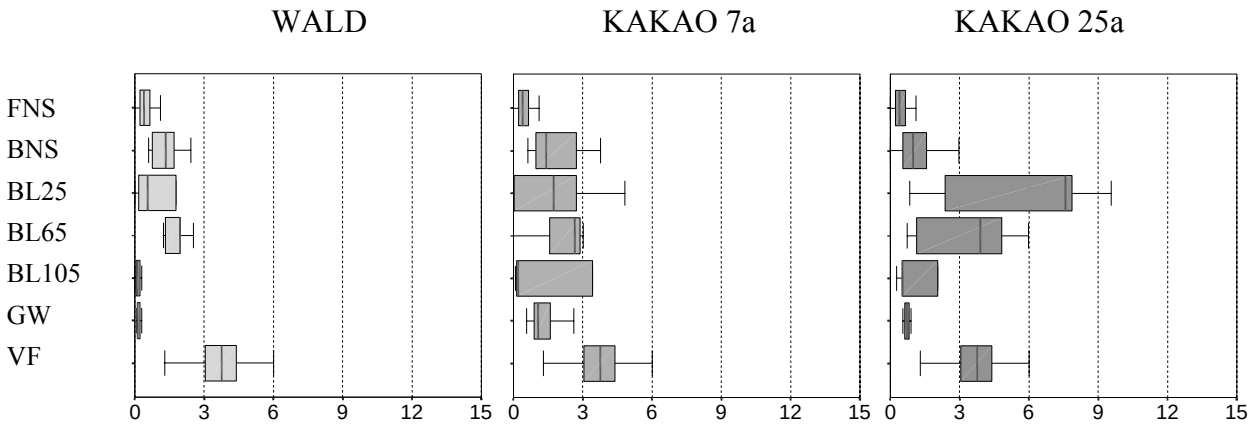


Abb. 5.14: Boxplots Calciumkonzentrationen [ppm Ca]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

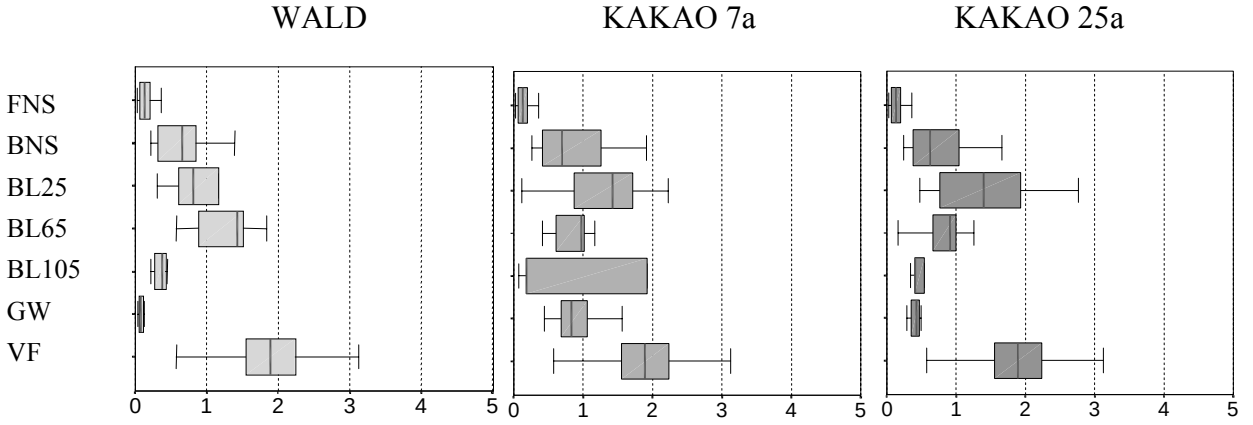


Abb. 5.15: Boxplots Magnesiumkonzentrationen [ppm Mg]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n	Mittel		Stabw		n	Mittel		Stabw		n	Mittel		Stabw	
FNS	58		0,5	a	0,5	58		0,5	a	0,5	58		0,5	a	0,5
BNS	56	→	1,4	b	0,6	56	→	1,1	b	1,3	56	→	1,3	b	1,0
BL25	39	->	1,5		1,8	39	->	1,9		1,6	38	→	5,8	c	3,3
BL65	38	->	1,6		0,8	39	->	2,1		1,0	36	→	3,3	d	2,1
BL105	32	→	0,1	c	0,1	36	->	1,5		1,8	34	→	1,1	e	0,9
GW	33	->	0,2		0,1	26	->	1,4		0,7	26	->	0,8		0,2
VF	208	→	3,9	d	1,1	208	→	3,9	c	1,1	208	→	3,9	f	1,1

Tab. 5.8: Deskriptive Statistik Calcium [ppm Ca] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n	Mittel		Stabw		n	Mittel		Stabw		n	Mittel		Stabw	
FNS	58		0,2	a	0,1	58		0,2	a	0,1	58		0,2	a	0,1
BNS	56	→	0,7	b	0,3	56	→	0,9	b	0,6	56	→	0,8	b	0,6
BL25	39	→	1,1	c	0,7	39	→	1,3	c	0,6	38	→	1,4	c	0,7
BL65	38	->	1,2		0,4	39	→	0,8	d	0,3	36	→	0,8	d	0,4
BL105	32	→	0,4	d	0,1	36	->	0,9		1,0	34	->	0,5		0,1
GW	33	→	0,1	e	0,1	26	->	0,9		0,4	26	->	0,4	e	0,1
VF	208	→	1,9	f	0,5	208	→	1,9	e	0,5	208	→	1,9	f	0,5

Tab. 5.9: Deskriptive Statistik Magnesium [ppm Mg] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Bei der vergleichenden Betrachtung der drei Messflächen sind die Ca-Mittelwertunterschiede zwischen den Bestandsniederschlägen der Kakaoplantagen und den Bodenlösungskonzentrationen in 25 cm Tiefe der Wald- und Kakao 25a-Fläche bzw. zwischen beiden Plantagen signifikant. In BL105 sind lediglich die Mittelwerte zwischen Wald und älterer Kakaofläche deutlich differenzierbar, dagegen weichen die Grundwasserkonzentrationen von Ca an allen drei Messflächen voneinander ab. Letzteres besitzt auch für die Mg-Gehalte Gültigkeit, während ansonsten lediglich die Unterschiede der Mittelwerte zwischen Wald und jüngerer Kakaoplantage im Niveau 65 cm signifikant sind.

Im direkten Vergleich zwischen Ca und Mg zeigen sich im vertikalen Vergleich vor allem innerhalb der ungesättigten Bodenzone abweichende Tendenzen. Die Ca/Mg-Verhältnisse in FNS und BNS betragen im Mittel 3,3 (FNS) und 1,2 - 2,1 (BNS). Innerhalb der Bodenlösung folgen die Ca/Mg-Quotienten den Calcium-Konzentrationsverläufen mit Abnahmen an der Waldstation von 1,4 auf 0,4

bzw. an der 25 Jahre alten Kakaostation von einem hohen Quotienten von 4,1 auf 2,4. Innerhalb des Grundwassers liegen alle Quotienten im Bereich zwischen 1,5 und 1,9 und erreichen im Vorfluter 2,0.

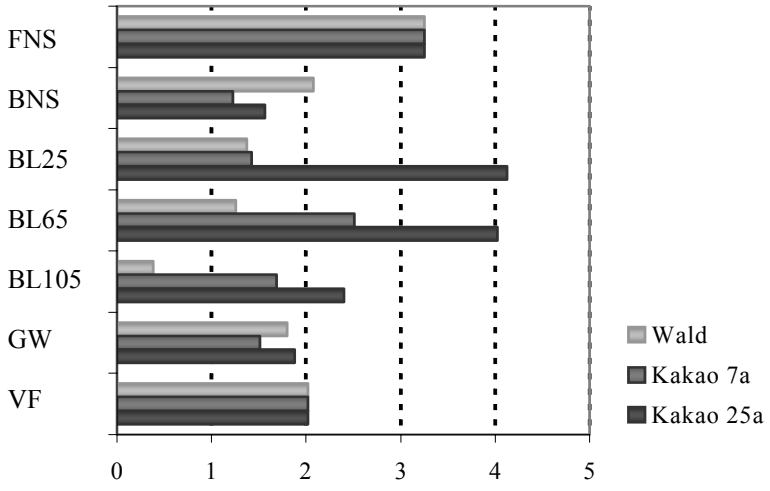


Abb. 5.16: Ca:Mg-Quotienten in FNS, BNS, BL25 bis 105, GW und VF, alle Stationen

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Die großen Übereinstimmungen zwischen Calcium und Magnesium im zeitlichen Trend beruhen auf dem gleichen Verhalten (und der gleichen Wertigkeit) der Kationen.

Ca und Mg im Niederschlag sind vorwiegend meerbürtig. In Bezug auf Magnesium gibt das Verhältnis zu Na Anhalt für dessen Herkunft. In Meerwasser beträgt der Quotient Mg:Na 1,2, für den Freilandniederschlag der vorliegenden Studie errechnet sich ein Quotient von 1,3, weshalb von einer nahezu rein meerbürtigen Herkunft des Magnesiums im Freilandniederschlag ausgegangen werden kann (SCHLESINGER 1997). Dies ist aufgrund der größeren Abhängigkeit von Ca zu CO_2-Partialdruck und pH nicht auf Calcium übertragbar. Neben der Ausblasung aus Meeresgischt ist vor allem in Bezug auf Ca der Harmattan weitere Eintragsquelle (GROVE 1972, FÖLSTER 1991). STOORVOGEL (1993) quantifiziert diesen mit 3,4 kg Ca/ha*a gegenüber 0,4 kg Mg/ha*a. HERRMANN (1997) gibt für ein Gebiet im südwestlichen Ghana Eintragsraten von 3,5 kg Ca/ha*a (Mg n.g.) an.

Die Konzentrationspeaks, die in den Niederschlagslösungen registriert werden, sind aufgrund wöchentlicher Reinigung der Sammler auch bei fehlenden Niederschlägen allein auf eine Anreicherung innerhalb der Atmosphäre zurückzuführen, der die Auswaschung folgt und nicht auf die Anreicherung trockener Deposition in den Depositionssammlern. Im Bestandsniederschlag kommen die Staubablagerungen auf den Blättern und der damit verbundene Input über Blattleaching im Kronenraum zum Tragen. Daraus erklären sich die höheren Amplituden innerhalb der BNS-Zeitreihen und die Verschiebung der jeweiligen Konzentrationspeaks.

In Bezug auf die Einträge in den Bestandsniederschlag ermittelte BERNHARD-REVERSAT (1975) den vorwiegend atmosphärischen Eintrag von Ca gegenüber dominierenden Leachings von Mg. Die Mg-Leachingraten korrespondieren mit den jeweiligen Frischblattgehalten. Dies konnte für Ca nicht nachgewiesen werden, was die Autorin am ehesten auf die Akkumulierung nicht lösbaren Calciums in Zellwandstrukturen zurückführt. In den Bestandsniederschlägen wurden in dieser Untersuchung Konzentrationen zwischen 2,2 bis 2,5 ppm Ca bzw. 1,6 bis 2,8 ppm Mg gemessen (immergrüner Regenwald, 1800 mm Niederschlag) (BERNHARD-REVERSAT 1975). Diese Ergebnisse sind höher als

die im Rahmen der vorliegenden Studie unter Wald ermittelten (1,4 ppm Ca, 0,7 ppm Mg), was vor allem auf eine niedrigere Bestandsdichte bzw. andere Frischblattgehalte in Abhängigkeit von der Nährstoffverfügbarkeit zurückgeführt wird. Dagegen korrespondieren die Ergebnisse sehr gut mit den Daten von HETZEL (1999), der bei leicht höheren Ausgangskonzentrationen im Freilandniederschlag für den BNS des halbimmergrünen Regenwaldes Angaben von 2,0 ppm Ca bzw. 0,9 ppm Mg, für BNS Kakao 1,6 ppm Ca bzw. 0,7 ppm Mg macht (1320 mm Jahresniederschlag). Letztlich kann dieser Vergleich nur zur Einordnung der Ergebnisse dienen, da die Leachingraten immer in Bezug zu den Niederschlagssummen, dem Blattflächenindex und der Nährstoffausstattung der Böden zu setzen ist. Gleiches gilt für den Nährstofftransport über Litter. Vor Abszision der Blätter wird vor allem Calcium in den Blättern angereichert und somit aus dem Metabolismus entfernt (FINCK 1991). Die dem Boden zugeführten Mengen betragen nach HETZEL (1999) 124 kg Ca/ha*a und 29 kg Mg/ha*a unter Wald und nur 66 kg Ca/ha*a unter Kakaobestand bei ähnlichen Mg-Mengen von 24 kg/ha*a.

Aus den Einträgen aus Atmosphäre, Leaching und Litterdekomposition resultieren die Gehalte der Bodenlösung aus 25 cm Bodentiefe. Die gegenläufigen Tendenzen der Wertetrends zwischen Niederschlägen und Bodenlösung während der Regenzeit sind vor allem auf saisonale Einflüsse zurückzuführen. Obwohl weniger Ca und Mg eingetragen wird, finden sich erhöhte Konzentrationen in der Bodenlösung. Dies lässt darauf schließen, dass die Hauptquelle der Kationen nicht atmosphärisch sondern pedogen ist und auf Lösungs- und Austauschreaktionen zurückgeht. Dafür sprechen auch die in Kap. 5.4.1. dargestellten Stoffflüsse, aus denen in der Jahresbilanz 2002 eine Freisetzung von 12,8 kg Ca/ha und 7,4 kg Mg/ha hervorgeht.
Die signifikant höhere Ca-Konzentration in BL25 der älteren Kakaoplantage ist auf die hohen Schluff- bei sehr niedrigen Tongehalten im oberen Horizont zurückzuführen und ist auch für die abweichenden Ca:Mg-Verhältnisse (Abb. 5.16) verantwortlich. In der Regel liegt ein hoher Anteil von Ca und Mg als Kationenbelag an Austauscherplätzen von Sorbenten wie Tonmineralen, Hydroxiden und organischen Komplexen vor. Im betreffenden Bodenhorizont der älteren Kakaofläche sind aufgrund des geringen Tongehalts weniger Austauscherplätze vorhanden, die zudem wegen der niedrigen pH-Werte vermutlich von Al^{3+}-Ionen belegt sind. Die im Gegensatz zu Ca niedrigen Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung des entsprechenden Horizontes sind auf den hohen Schluffanteil zurückzuführen, da der Gehalt an austauschbarem Magnesium mit zunehmendem Schluffgehalt des Bodens steigt (MERKEL & SPERLING 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).
In Abhängigkeit des Bodentyps und der Lokalisation des verhärteten Horizonts unter Wald und Kakao 7a ergeben sich unterschiedliche vertikale Tendenzen der Bodenlösungskonzentrationen. Die hohen Ca-Gehalte in BL25 und BL65 unter Wald und Kakao 7a sind auf die Lage des pisolithischen Horizontes zurückzuführen, so dass durch Mineralverwitterung des konkretionären Materials Ca und Mg in die Bodenlösung überführt werden bzw. durch potentielle Staueffekte andere Lösungs- und Redoxbedingungen vorliegen. In BL105 unter Wald sind die Gehalte aufgrund der hohen Löslichkeit beider Ionen niedrig (Auswaschung), was sich bei der jungen Plantage aufgrund der tieferen Lage der Pisolithschicht noch nicht manifestiert. Dagegen zeigt die ältere Kakaoplantage eine kontinuierliche Abnahme von Ca und Mg mit der Tiefe. Die Gehalte an austauschbaren Nährstoffen im Boden nehmen von hohen Werten im obersten Horizont (Sorption an organischer Substanz) mit der Tiefe stark ab. Eine leichte Erhöhung an austauschbarem Ca und Mg in ca. 60 bis 100 cm wird am ehesten auf die Zunahme der Tongehalte zurückgeführt.

Neben Auswaschung erfolgt der Ca- und Mg-Austrag aus dem Boden durch pflanzlichen Nährstoffentzug. Beide Nährstoffe sind essentiell, mengenmäßig übersteigt die Ca-Aufnahme die des Magnesiums deutlich. Somit erklären sich die niedrigeren Gehalte in BL25 der Wald- und Kakao 7a-Station auch aus dem hier begrenzten Wurzelraum.
Bezüglich des Nährstoffexports ist an den Kakaoplantagen zuzüglich der Ernteentzug zu berücksichtigen. Nach Angaben der lokalen Pflanzer (n = 160) beträgt der durchschnittliche Ernteertrag 0,8 t/ha. Nach den Ergebnissen von HETZEL (1999) werden dem System darüber 0,3 kg Ca/ha und 1,1 kg Mg/ha entzogen.

Sowohl Ca als auch Mg sind im Grundwasser der jüngeren Plantage deutlich höher als bei den anderen Messflächen, was sich bereits in höheren Konzentrationen in BL105 zeigt, die am ehesten auf die geringeren Tongehalte zurückgeführt werden.

Im Vorfluter werden im Vergleich des vertikalen Profils maximale Calcium- und Magnesiumkonzentrationen erreicht, betreffend Calcium werden diese nur in BL25 der älteren Plantage übertroffen. Neben dem direkten Eintrag organischen Materials über die dichte Ufervegetation ist, wie unter Kap. 5.2.2. beschrieben, auch anzunehmen, dass bei sehr hohen Natriumkonzentrationen in der Bodenlösung Ca und Mg von den Austauscherplätzen verdrängt werden (MERKEL & SPERLING 1994) und vermehrt in den Vorfluter ausgetragen werden.
Mit 3,9 ppm Ca und 1,9 ppm Mg sind die mittleren Werte des Hana nahezu identisch mit den im Audrenisrou ermittelten Gehalten von 4,2 ppm Ca und 1,8 ppm Mg. Diese Konzentrationen liegen im Wertebereich der Daten von STOORVOGEL (1993) (2,9 ppm Ca und 1,9 ppm Mg). ILTIS & LÉVÈQUE (1982) geben Vergleichswerte ivorischer Flüsse von 3,2 bis 8,4 ppm Ca und 1,1 bis 3,2 ppm Mg bei jeweils höheren Ca- und Mg-Konzentrationen während der Trockenzeit. Im Bossématié im Osten der Côte d'Ivoire sind die Konzentrationen bei guter Ca- und Mg-Ausstattung der Böden mit 17,6 ppm Ca und 5,7 ppm Mg deutlich höher (GEROLD 1997, FISCHER 1998, HETZEL 1999).

Die Betrachtung des vertikalen Verlaufs der Ca:Mg-Quotienten fasst die Ergebnisse zusammen: Der Quotient im Freilandniederschlag beträgt 3,3. Die Absenkung des Quotienten auf 1,2 bis 2,1 im Bestandsniederschlag verweist auf das unterschiedliche Leachingverhalten (BERNHARD-REVERSAT 1975). Die weitere Abnahme des Quotienten innerhalb der Bodenlösung verdeutlicht die bevorzugte Ca-Aufnahme durch die Wurzeln und die Austauschvorgänge in Abhängigkeit der Verfügbarkeit an Austauscherplätzen. Im Grundwasser aller Stationen sind die Quotienten mit Ca:Mg = 1,5-1,9 relativ konstant, was darauf hindeutet, dass die vorwiegend anorganisch vorliegenden Kationen in den tieferen Niveaus zwar signifikant unterschiedliche Konzentrationen annehmen, aber im Verhältnis konstant sind. Im Vorfluter ist mit einem Quotient von 2,0 nur ein geringer Mehreintrag von Ca, am ehesten über direkten Input organischen Materials mit höheren Ca-Gehalten, zu verzeichnen.

Es ist festzuhalten, dass Ca und Mg in den Niederschlägen vor allem meerbürtig sind, insbesondere Ca wird zudem mit dem Harmattan eingetragen. Neben K, P und N werden Ca und Mg in bedeutenden Anteilen aus dem Kronenraum ausgewaschen. Als essentielle Nährstoffe nehmen beide Kationen eine zentrale Rolle im Pflanzenmetabolismus ein, die Konzentrationstendenzen in der ungesättigten Bodenzone werden vor allem durch Austauschprozesse (s. Na) gesteuert. Daraus resultierend sind die Gehalte im Grundwasser und insbesondere im Vorfluter relativ hoch.

5.2.4. Halogenide (Cl)

Chlorid zeigt im stationsinternen Vergleich der Zeitreihen deutliche Übereinstimmungen aller untersuchten Kompartimente und nimmt Werte von minimal n.n. (<6,0 ppm Cl) bis maximal 38,0 ppm Cl an (BL25 an Station Kakao 25a). Die Sequenz des Vorfluters zeigt eine abgeschwächte Amplitude und ist lediglich mit dem Freilandniederschlag und damit mit den wöchentlichen Niederschlägen korreliert (r = 0,49 bzw. r = 0,43, s. Tab. 5.10). Auffällig sind die konstant niedrigen Konzentrationen in FNS und BNS während der Trockenzeiten, wohingegen sich in den drei Bodenlösungsniveaus jeweils ein deutliches Maximum nach Niederschlagsereignissen zeigt. Über die Kompartimente aller Stationen ausgeprägt zeigt sich ein signifikanter Konzentrationspeak am 12.09.2002, der auf die Applikation von Pestiziden auf den Kakaoplantagen zurückzuführen ist (Abb. 5.17 Station Wald [1]).

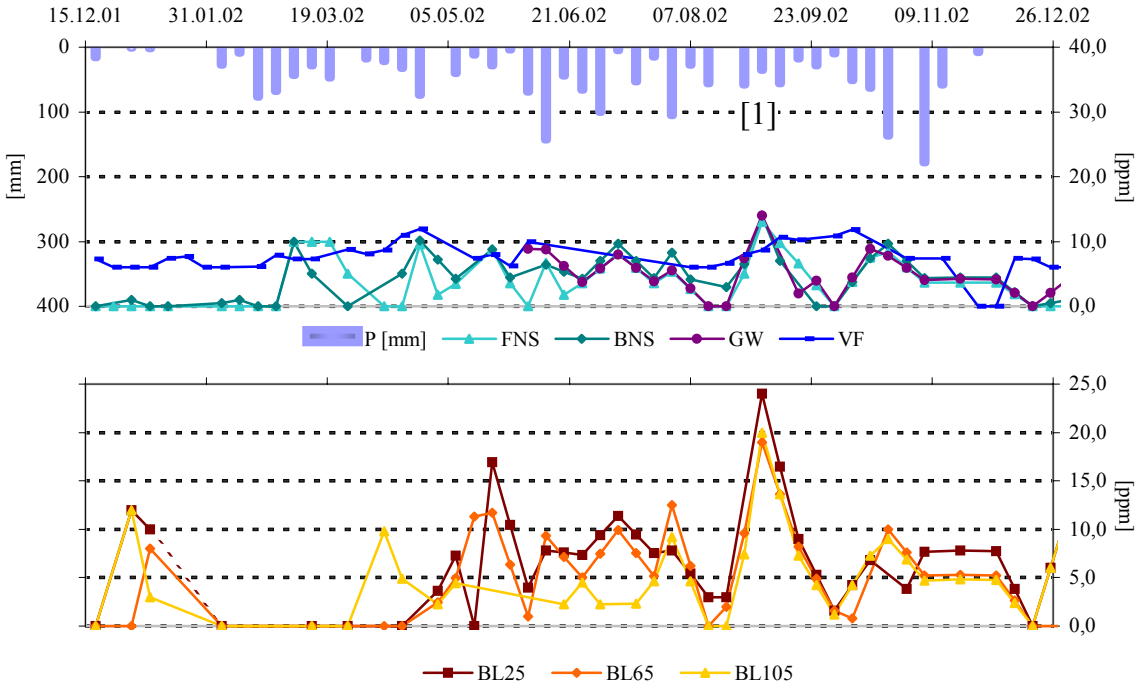


Abb. 5.17: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Chloridkonzentrationen [ppm Cl], Station Wald, 12/01-12/02

	P (7d)	FNS	BNS	BL25	BL65	BL105	GW	VF
P (7d)		**0,35**	0,30		0,32		0,38	**0,49**
FNS	**0,35**		**0,75**	0,31		**0,64**	**0,60**	**0,43**
BNS	0,30	**0,75**			**0,43**	**0,64**	**0,48**	
BL25		0,31			**0,55**	**0,64**	**0,46**	
BL65	0,32		**0,43**	**0,55**		**0,44**		
BL105		**0,64**	**0,64**	**0,64**	**0,44**		**0,58**	
GW	0,38	**0,60**	**0,48**	**0,46**		**0,58**		
VF	**0,49**	**0,43**						

Tab. 5.10: Signifikante Spearman-Korrelationskoeffizienten: wöchentliche Niederschläge (P 7d) und Chloridkonzentrationen, Station Wald, n = 52, Signifikanzniveau α = **0,01** bzw. 0,05

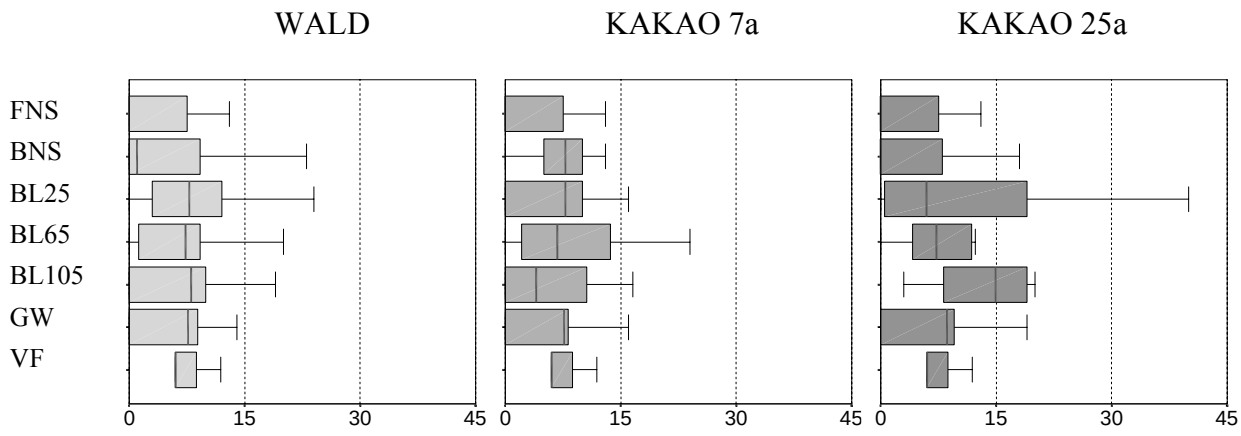


Abb. 5.18: Boxplots Chloridkonzentrationen [ppm Cl]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		**Mittel**		**Stabw**	**n**		**Mittel**		**Stabw**	**n**		**Mittel**		**Stabw**
FNS	58		3,3	a	4,4	58		3,3	a	4,4	58		3,3	a	4,4
BNS	56	->	4,7		5,8	56	→	6,8	b	4,2	56	->	4,3		5,6
BL25	39	->	10,4	b	10,4	39	->	6,4		5,0	38	->	12,0	b	14,2
BL65	38	->	6,4		5,6	39	->	8,3		7,5	36	->	9,4		8,9
BL105	32	->	6,3		5,6	36	->	7,1		8,7	34	->	13,2		6,3
GW	33	->	5,8		4,7	26	->	5,6		5,1	26	->	6,9		6,7
VF	208	->	7,1		2,5	208	->	7,1		2,5	208	->	7,1		2,5

Tab. 5.11: Deskriptive Statistik Chlorid [ppm Cl] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Im direkten Vergleich der Stationen untereinander sind keine Mittelwertunterschiede ausgeprägt. Eine Ausnahme findet sich in der Bodenlösung aus 105 cm Tiefe, in dem die Abweichungen zwischen den Stationen Wald und Kakao 25a bzw. zwischen beiden Kakaoplantagen signifikant sind.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Im Zusammenhang mit den Chloridkonzentrationen sind mehrere Einflussfaktoren zu diskutieren:

Der Eintrag von Cl in den Niederschlag erfolgt vor allem durch rainout und washout-Effekte von meerbürtigem Cl aus der Atmosphäre. Dies zeigt sich insbesondere durch die sehr geringen Konzentrationen (zum Teil unterhalb der Nachweisgrenze) während der Trockenzeit und die signifikanten, schwachen Korrelationen zwischen Menge und Cl-Konzentration der Niederschläge (Tab. 5.10). Nach Verlagerung der ITC nach Süden dominieren die lokalen NE-Passate (Harmattan), deren Stäube keinen Cl-Input bedingen. Der Cl/Na-Quotient liegt unter natürlichen Bedingungen bei 1,8 (SCHLESINGER 1997), das hier errechnete Verhältnis beträgt 2,2. Diese Abweichung verweist auf den zweiten entscheidenden Faktor des Cl-Haushalts.

Im von Kakaoanbau dominierten Teileinzugsgebiet erfolgt zur Bekämpfung von Schädlingen und Pilzen insbesondere von Juli bis August die Applikation von Pestiziden. Aus der Befragung der lokalen Bevölkerung geht hervor, dass aktuell vor allem zwei Produkte zum Einsatz kommen: Thiodan 50 (Endosulfan, $C_9H_6Cl_6O_3S$) und Bassudine (Substanz Dimethol glycol phtalate, $C_{12}H_{21}N_2O_3PS$). Die Aufbringung erfolgt über Zerstäubung mit Pumpen. Über Endosulfan wird dem Ökosystem Cl zugeführt, was sich in dem signifikanten Peak in allen Kompartimenten zeigt. Der Anstieg ist selbst im Boden unter Wald über mehrere Wochen nachweisbar (Abb. 5.17). Die gegenüber dem BNS höheren Cl-Werte in der Bodenlösung unter Wald sind auf die Abdeckung der Depositionssammler während der Applikation bedingt, wohingegen sich die Pestizidsubstanzen auf der Bodenoberfläche ablagern konnten. Nach den Befragungsergebnissen muss davon ausgegangen werden, dass die Anwendung im gesamten Teileinzugsgebiet während des angegebenen Zeitraums (Juli/August) stattfindet, die ausgebrachten Mengen sind jedoch aufgrund fehlender Herstellerangaben nicht quantifizierbar. Der Einfluss auf das Waldökosystem des Nationalparks wird aus den resultierenden Cl-Peaks deutlich, die unter Wald nur um ca. 5 ppm geringer liegen als an den direkt behandelten Plantagen.
Trotz Komplexbildung im Boden ist im Vorfluter eine erhöhte Cl-Konzentration über mehrere Wochen nachweisbar, die vor allem auf die zeitgleiche Anwendung im gesamten Teileinzugsgebiet zurückgeht.

Durch den Mehreintrag von Cl über Agrochemikalien und einem potentiellen Vorkommen von Chloridschiefern im geologischen Untergrund kann Cl nicht, wie bei CLAASEN et al. (1986) und POELS (1987) gezeigt, als Tracersubstanz für die Wasserflüsse herangezogen werden. Die gemessenen mittleren Cl-Gehalte im Freilandniederschlag (3,3 ppm) sind um den Faktor 2,2 niedriger als die des Vorfluters (7,1 ppm). Damit wäre von einer Aufkonzentration von Cl um diesen Faktor auszugehen, der sich im Quotient zwischen Niederschlag und Abfluss (3,0) nur annähernd wiederfindet. Dafür spricht auch, dass die Cl-Konzentrationen innerhalb der Bodenlösung nicht kontinuierlich zunehmen, wie es bei einer Aufkonzentration bei abnehmenden Wasserflüssen gegeben sein müsste. Aufgrund der hohen Löslichkeit von Cl und einer geringen Affinität der mineralischen Bindung und Adsorption erfolgt in der Regel die schnelle Auswaschung (CLAASEN et al. 1986). Dies kann hier aufgrund der Netto-Speicherung zwischen Eintrag mit dem Niederschlag und Austrag über den Vorfluter nicht bestätigt werden (100 kg Cl/ha, s. Kap. 5.4.1.). SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) führen an, dass bei pH-Werten < pH 5 vor allem in eisenoxidreichen Böden die Adsorption von Cl in nennenswertem Umfang erfolgt. Nach HEM (1985) kann die Auswaschung von Cl auch dadurch behindert werden, indem die Ionen in schlecht durchlässigen, tonreichen Gesteinen aufgrund ihrer Größe bzw. durch Tonmembraneffekte in den Poren zurückgehalten werden, so dass NaCl-Kristalle bzw. –Lösungen in den Poren enthalten sein können (Chloridsperre, HÖLTING 1989).

Die rein meerbürtige Herkunft von Cl im Ökosystem kann nicht bestätigt werden. Durch den geologischen Untergrund (potentielle Chloridschiefervorkommen), die niedrigen pH-Werte der Böden und einem eventuellen Tonmembraneffekt ist Cl in dieser Untersuchung nicht als Tracer der Wasserflüsse einsetzbar, sondern wird im System gespeichert. Dominierender Einflussfaktor im Teileinzugsgebiet ist die Applikation Cl-haltiger Pestizide auf den Kakaoplantagen im Juli/August. Diese wirkt sich durch die Applikation über Vaporisator auch auf den Vorfluter und die Randzone des benachbarten Ökosystems, dem Taï-Nationalpark aus.

5.2.5. Schwefelverbindungen (SO_4, S)

Die Sulfatkonzentration nehmen Werte von n.n. (<10,0 ppm) (FNS) bis maximal 483 ppm SO_4 (BL65 Station Kakao 25a) an. Große Werteamplituden charakterisieren alle untersuchten Kompartimente der drei Untersuchungsflächen. Im Gegensatz dazu sind die Sequenzen elementaren Schwefels ausgeglichen niedrig.

Im zeitlichen Trend sind die Konzentrationen in FNS und BNS während der Trockenzeit geringer. Dagegen variieren die Sulfatsequenzen innerhalb der Bodenlösung stark und zeigen keinen eindeutigen Trend, weshalb auf die graphische Darstellung verzichtet wird (vgl. Tab. 5.13). Grundwasser und Vorfluter-Gehalte sind relativ konstant und nehmen im zeitlichen Trend mit Andauer der Regenzeit ab.

Schwefel nimmt im zeitlichen Verlauf Werte zwischen 0,1 ppm (FNS, VF) und 5,2 ppm S (BL25, Wald) an. Maximale Werte werden innerhalb der Bodenlösung erreicht, dabei tritt vor allem die Waldstation gegenüber den Plantagen in den Vordergrund, da sie im Vergleich aller Kompartimente die größte Werteamplitude erreicht. Innerhalb der Zeitreihen sind alle Kompartimente durch relativ ausgeglichene S-Verläufe charakterisiert. Aufgrund dieser nur gering ausgeprägten Zeitreihen-sequenzen wird hier auf die graphische Darstellung verzichtet und auf die deskriptive Statistik verwiesen.

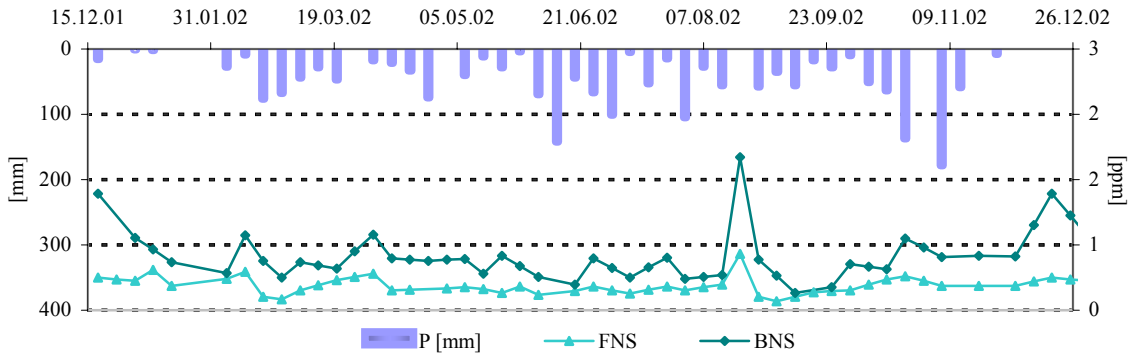


Abb. 5.19: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Schwefelkonzentrationen [ppm S], FNS und BNS, Station Wald, 12/01-12/02

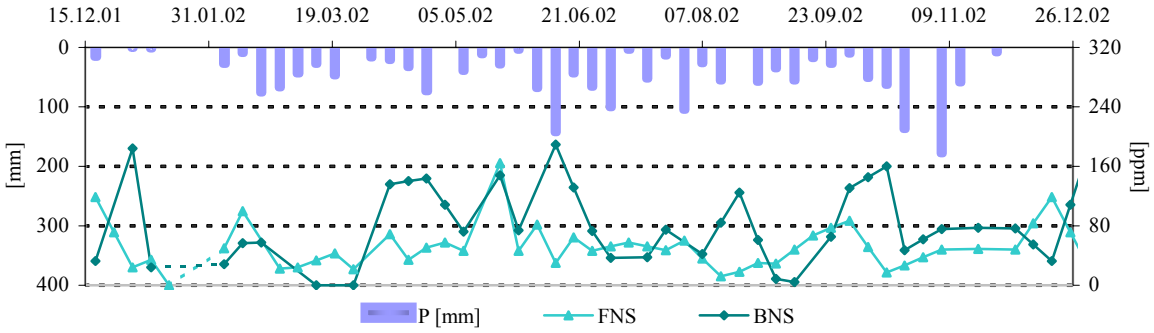


Abb. 5.20: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Sulfatkonzentrationen [ppm SO_4], FNS und BNS, Station Wald, 12/01-12/02

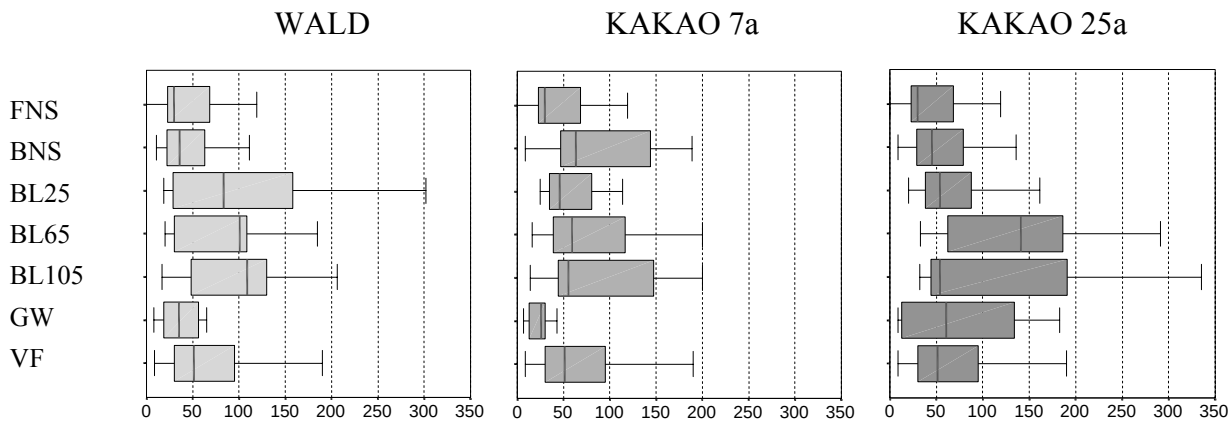


Abb. 5.21: Boxplots Sulfatkonzentrationen [ppm SO_4]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**	
FNS	58		49	a	40	58		49	a	40	58		49	a	40
BNS	56	->	48		36	56	→	91	b	59	56	->	60		48
BL25	39	→	106	b	95	39	->	62		41	38	->	65		37
BL65	38	->	94		71	39	->	86		62	36	→	160	b	128
BL105	32	->	96		52	36	->	90		70	34	->	118		115
GW	33	→	42	c	33	26	→	24	c	16	26	->	76	c	68
VF	208	→	72	d	56	208	→	72	d	56	208	→	72	d	56

Tab. 5.12: Deskriptive Statistik Sulfat [ppm SO_4] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

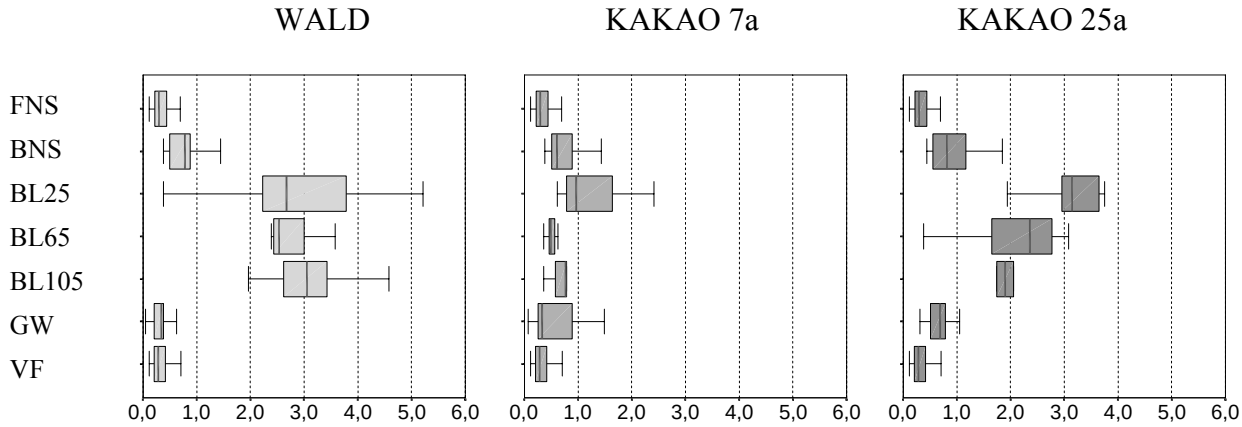


Abb. 5.22: Boxplots Schwefelkonzentrationen [ppm S]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw
FNS	46		0,3	a	0,1	46		0,3	a	0,1	46		0,3	a	0,1
BNS	44	→	0,8	b	0,3	44	→	0,7	b	0,3	44	→	1,0	b	0,5
BL25	34	→	2,9	c	1,3	34	→	1,4	c	0,9	34	→	3,1	c	0,6
BL65	33	->	2,6		0,7	34	→	0,5	d	0,1	34	→	2,1	d	1,0
BL105	27	→	3,1		0,7	31	->	0,7		0,2	31	->	1,9		0,2
GW	28	→	0,3	d	0,2	26	→	0,3	e	0,1	26	→	0,7	e	0,2
VF	208	->	0,4		0,2	208	->	0,4		0,2	208	->	0,4		0,2

Tab. 5.13: Deskriptive Statistik Schwefel [ppm S] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Bei Gegenüberstellung der drei Messstationen sind anhand der Sulfat-Mittelwerte nur wenige Unterschiede herauszustellen. Diese sind in BL25 und BL65 zwischen den Kakaoplantagen bzw. in BL65 auch zwischen der älteren Kakaofläche und der Waldstation signifikant. Selbst die scheinbar stärker abweichenden SO_4-Konzentrationen innerhalb des Grundwassers an der 25 Jahre alten Kakaostation sind aufgrund der großen Spannweite nicht als signifikant einzustufen. Betreffend der S-Mittelwertsunterschiede sind diese im BNS zwischen den beiden Kakaoplantagen, in BL25, BL65 und GW zwischen den Plantagen bzw. zwischen Wald und jüngerer Kakaofläche signifikant. In 105 cm Bodenlösungsniveau sind alle drei Flächen deutlich differenzierbar.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Schwefel liegt bei aeroben Bedingungen in wässrigen Lösungen fast ausschließlich als Sulfat vor. Ebenso wie bei den Cl-Gehalten sind die SO_4-Konzentrationsunterschiede im vertikalen Verlauf aller Stationen gering und selten signifikant.

SO_4 im Niederschlag stammt vor allem aus der Verbrennung fossiler Energieträger und aus Waldbränden (ANDREAE 1991). Die Brandrodungsphase im Teileinzugsgebiet ist Ende der Trockenzeit vor Einsetzen der neuen Vegetationsperiode. Ein entsprechender Anstieg der S- bzw. SO_4-Gehalte wird aus den Niederschlagssequenzen jedoch nur wenig deutlich. Einen weiteren Eintrag konstatieren REHEIS & KIHL (1995) über aus Wüstenböden ausgeblasene Stäube, den auch STOORVOGEL (1993) im Westen des Nationalparks feststellt (nicht quantifiziert). Die Ozeane stellen eine große Quelle für sulfathaltige Aerosole dar, die jedoch zum Großteil direkt über nasse und trockene Deposition an die Meere zurückgegeben werden. Aufgrund des nur geringen lokalen Einflusses der Brandrodung in Bezug auf die S-Komponenten wird neben dem deutlichen S-Peak, der aus der Pestizidapplikation resultiert, vor allem meerbürtiges Sulfat als Ursache für die im Vergleich zur Trockenzeit höheren Konzentrationen während der Regenzeit angenommen.

Trotz einer potentiellen Zufuhr von Sulfaten aus Verwitterungsprodukten S-haltiger Gesteine und dem Abbau organischer Substanz im Boden sind die Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung gegenüber

den anderen Kompartimenten nicht signifikant erhöht. Auch die deutlich höheren S-Konzentrationen der Waldstation zeigen sich hinsichtlich der Sulfatkonzentrationen nicht. Dennoch stützen die Gesamtgehalte der Böden die Bodenlösungsbefunde. Unter Wald sind die S-Gehalte im Horizont 0-7 cm mit 460 ppm gegenüber 280 ppm an der jüngeren bzw. 170 ppm an der älteren Plantage deutlich höher. Dieses Verhältnis setzt sich mit der Tiefe in allen Profilen mit abnehmenden Gehalten fort. Die Gründe für die relativ zu den anderen Kompartimenten betrachteten geringen Sulfatgehalte bzw. zu den teilweise hohen S-Konzentrationen in der Bodenlösung stehen im Zusammenhang mit mehreren Faktoren, die ALEWELL (1995) zusammenfasst. Die Sulfatsorption (Adsorption und Ausfällung) ist pH-abhängig. Die Akkumulation von SO_4 steigt mit sinkendem pH und erreicht bei pH $\leq$ 4 ihr Maximum (MEIWES et al. 1980). Aufgrund der vorliegenden pH-Werte im Boden ist daher von einer hohen Sorptionsrate auszugehen.
Sesquioxide besitzen eine hohe Affinität gegenüber SO_4^{2-}-Ionen, so dass die Retentionsrate wesentlich vom Gehalt an Al- und Fe-Oxiden und –Hydroxiden gesteuert wird (CHAO et al. 1965, JOHNSON & COLE 1980, SINGH 1984, DETHIER et al. 1988, VANCE & DAVID 1991, KARLTUN & GUSTAFSSON 1993). Die vorliegenden Böden weisen demnach eine hohe Sulfatretentionsrate auf, insbesondere in den tieferen Niveaus mit deutlichen Al- und Fe-Oxidkonkretionen (bereits in 50-70 cm unter Wald und Kakao 7a bzw. ab 100 cm unter Kakao 25a).
Neben pH und Sesquioxiden ist auch der Humusgehalt des Bodens und damit der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff entscheidend. In der Regel besteht zwischen Humusgehalt und Sulfat-Retention eine negative Beziehung (MITCHELL et al. 1992). DOC konkurriert mit SO_4^{2-} um die Austauscherplätze und vor allem bei hohen DOC-Konzentrationen kommt es dadurch zur Verringerung der Sulfatakkumulation (JOHNSON & TODD 1983, EVANS 1986). DOC kann zudem Al- und Fe-Ionen komplexieren, die dann nicht mehr zur Ausfällung von Sulfationen zur Verfügung stehen (KARLTUN & GUSTAFFSON 1993). Demzufolge sollten die höchsten SO_4-Gehalte bei höchsten DOC-Gehalten in BL25 erreicht werden. Aufgrund der großen Spannweiten und der Überlagerung mehrerer Effekte gehen die genannten Faktoren nicht eindeutig aus den Bodenlösungssequenzen hervor. Zudem ist die Sulfatretention in tropischen Böden nur wenig untersucht, so dass keine Vergleichsdaten für terrestrische Ökosysteme Afrikas vorliegen.

Die mittleren Sulfatgehalte im Vorfluter sind nur um Faktor 1,5 größer als die des Freiland-niederschlages. Dies belegen auch die berechneten Stoffflüsse, nach denen im Jahr 2002 944 kg SO_4/ha im System gespeichert wurden (Kap. 5.4.1.). Diese Speicherung erfolgt neben der oben erwähnten Sorption auch durch den bevorzugten Einbau in Silikate (strukturelle Molekülähnlichkeit), v.a. bei hohen Sulfatgehalten in der Bodenlösung, und durch die Aufnahme als Pflanzennährstoff (MERKEL & SPERLING 1996). Die geringen S-Gehalte in Grundwasser und Vorfluter sind ebenfalls auf die aeroben Bedingungen zurückzuführen, unter denen S fast ausschließlich als SO_4^{2-} vorliegt. Die leichte Erhöhung zwischen GW und VF (Wald und Kakao 7a) ist dadurch bedingt, dass S als Sulfat durch Pflanzen aufgenommen wird, innerhalb des Metabolismus jedoch in organische Verbindungen eingebaut wird. Aus dem organischen Debris des Vorfluters wird dieses zum Teil gelöst, zum Großteil jedoch zu Sulfat oxidiert. Dagegen sprechen die höheren Gehalte in BL105 der Kakao 25 a-Station noch für eine pedogene Beeinflussung aufgrund der größeren Bodenmächtigkeit. Mikrobielle Sulfat-reduktion würde die vollständige Absenz von Sauerstoff und Nitrat voraussetzen, wodurch der Prozess

auf tiefe Grundwasser beschränkt ist und hier auszuschließen ist (HÜTTER 1994).
Die mittleren Gehalte von 72 ppm SO_4 des Hana bzw. 89 ppm des Audrenisrou sind gut vergleichbar mit den Angaben über natürliche Gewässer von MERKEL & SPERLING (1996) von 10 bis 150 ppm, die zudem große Spannweiten konstatieren, die vor allem lithologisch bedingt sind. Weitere Vergleichsdaten zu Sulfat und Schwefel aus Einzugsgebieten Westafrikas sind nur eingeschränkt verfügbar. Lediglich STOORVOGEL (1993) gibt für den mittleren Gehalt des Audrenisrou 0,1 ppm S an, der niedriger als die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Gehalte von 0,3 ppm S im Audrenisrou bzw. 0,4 ppm des Hana ist.

Zur Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse ist anzumerken, dass sowohl SO_4 als auch elementarer Schwefel keine eindeutigen Tendenzen aufweisen und insbesondere für tropische Ökosysteme wenig beschrieben sind. Neben den vorwiegend meerbürtigen Einträgen ist auch für S ein Einfluss aus der Pestizidapplikation zu konstatieren. In der Bodenlösung entstammt der enthaltene elementare Schwefel aus der Mineralverwitterung, die Sulfatgehalte sind abhängig von Austauschprozessen mit Tonmineralen bzw. der organischen Substanz und der Interaktion mit Sesquioxiden und gelöstem organischen Kohlenstoff. Die Gehalte in Grundwasser und Vorfluter sind Resultat der SO_4-Retention im Boden und der Auswaschung aus dem organischen Debris.

5.2.6. Stickstoffverbindungen (NO_3-N, NH_4-N, TNb)

Die Zeitreihensequenzen der Stickstoffverbindungen werden im Folgenden exemplarisch für die Station Kakao 7a abgebildet, da hier die gezielte Düngerapplikation datiert werden kann.

Der Konzentrationsbereich von **Nitrat-N** umfasst Werte von minimal n.n. (< 0,5 ppm N) (FNS) bis maximal 19,4 ppm N (BL65, Station Kakao 7a) an. Aus den Zeitreihen lassen sich Übereinstimmungen zwischen Freiland- und den Bestandsniederschlägen ableiten (r = 0,64 bis 0,93, n = 56, α = 0,01). In Abhängigkeit zum Niederschlag treten die höchsten Konzentrationen jeweils in Verbindung mit hohen wöchentlichen Niederschlägen auf, bei andauernder Regenzeit zeigt sich eine abnehmende Tendenz im Konzentrationsverlauf. Ein charakteristischer Peak im BNS tritt im Zusammenhang mit der Applikation von Pestiziden auf (21.08.2002 - 6,2 ppm N Station Kakao 7a, Abb. 5.23 [2]). Dagegen ist der Konzentrationsanstieg am 15.05.2002 (5,7 ppm N) am ehesten auf die Düngerapplikation zurückzuführen (Abb. 5.23 [1]).

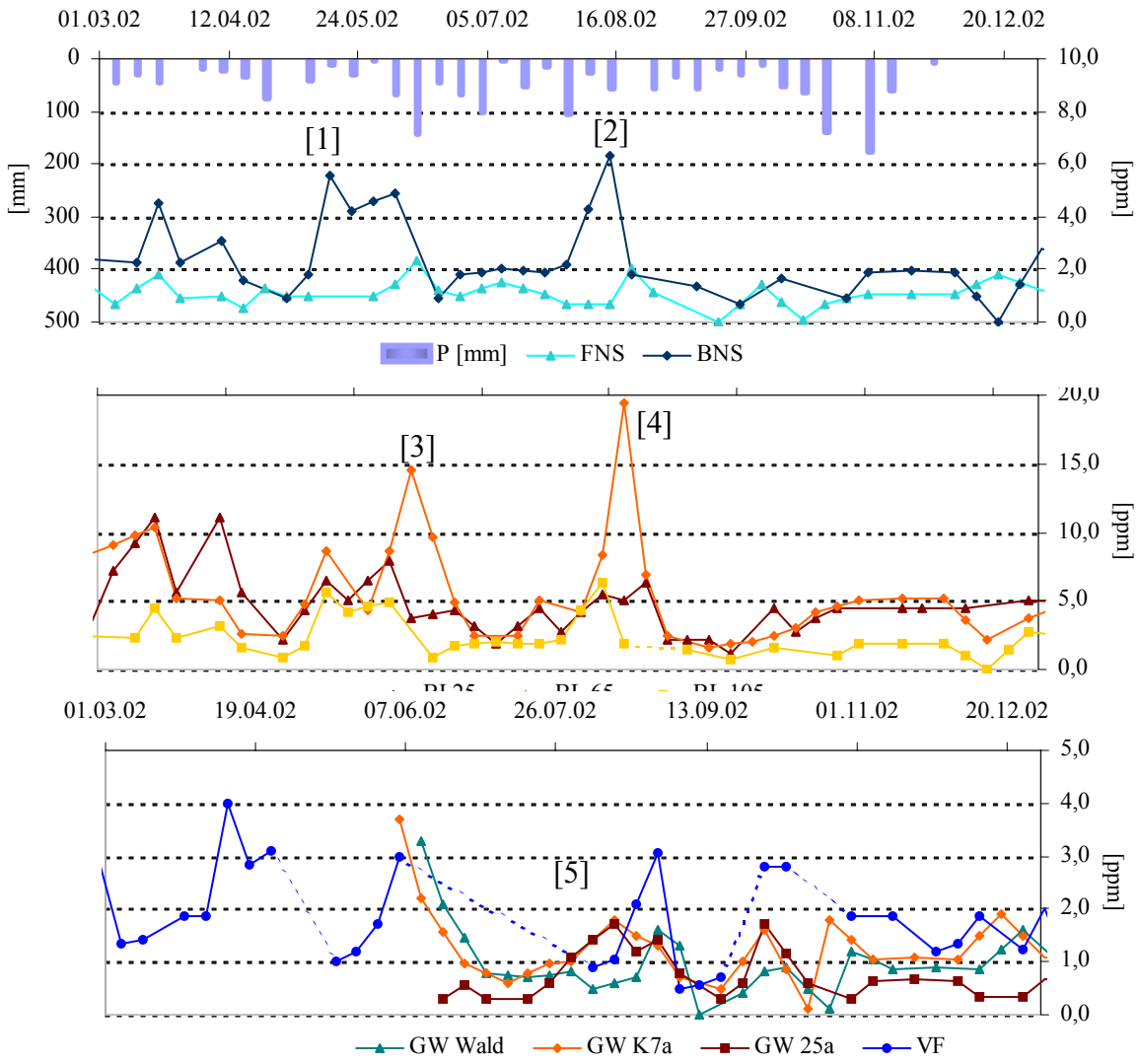


Abb. 5.23: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Konzentrationen von Nitrat-N [ppm N] in FNS, BNS, BL, GW und VF, Station Kakao 7a und GW der Stationen Wald und Kakao 25a, 03/02-12/02

Innerhalb der Bodenlösung nehmen die Nitrat-N-Konzentrationen im zeitlichen Trend aller Tiefenniveaus maximale Werte in BL25 (8,6 ppm Station Wald, 8,3 ppm N Station Kakao 25a) bzw. in

BL65 (19,4 ppm N Station Kakao 7a) an. Während sich an beiden Kakaoplantagen keine signifikanten Korrelationen zwischen den Zeitreihen der unterschiedlichen Bodenlösungstiefen ableiten lassen, sind diese an der Waldstation mit r = 0,53 (BL25:BL65) bis 0,67 (BL65:BL105) (n = 20, α = 0,05) nachweisbar. Die oben erwähnten Konzentrationsmaxima in FNS und BNS am 15.05. und 21.08.2002 findet sich an der Station Kakao 7a in dem NO_3-N-Peak von 15,0 ppm bzw. 19,4 ppm N im Tiefenniveau 65 cm wieder, nicht aber in 25 cm und 105 cm (Abb. 5.23 [3] & [4]).

Die NO_3-N-Konzentrationen im Grundwasser liegen in einem ähnlichen Konzentrationsbereich wie die Niederschlagslösungen (n.n. bis 3,8 ppm N), die beiden Zeitreihen korrelieren insbesondere an der Waldstation (r = 0,74 bis 0,89, n = 26, α = 0,01). Im direkten Vergleich der Nitrat-N-Konzentrationen an den Grundwasserstationen zeigen sich ebenfalls sehr hohe Korrelationen (r = 0,91 bis 0,94, n = 26, α = 0,01). Abweichungen finden sich nur hinsichtlich des NO_3-N-Konzentrationspeaks am 21.08.2002, der sich zwar in den Grundwassergehalten der beiden Kakaoplantagen zeigt, jedoch erst mit zeitlicher Verzögerung an der Waldstation auftritt.
Die Nitratwerte im Vorfluter sind gegenüber den Grundwasserkonzentrationen leicht erhöht (0,4 bis 4,3 ppm N). Am 21.08.2002 treten auch hier erhöhte Werte (2,1 ppm N) auf, die bis zum 28.08.2002 auf 3,1 ppm N ansteigen (Abb. 5.23 [5]).

Ammonium-N nimmt im Vergleich zu Nitrat-N niedrige Konzentrationen von n.n. (<0,05 ppm N) (FNS, BL25-65 und VF) bis 1,55 ppm N (GW Kakao 25a) an. Die NH_4-N-Gehalte in Freiland-niederschlag, Bestandsniederschlag und Grundwasser sind im Vergleich zu den Gehalten in der Bodenlösung relativ erhöht. Ebenso wie für Nitrat-N zeigt sich während der Regenzeit eine abnehmende Tendenz für NH_4-N. Der aus der Pestizidapplikation resultierende NO_3-N Konzentrationspeak am 21.08.2002 zeigt sich auch in der NH_4-Sequenz des FNS mit 1,29 ppm N bzw. des BNS am 14.08.2002 (Station Kakao 7a, Abb. 5.24 [1]). Mit Ausnahme des Freilandniederschlags (r = 0,48, n = 54, α = 0,01) zeigt NH_4-N in der vertikalen Betrachtung der untersuchten Proben-sequenzen jedoch keine signifikanten Korrelationen zu NO_3-N.
Im Übergang zur Bodenlösung kommt es zu der bereits angeführten Abnahme der NH_4-N-Konzentrationen. In BL25 treten ausgeglichen niedrige Gehalte an NH_4-N mit zwei Konzentrationspeaks in der ersten Hälfte der Regenzeit bis Mai 2002 (06.03.2002 0,32 ppm, 22.05.2002 0,26 ppm N, Abb. 5.24 [2] & [3]) auf. Ab diesem Zeitraum verlaufen die Sequenzen ausschließlich an der unteren Nachweisgrenze. Vergleichbar dazu liegen auch in 65 und 105 cm Tiefe der Bodenlösung die Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze mit Ausnahme eines ausgeprägteren Peaks mit 0,39 ppm N in 65 cm Tiefe am 14.08.2002 (Abb. 5.24 [4]).

Höhere Werte kennzeichnen die Grundwassergehalte an NH_4-N. Im Gegensatz zu NO_3-N zeigen sich jedoch keine signifikanten Korrelationen zu FNS und zwischen den drei Grundwasserstationen. An der älteren Kakaoplantage wird korrespondierend mit dem Konzentrationsanstieg in FNS, BNS und BL (nicht dargestellt) eine erhöhte Konzentration am 21.08.2002 (1,53 ppm, Abb. 5.24 [5]) nachgewiesen. Im Vorfluter sind durchgehend niedrige bis sehr niedrige Ammonium-N-Konzentrationen um die Nachweisgrenze gegeben, die keine zeitlichen Trends ableiten lassen.

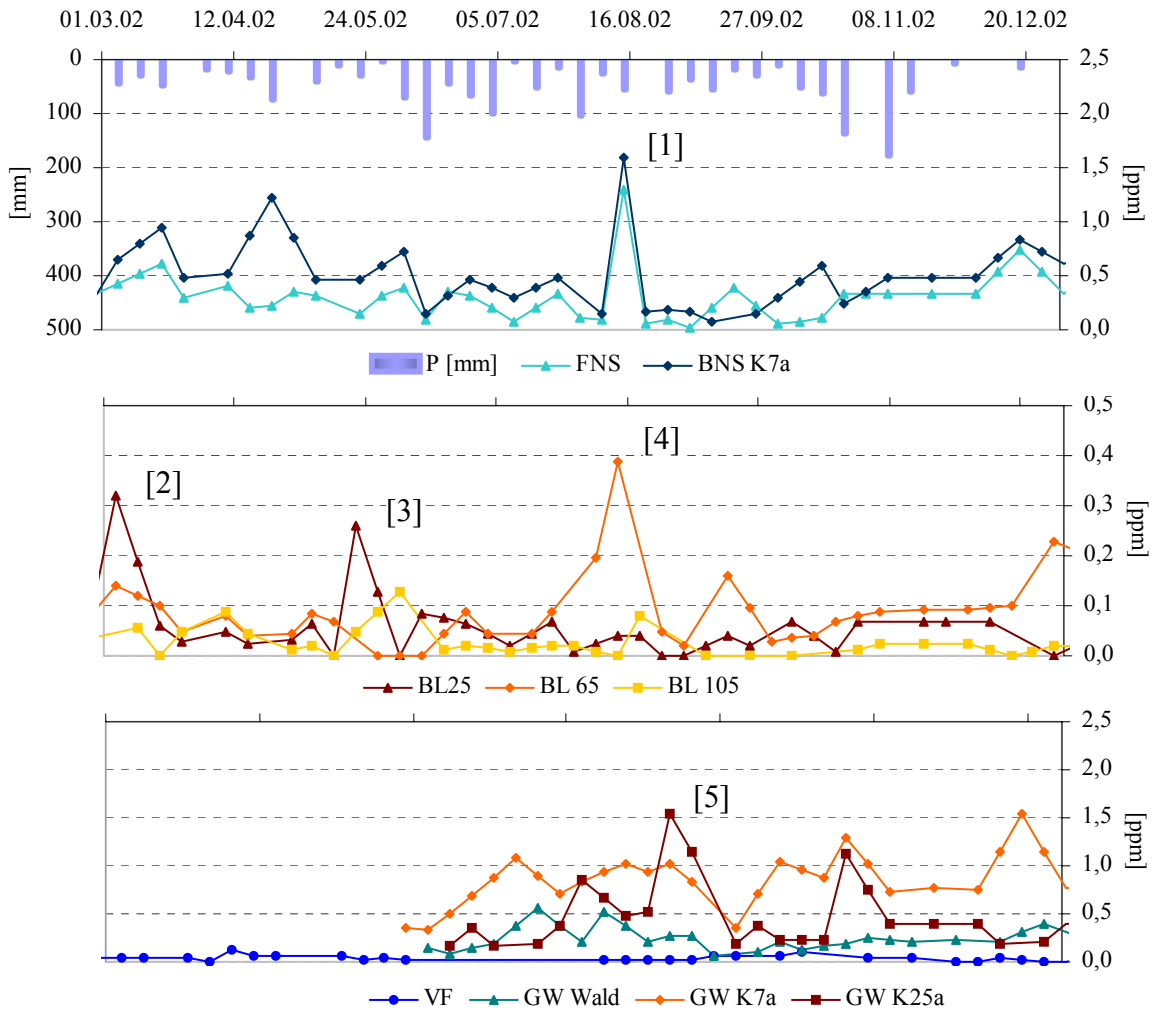


Abb. 5.24: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Konzentrationen von Ammonium-N [ppm N] in FNS, BNS, BL, GW und VF (Station Kakao 7a) und GW (alle Stationen), 03/02-12/02

Der **gesamte gebundene Stickstoff (TNb)** nimmt Werte von n.n. (< 0,1 ppm) bis 13,0 ppm N (BL25, Kakao 7a) an. Aufgrund fehlender TNb-Werte für die erste Projektphase in FNS und BNS sind in Abb. 5.25 nur die FNS-Sequenzen dargestellt, die aus der Summe aus Nitrat- und Ammonium-N gebildet wurden. Dementsprechend zeichnet sich für die Gesamt-N-Konzentrationen im FNS das bereits oben beschriebene Verhalten mit leicht abnehmenden Werten bei andauernder Regenzeit und den Peaks am 21.08.2002 mit 3,3 ppm im FNS bzw. 3,9 ppm N (Abb. 5.25 [1]) und 18.12.2002 mit 2,5 ppm im FNS (Abb. 5.25 [2]) ab.

In der Bodenlösung zeichnen sich an der jüngeren Kakaostation hinsichtlich des gemessenen TNb im Vergleich zu Nitrat-N abweichende Bedingungen ab. Die höchsten Konzentrationen werden im Niveau 25 cm zu Beginn der Regenzeit gemessen (Abb. 5.25 [3]), während in den Niveaus 65 und 105 cm gleiche Gehalte auftreten. Ab Ende Juni driften diese beiden Zeitreihen auseinander und zeigen einen entgegengesetzten Verlauf (Abb. 5.25 [4]). Diese Bedingungen gelten ebenso für die Waldstation, wobei sich an der älteren Kakaostation der Gegensatz zwischen den maximalen Konzentrationen in BL25 (7,6 bis 11,1 ppm N) und den konstant niedrigen Gehalten in BL65 und BL105 (2,3 bis 4,1 ppm N) verstärkt abzeichnet.

Die TNb-Werte im Grundwasser liegen im Bereich der Werte in den Bestandsniederschlägen (0,4 bis 3,2 ppm N). Im zeitlichen Verlauf zeichnet sich zwischen den beiden Kakaoplantagen eine

signifikante Korrelation (r = 0,76, n = 26, α = 0,05) ab, während an der Waldstation niedrigere Konzentrationen mit geringeren Schwankungen festzustellen sind (zum Vergleich dargestellt in Abb. 5.25). Die TNb-Gehalte im Vorfluter sind im vertikalen Vergleich zu den anderen Kompartimenten gering und reichen von 0,5 bis 2,0 ppm N.

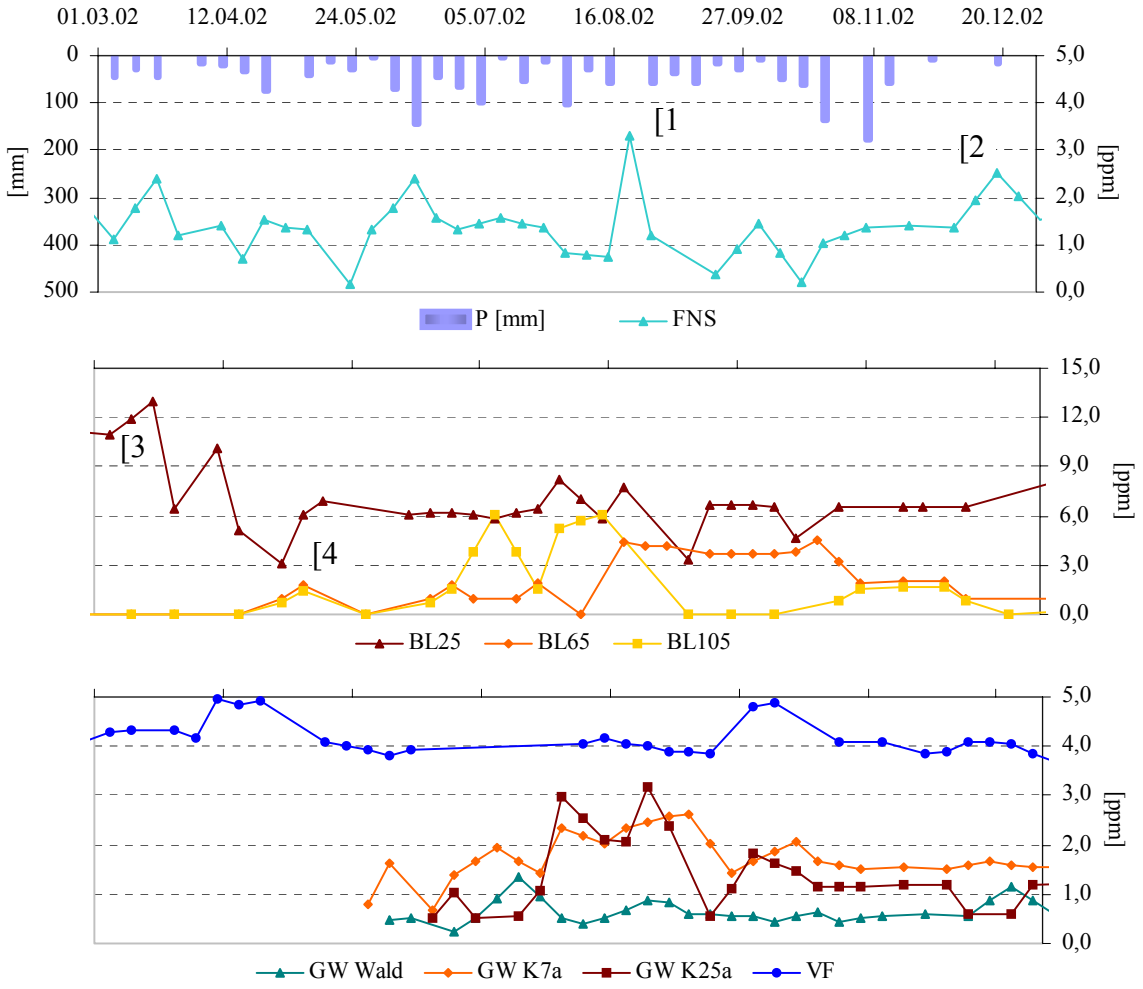


Abb. 5.25: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Konzentrationen des gesamten gebundenen Stickstoffs (TNb) [ppm N] in FNS, BNS, BL, GW und VF (Station Kakao 7a) und GW (alle Stationen), 03/02-12/02

Die Gegenüberstellung der drei Stickstoffverbindungen verdeutlicht die Zusammenhänge. TNb integriert NO_3-N , NH_4-N und den organisch gebundenen Stickstoff und nimmt deshalb die jeweils höchsten Konzentrationen an. Ausnahmen hiervon bilden BL65 der jüngeren Kakaofläche, BL105 der älteren Plantage, GW Wald und die im Vorfluter gemessenen Werte, was auf den unterschiedlichen Methodenansatz zurückzuführen ist (Kap. 4.6.). Aus dem Vergleich der TNb-Konzentrationen mit den anorganischen Stickstoffkomponenten wird dennoch deutlich, dass organisch gebundener Stickstoff vor allem in BL25 und im Vorfluter hohe Werte einnimmt. Aus der Differenz ergeben sich folgende N_{org}-Konzentrationen in BL25: 3,3 ppm (Wald), 3,1 ppm (Kakao 7a), 2,4 ppm (Kakao 25a) bzw. 2,5 ppm im Vorfluter.

Im direkten Vergleich der Stationen sind die Gehalte an Nitrat-N innerhalb der Bestandsniederschläge, der Bodenlösung im Niveau 25 cm und dem Grundwasser nicht signifikant voneinander

differenzierbar. Deutliche Unterschiede in den weiteren Bodenlösungstiefen treten in 65 und 105 cm lediglich zwischen beiden Kakaoplantagen und in 105 cm zusätzlich zwischen der Wald und der älteren Kakaoplantage auf.

Die Tests auf NH_4-Mittelwertunterschiede zwischen den Stationen belegen die fehlenden Abweichungen zwischen den Bestandsniederschlägen und der Bodenlösung in 65 cm Bodentiefe. In 25 und 105 cm Bodentiefe und im Grundwasser sind die Messwerte zwischen der Waldfläche und der 25 Jahre alten Kakaofläche signifikant unterschiedlich, in 105 cm zusätzlich zwischen den beiden Plantagen.

Der Stationsvergleich liefert signifikante Unterschiede zwischen den TNb-Mittelwerten aller Flächen in BL65, mit Ausnahme der beiden Plantagen in BL105 und GW. Keine Signifikanzen lassen sich für die Bodenlösung in 25 cm Tiefe feststellen.

	Wald					**Kakao 7a**					**Kakao 25a**				
	n		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**	
FNS	58		1,1	a	0,6	58		1,1	a	0,6	58		1,1	a	0,6
BNS	56	→	1,9	b	0,9	56	→	1,7	b	0,9	56	→	1,8	b	0,9
BL25	39	→	4,0	c	2,4	39	→	4,8	c	2,7	38	→	4,6	c	1,7
BL65	38	->	3,1		1,6	39	->	6,3		4,8	36	→	2,3	d	1,8
BL105	32	->	2,3	d	1,8	36	→	2,5	d	2,2	34	→	4,2	e	1,4
GW	33	->	1,2		0,9	26	->	1,4		1,0	26	→	1,2	f	0,4
VF	208	→	1,9		0,8	208	→	1,9		0,8	208	→	1,9	g	0,8

Tab. 5.14: Deskriptive Statistik Nitrat-Stickstoff [ppm N] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald					**Kakao 7a**					**Kakao 25a**				
	n		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**		**n**		**Mittel**	**Stabw**	
FNS	58		0,36	a	0,26	58		0,36	a	0,26	58		0,36	a	0,26
BNS	56	->	0,46		0,26	56	→	0,51	b	0,26	56	->	0,46		0,34
BL25	39	→	0,05	b	0,02	39	→	0,08	c	0,09	38	→	0,08	b	0,03
BL65	38	→	0,09	c	0,05	39	->	0,12		0,09	36	->	0,04		0,03
BL105	32	→	0,04	d	0,03	36	→	0,04	d	0,04	34	->	0,09		0,05
GW	33	→	0,26	e	0,16	26	→	0,91	e	0,34	26	→	0,77	c	0,48
VF	208	→	0,03	f	0,03	208	→	0,03	f	0,03	208	→	0,03	d	0,03

Tab. 5.15: Deskriptive Statistik Ammonium-N [ppm N] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw
FNS[1]	56		1,4	a	0,7	56		1,4	a	0,7	56		1,4	a	0,7
BNS			n.g.					n.g.					n.g.		
BL25	39	→	7,4	b	3,3	39	→	8,0	b	2,5	38	→	7,1	b	4,3
BL65	38	→	3,4	c	0,8	39	→	4,0	c	0,3	36	→	1,3	c	1,0
BL105	32	→	1,3	d	1,0	36	→	5,8	d	0,5	34	->	3,5		1,0
GW	33	->	0,7		0,3	26	→	1,8	e	0,6	26	->	2,1	d	0,7
VF	208	→	4,4	e	0,9	208	→	4,4	f	0,9	208	→	4,4	e	0,9

Tab. 5.16: Deskriptive Statistik Total Nitrogen bound [ppm N] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus), [1]berechnet als Gesamt-N (anorganisch) aus der Summe von NO_3-N und NH_4-N

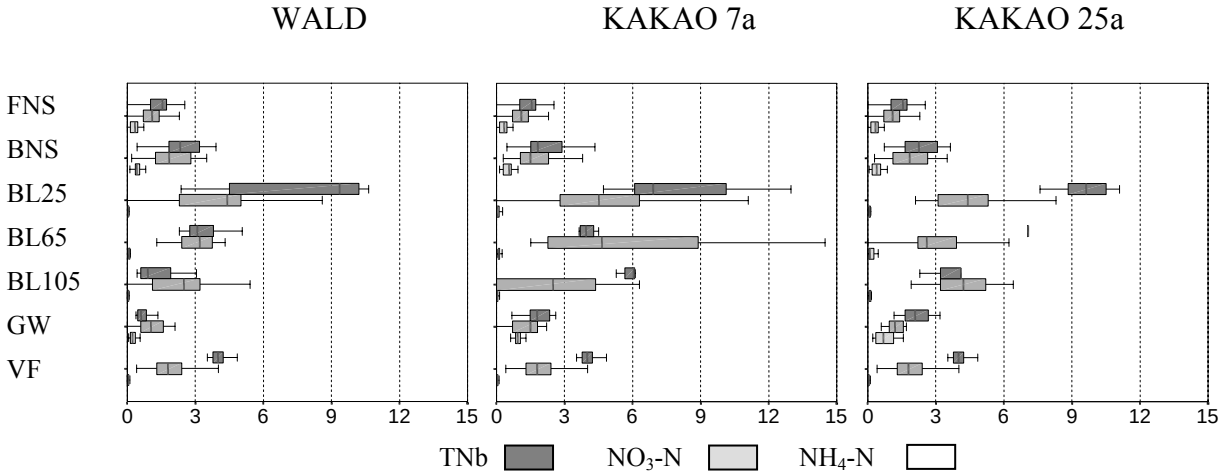


Abb. 5.26: Boxplots Stickstoffkonzentrationen (TNb, NO_3-N, NH_4-N) [ppm N]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Der Anteil von NO_3 aus nasser Deposition wird mit 0,1 bis 0,6 ppm N angegeben, demgegenüber stehen Richtwerte von 0,01 bis 0,78 ppm NH_4 bzw. 0,02 bis 0,2 ppm N_{org} (WEDEPOHL 1994). Die gemessenen Konzentrationen sind abgesehen von den auftretenden Konzentrationspeaks (s. unten) mit diesen Angaben gut vergleichbar betreffend NH_4, die gemessenen NO_3-Werte liegen etwas höher, was auf einen vermehrten Staubeintrag zurückgeführt wird. Die Abweichungen zwischen TNb und der Summe von N aus NO_3 und NH_4 werden im Freilandniederschlag als gering angenommen, da der atmosphärische Eintrag an organisch gebundenem Stickstoff niedrig ist (siehe oben).

Die höheren NO_3- und TNb-Werte in den Bestandsniederschlägen resultieren aus der Abwaschung angesammelter Stäube, aber vor allem aus der Auswaschung von N im Kronenraum. Dagegen sind die NH_4-Abweichungen zwischen FNS und BNS marginal, was auf den dominierenden Eintrag mit den

Niederschlägen verweist. Die jeweiligen Leachingraten korrespondieren, wie auch bei K und Mg, stark mit den Frischblattgehalten (BERNHARD-REVERSAT 1975). Diese werden nach Literaturwerten mit 33 g N/kg (halbimmergrüner Regenwald) bzw. 22 g N/kg Trockensubstanz (Kakao) angegeben. Die Konzentrationen im BNS weisen keine signifikanten Unterschiede zwischen Wald und Kakao auf und werden mit 1,7 ppm NO_3-N bzw. 1,2 ppm NH_4-N angegeben (HETZEL 1999). Die gemessenen Konzentrationen der vorliegenden Untersuchung sind damit betreffend NO_3-N vergleichbar, die NH_4-N-Gehalte sind um ca. Faktor 2 niedriger. Aufgrund der nicht signifikanten Mittelwertunterschiede aller Stickstoffkomponenten im Bestandsniederschlag wird, wie schon bei K, davon ausgegangen, dass sich die Unterschiede hinsichtlich Bedeckungsgrad der Untersuchungsplots und Leachingverhalten von Kakao vs. Waldvegetation auch auf die N-Gehalte ausgleichend auswirken. BERNHARD-REVERSAT (1975) gibt die N-Konzentrationen im Bestandsniederschlag unter Wald mit 2,5 bis 6,1 ppm N an. Die in dieser Studie ermittelten Konzentrationen von 2,2 bis 2,4 ppm N liegen im unteren Wertebereich, was vor allem auf die Vernachlässigung des organischen Stickstoffs und die andere Kronenraumstruktur (bei gleichen Niederschlägen) zurückgeführt wird.

Vor dem Blattabwurf wird N den Blättern des Wald- und des Kakaobestandes zu ca. 50 % entzogen (HETZEL 1999). Die Boden-N-Zufuhr aus dem Kronenraum besteht nach BERNHARD-REVERSAT (1975) zu 9 % aus dem Niederschlag, zu 25 % aus Leachingprozessen und 66 % aus der Dekomposition des Littermaterials. Der Stickstoffentzug erfolgt durch Erosion, Auswaschung, Nährstoffentzug durch den Pflanzenbestand, Entweichen gasförmiger N-Verbindungen und Ernte. Letztere wird bei einem Ertrag von 0,8 t/ha nach den Analysen von HETZEL (1999) mit 17,6 kg N/ha*a quantifiziert.

Nach KUNTZE et al. (1994) sind generell mehr als 95 % der im Boden vorhandenen Stickstoff-Verbindungen im Oberboden konzentriert, von denen bis zu 95 % organisch gebunden vorliegen. Anorganisch gebundener Stickstoff wird dabei teilweise als NH_4^+ an Tonminerale gebunden. Nitrat, Nitrit und Ammonium in der Bodenlösung bilden zusammen den pflanzenverfügbaren Stickstoff-Anteil. Haupteintragsquellen sind Niederschlag, die Mineralisierung von organischem Material und die Applikation von Dünger. Biogen wird N_2 durch Leguminosen gebunden. Hingegen ist der Eintrag über Verwitterung (v.a. NH_4) sehr gering, der N-Kreislauf im Boden wird fast ausschließlich mikrobiell gesteuert (KUNTZE et al. 1994, MERKEL & SPERLING 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die gemessenen N-Gehalte in der Bodenlösung nehmen mit der Tiefe ab. Die N-Hauptkomponente bildet dabei neben den organischen N-Verbindungen das Nitrat (bakterielle Nitrifikation). Während an der Waldstation die Nitrat-N-Sequenzen über alle Tiefen korrelieren, ist dies an den Kakaostationen nicht der Fall. Dies ist zum einen auf den anthropogenen Eingriff (s. unten), zum anderen auf die unterschiedlichen bodenphysikalischen Verhältnisse und die jeweilige Lokalisation des Wurzelhorizonts zurückzuführen. So werden die zwei auffälligen Konzentrationspeaks an der Station Kakao 7a zwar in 65 cm Tiefe registriert, nicht jedoch in 25 bzw. 105 cm. Dies deutet auf die N-Aufnahme im obersten Niveau hin, der durch den pisolitischen Horizont einen begrenzten Wurzelraum darstellt. Die hohen N-Gehalte im 65 cm Niveau verringern sich bis 105 cm Tiefe durch Denitrifikation.

Wie aus dem Vergleich der Konzentrationen zwischen TNb und den anorganischen N-Verbindungen hervorgeht, ist der Anteil organischen Stickstoffs an allen Stationen insbesondere in BL25 groß. Dabei

zeigt sich die Abfolge BL25 Wald > BL25 Kakao 7a > BL25 Kakao 25a, die sich auch in den N_t-Gehalten der Böden zeigt (Kap. 3.2.5., Anhang II).

Ein potentieller Einfluss besteht aus der Entnahmetechnik über Saugkerzen. Durch die Ausgasung der Probe steigen die pH-Werte (s. Kap. 5.2.1.2.), was im Zusammenhang mit der Denitrifikation von NO_3^- steht.

Die geringen N-Gehalte, die z.T. schon in der Bodenlösung in 105 cm Tiefe, spätestens jedoch im Grundwasser auftreten, sind vor allem auf den N-Entzug durch pflanzliche Aufnahme und mikrobielle Nitratreduktion bedingt (MERKEL & SPERLING 1996). Diese erfolgt durch zahlreiche fakultativ anaerobe Bakterien in sauerstoffarmem Milieu (<5mg/l), welches für die tieferen Bodenhorizonte und das Grundwasser konstatiert wird.
Die N-Erhöhung (NO_3-N, TNb) zwischen Grundwasser und Vorfluter wird durch den direkten Eintrag von organischem Material verursacht, das im Gewässerkörper zersetzt bzw. aus dem N ausgewaschen wird. Dafür spricht auch der hohe Anteil von N_{org} an TNb in den Probenlösungen des Vorfluters. Bezüglich des Austrags von Nährstoffen aus dem Ökosystem über den Litterfall in den Vorfluter ist sowohl der direkte Littereintrag in den Vorfluter als auch der laterale Transport von Litter zu berücksichtigen, bei dem nochmals ca. die gleiche Menge in den Vorfluter eingetragen wird (SIOLI 1975, DUDGEON 1982, JORDAN 1985). Weiterhin wird N aus Bodenzuflüssen eingetragen (SCHÖNBORN 1992).

Die im Hana gemessenen Konzentrationen (im Mittel NO_3-N 1,9 ppm, NH_4-N 0,03 ppm und TNb 5,4 ppm N) sind im Referenzvorfluter Audrenisrou deutlich niedriger betreffend Nitrat (0,6 ppm N) und TNb (1,63 ppm N) bzw. höher bezüglich Ammonium (0,08 ppm N). Der Audrenisrou wurde jedoch nur für drei Monate während der Regenzeit untersucht. Die von STOORVOGEL (1993) im Einzugsgebiet des Audrenisrou ermittelten Werte für Nitrat und Ammonium sind demgegenüber noch geringer (0,04 ppm NO_3-N und 0,01 ppm NH_4-N).

Die auffälligen Konzentrationspeaks von NO_3-N und NH_4-N, die sich in nahezu allen Kompartimenten wiederfinden, sind auf die Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen. In der Regel erfolgt im April/Mai im gesamten Teileinzugsgebiet die Ausbringung mineralischer Dünger (NPK), die sich durch Ausblasung auch in den Niederschlägen anreichern. Die hohen NH_4- und TNb-Gehalte in BL25 der Plantagen bis zum Beginn der Regenzeit 2002 und ab Mitte Dezember 2003 sind zeitlich nicht mit den Mineraldüngergaben vereinbar und werden am ehesten auf die Dekomposition der Ernterückstände (Ernte Oktober-Dezember) zurückgeführt. Zusätzlich erfolgt während dieses Zeitraums die Beseitigung des Unterwuchses, der ebenfalls auf den Flächen verbleibt.
Die NPK-Düngerapplikation äußert sich hier in einem leichten Werteanstieg Mitte Mai, der dann zusammen mit dem Vordringen der Sickerwasserfront verzögert eine Erhöhung der TNb-Gehalte in BL65 und BL105 bedingt.
Der zweite Zeitraum hoher Konzentrationen fällt mit der Applikation von Pestiziden zusammen. Zum genannten Zeitpunkt (14./21.08.2002) wurde in beiden Dörfern eine geplante Pestizidapplikation durchgeführt. Die Ausgabe an mehrere Pflanzer erklärt die Tatsache, dass sich das Maximum im August über mehrere Wochen auf- bzw. abbaut, ebenso deutet die zeitliche Verzögerung zum Grundwasser bzw. insbesondere zum Vorfluter darauf hin, dass in beiden Kompartimenten integrative

Werte des Teileinzugsgebiets erfasst werden. Durch die Applikation über Vaporisator (Zerstäubung über benzinbetriebene Pumpen) finden sich auch im Freiland- und Bestandsniederschlag ausgeprägte Konzentrationsmaxima. In der eingesetzten Kombination aus Endosulfan (Thiodan) und Dimethol-glycol-phtalate (Bassudine) wird mit letzterem auch Stickstoff eingetragen ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$), der sich in erhöhten Konzentrationen aller untersuchten Stickstoffkomponenten äußert und auch Einfluss auf die N-Gehalte der Lösungen der Waldstation und des Vorfluters hat.

Stickstoff liegt im System dominierend als NO_3-N vor, der Anteil organischen Stickstoffs ist vor allem innerhalb der oberen Bodenlösungsniveaus und im Vorfluter bedeutend. Nach Eintrag über Leachingprozesse im Kronenraum, Litterdekomposition, Düngemitteln und Pestiziden dominieren in der ungesättigten Bodenzone die Bindung an organischem Material, mikrobielle Umsätze und der Nährstoffentzug durch die Pflanzen. Die signifikanten Unterschiede zwischen den Stationen resultieren dabei aus den bodenphysikalischen Bedingungen, die Lage der Wurzelhorizonte und den Dünger- und Pestizideinsatz auf den Kakaoflächen. Der Austrag mit dem Vorfluter wird insbesondere durch Bodenwasserzuflüsse, Sedimentfracht und Leachingvorgänge innerhalb des Gewässerkörpers gesteuert.

5.2.7. Phosphorverbindungen (PO_4^3-P, P_{tot})

Die Konzentrationen von **Phosphat-P** liegen im Wertebereich zwischen n.n. (< 0,1 ppm) und 1,63 ppm P (BNS Kakao 25a) an. Im zeitlichen Verlauf zeigen sich innerhalb der Freiland- und Bestandsniederschläge abnehmende Konzentrationen mit andauernder Regenzeit (Abb. 5.27). Geringere Konzentrationen kennzeichnen die Trockenzeiten während höhere Werte jeweils bei einsetzenden Niederschlägen nach Trockenzeiten bzw. trockeneren Phasen in der Regenzeit erreicht werden (z.B. 13.02.2002, 0,89 ppm P, Station Kakao 25a, Abb. 5.27 [1]).
In der ungesättigten Zone sind die Zeitreihen von BL25, BL65 und BL105 im Vergleich zu den anderen untersuchten Kompartimenten sehr ausgeglichen und nur durch einzelne Peaks charakterisiert. Dabei ist vor allem der Peak der Station Kakao 25a am 31.07.2002 herauszustellen, der bei einem wöchentlichen Niederschlag von 105 mm auftritt und sich in allen Tiefen der Bodenlösung widerspiegelt (Abb. 5.27 [2]). In 25 cm Tiefe wird mit 0,67 ppm P zu diesem Zeitpunkt die maximale PO_4-P-Konzentration erreicht. In 65 cm beträgt der Phosphat-P-Gehalt 0,77 ppm P und steigt in 105 cm Tiefe auf maximale Werte von 1,38 ppm P an. Die Übereinstimmungen des zeitlichen Trends in den Bodenlösungen der drei unterschiedlichen Tiefen äußert sich in Korrelationskoeffizienten zwischen 0,42 bis 0,76 ($n = 32$, $\alpha = 0{,}05$)und lassen sich auch auf den anderen Messflächen nachweisen.
In den Grundwasserwerten für PO_4-P der Station Kakao 25a findet sich dieser Konzentrationsanstieg ebenfalls wieder (0,46 ppm P). Die Vorflutergehalte liegen in einem ähnlichen Wertebereich, zeigen jedoch gegenüber den Grundwassersequenzen ausgeprägtere Amplituden, die keine signifikanten Korrelationen zu den anderen Kompartimenten besitzen.

Die **gesamt-P**-Konzentrationen sind nur eingeschränkt beurteilbar, da die Werte, vor allem der Bodenlösungsproben, zum Teil unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Im zeitlichen Trend zeigen sich jedoch gute Übereinstimmungen zu allen untersuchten PO_4-P-Reihen.

Abweichungen zwischen beiden Phosphorverbindungen zeigen sich in FNS und BNS insbesondere zu Beginn der Regenzeit, wie z.B. an der Station Kakao 25a am 13.02.2002 mit P_{tot}–Konzentrationen von 1,08 ppm in FNS und 1,62 ppm P in BNS (Abb. 5.27 [1]). Insgesamt nehmen auch die P_{tot}-Konzentrationen in den Niederschlägen mit Dauer der Regenzeit ab und sind durch signifikante Korrelationen zwischen FNS zu BNS und zwischen den BNS aller Stationen gekennzeichnet ($r = 0{,}78$ bis 0,95; $n = 54$; $\alpha = 0{,}05$).

Innerhalb der Bodenlösungstiefen spiegelt sich ebenfalls der Verlauf der PO_4-P-Zeitreihen wider, jedoch sind ausgeprägte Peaks festzustellen, an denen die P_{tot}-Gehalte die des PO_4-P um ein Vielfaches übersteigen. Als Beispiel sei auf den Peak in BL25 am 18.09.2002 hingewiesen (Abb. 5.27 [3]), während dem 1,77 ppm P_{tot} und 0,08 ppm PO_4-P ermittelt wurden (der höhere Peak des gesamt-P am 21.08.2002 ist aufgrund eines fehlenden Wertes für Phosphat nicht mittelbar vergleichbar). Dieser tritt zeitgleich mit der Pestizidapplikation auf. Im Gegensatz zu den z.T. schwach korrelierten Phosphat-P-Reihen sind ausgeprägtere Korrelationen zwischen den Bodenlösungsniveaus an der Waldstation gegeben ($r = 0{,}84$ bis 0,88, $n = 33$, $\alpha = 0{,}01$).

Die P_{tot}-Sequenzen in Grundwasser und Vorfluter verhalten sich mit Ausnahme einzelner kleinerer Abweichungen identisch mit denen des PO_4-P und liegen in Wertebereichen zwischen n.n. bis 0,57 ppm P.

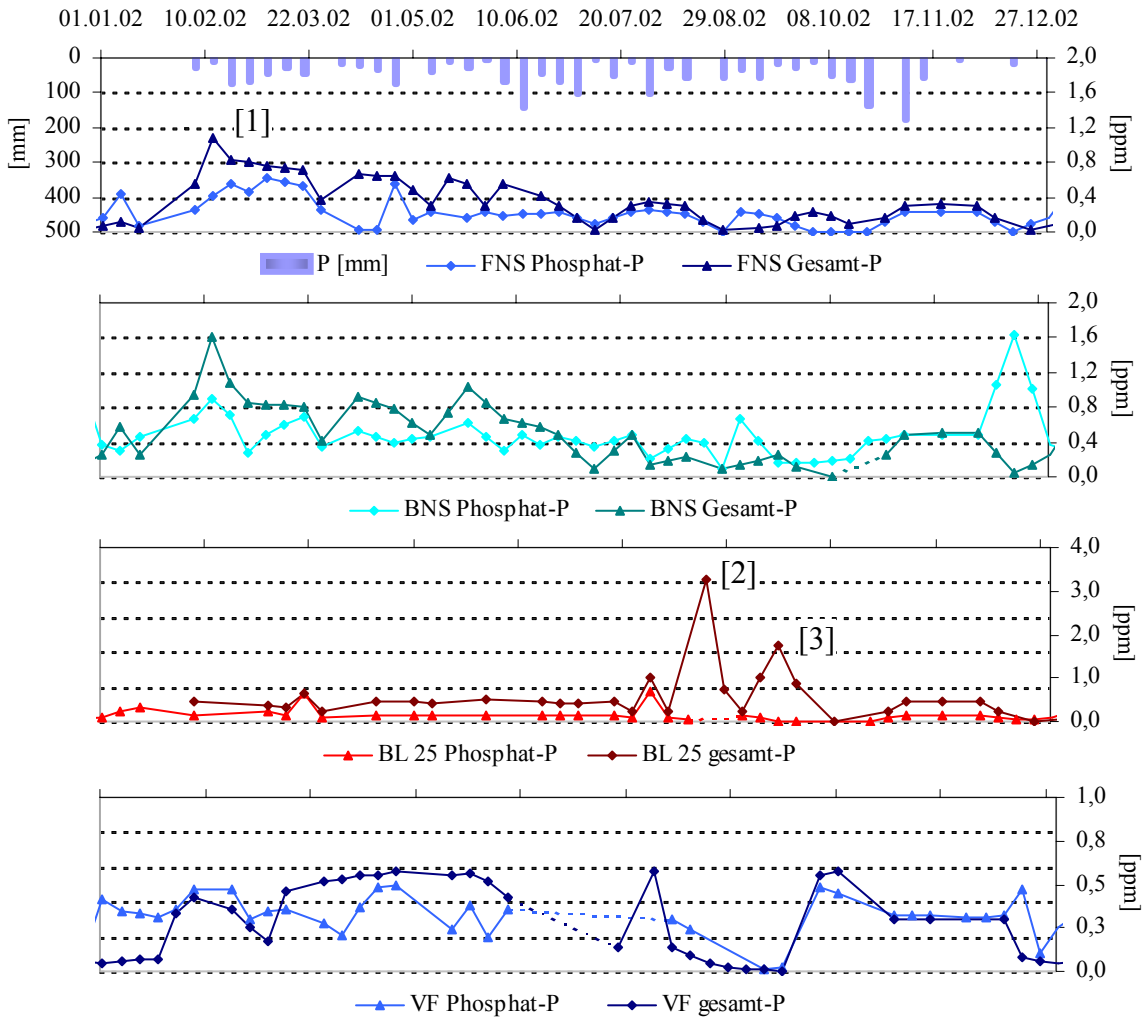


Abb. 5.27: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Konzentrationen von PO_4-P und P_{tot} [ppm P] in FNS, BNS, BL25 und VF, Station Kakao 25a, 01/02-12/02

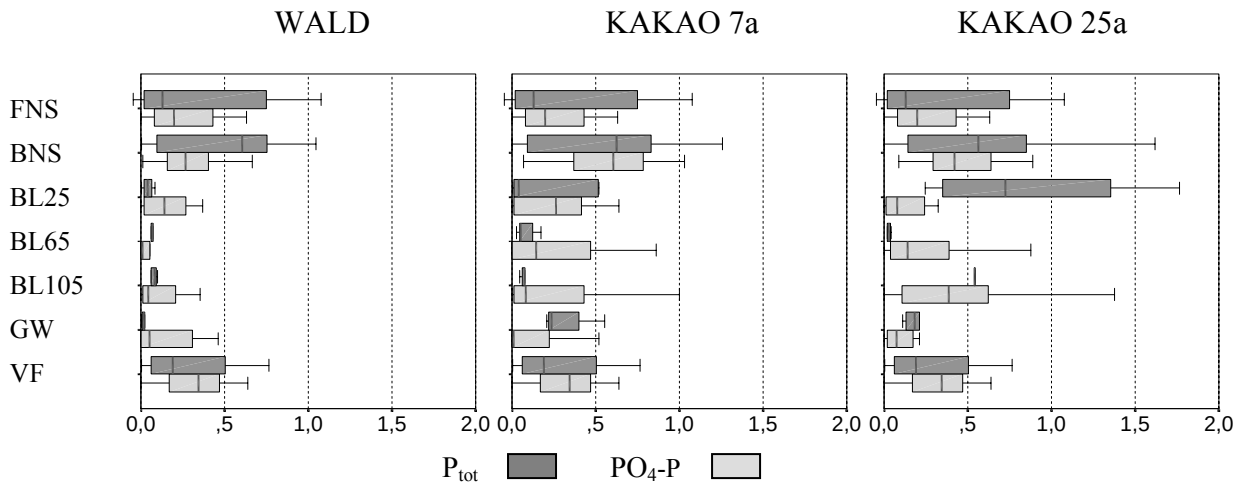


Abb. 5.28a: Boxplots Phosphorkonzentrationen (P_{tot}, PO_4-P) [ppm P]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**
FNS	56	0,26	a	0,21	56	0,26	a	0,21	56	0,26	a	0,21
BNS	54	-> 0,28		0,18	54	→ 0,57	b	0,25	54	→ 0,51	b	0,36
BL25	39	→ 0,14		0,12	39	→ 0,24	c	0,23	36	→ 0,16	c	0,19
BL65	38	→ 0,04	b	0,06	39	-> 0,26		0,30	36	-> 0,25		0,26
BL105	32	-> 0,12		0,15	36	-> 0,25		0,32	34	-> 0,40		0,44
GW	33	-> 0,14		0,18	26	-> 0,13		0,22	26	-> 0,12		0,15
VF	208	→ 0,32	c	0,18	208	→ 0,32	d	0,18	208	→ 0,32	d	0,18

Tab. 5.17: Deskriptive Statistik Phosphat-P [ppm P] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**
FNS	36	0,38	a	0,39	36	0,38	a	0,39	36	0,38	a	0,39
BNS	34	-> 0,87		0,47	34	-> 0,49		0,41	34	-> 0,56		0,46
BL25	19	→ 0,04	b	0,03	19	→ 0,17	b	0,23	18	-> 0,90	b	1,10
BL65	18	-> 0,07		0,02	19	-> 0,08		0,06	10	→ 0,03	c	0,01
BL105	12	-> 0,07	c	0,03	16	-> 0,07		0,02	14	→ 0,54	d	0,02
GW	16	→ 0,02	d	0,01	16	→ 0,31		0,16	16	→ 0,20	e	0,11
VF	200	→ 0,26	e	0,24	200	-> 0,26	c	0,24	200	-> 0,26		0,24

Tab. 5.18: Deskriptive Statistik Gesamt-P [ppm P] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Über die Analyse der Mittelwertunterschiede ergeben sich im direkten Stationsvergleich signifikante Unterschiede der PO_4-P-Konzentrationen in den Bestandsniederschlägen zwischen Wald und beiden Kakaoplantagen. Ein weiterer Unterschied zeigt sich in 65 cm Bodentiefe zwischen Wald und der älteren Kakaofläche.

Die P_{tot}-Gehalte zeigen signifikante Mittelwertunterschiede zwischen der Wald- und der Kakao 25a-Fläche bzw. zwischen den beiden Plantagen in der Bodenlösung aus 25 und 65 cm Tiefe, die in 105 cm Tiefe nur noch zwischen Wald und älterer Plantage ausgeprägt sind. Im Gegensatz zu PO_4-P sind die Differenzen im Vergleich der Grundwassermessstellen jeweils zwischen Wald und den Kakaoplantagen als signifikant zu bewerten.

Abb. 5.28b zeigt getrennt nach Versuchsflächen die P_{tot}/PO_4-P-Quotienten der Kompartimente, die den Anteil von organisch gebundenem P ausdrücken. Charakteristisch sind die hohen Werte im BNS der Waldfläche und die BL25-Werte der Kakao 25a-Station. Von einem Quotienten von 1,5 in FNS

beträgt das Maximum in BNS unter Wald 3,8. In der Bodenlösung beträgt dieser in BL25 an der Kakao 25a-Station 6,9. Im Vorfluter wird schließlich ein Quotient von 0,8 ermittelt.

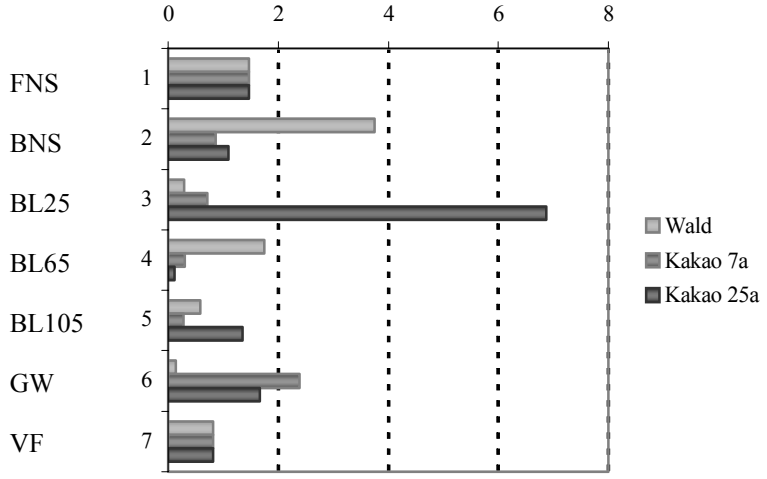


Abb. 5.28b: P_{tot}/PO_4-P-Quotienten in FNS, BNS, BL25 bis 105, GW und VF, alle Stationen

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Phosphor liegt in wässrigen Lösungen als gelöstes Phosphat, in Form von organischen Phosphorverbindungen und zu geringen Anteilen als Polyphosphat vor. Phosphat setzt sich dabei zu 85 bis 90 % aus ortho-Phosphat zusammen (KRAMER et al. 1979, STEINBERG 1989).
Der P-Eintrag in das Ökosystem erfolgt atmosphärisch durch Ausblasung aus dem Meer und der Verbrennung organischer Materie. Dem Boden wird P zusätzlich über die Verwitterung des Ausgangsgesteins, Düngemittel, P-haltige Pestizide und organisches Material zugeführt. Das im Boden enthaltene P wird ausgewaschen, erodiert bzw. durch Pflanzen als essentieller Nährstoff aufgenommen. In oberirdische Gewässer gelangt P über Grund- und Bodenwasserzuflüsse, Abwässer, Erosion und Abschwemmung festen Bodenmaterials, Litter, Dünger und Fäkalien.

Aus den dargestellten Ergebnissen lassen sich folgende Schlüsse in Bezug auf den P-Haushalt ziehen: P liegt in allen untersuchten Probensätzen zu einem großen Anteil als Phosphat vor. In den einzelnen Kompartimenten ist das Verhältnis zwischen PO_4-P und P_{tot} nicht konstant. Die höheren P-Ausgangskonzentrationen zu Beginn der Regenzeit nehmen im zeitlichen Trend nur in Freiland- und Bestandsniederschlag (und geringer im Vorfluter) ab, so dass hier von einem Einfluss der Brandaktivitäten (Eintrag P-haltiger Aschen und Stäube) und weiterer Auswaschung im Verlauf der Regenzeit ausgegangen wird. Innerhalb der Bodenlösung dominieren charakteristische Peaks, die auf den Pestizideinsatz zurückzuführen sind. Dagegen zeigt sich im Vorfluter die Synthese aus der abnehmenden Tendenz während der Regenzeit und dem Einfluss landwirtschaftlicher Maßnahmen. Der Konzentrationspeak in den Bodenlösungen, der aus der Pestizidapplikation resultiert, spiegelt sich noch bis zu 8 Wochen in Grundwasser und Vorfluter wider. Neben der zeitlichen Verzögerung ist vor allem davon auszugehen, dass die Pestizidapplikation im gesamten Teileinzugsgebiet über eine längere Phase stattgefunden hat.
Während die Zeitreihen von PO_4-P innerhalb der Niederschläge bzw. der Bodenlösungen an allen Stationen schwach korreliert sind, gilt das für P_{tot} nur in der Bodenlösung unter Wald, diese allerdings

bei hohen Korrelationskoeffizienten. Der Anteil der Phosphorkomponenten wird demnach durch den Einsatz von Düngemitteln (NPK) und Pestiziden (Bassudine $C_{12}H_{21}N_2O_3PS$) nachhaltig beeinflusst und lässt nur in der Bodenlösung unter Wald ein Gleichgewicht zwischen PO_4-P und P_{tot} entstehen. Demnach ist der hohe Quotient von P_{tot}/PO_4-P vor allem aus der Pestizidapplikation zu erklären und nicht aus einem Mehreintrag organisch gebundenem Phosphor aus der Litterdekomposition. Der Einsatz von Agrochemikalien ist Ursache der Korrelation zwischen P_{tot} im Freilandniederschlag und im Vorfluter bei fehlendem Zusammenhang betreffend PO_4-P. Stärker noch dürften der pflanzliche P-Entzug und mikrobielle Umwandlungen im Boden nur schwer quantifizierbare Veränderungen bewirken.

Signifikante Auswirkungen zeigen demnach externe Einflüsse wie Brandrodungsaktivitäten zum Ende der Trockenzeit, Düngergaben zu Beginn der Regenzeit und Applikation P-haltiger Pestizide während der Regenzeit (Juli/August).

Die Analyse der Vertikalprofile der P-Konzentrationen zeigt zwischen FNS und BNS der Waldstation konstante PO_4-P und erhöhte P_{tot}-Werte. Dies ist vor allem auf den P-Eintrag aus der Brandrodung (CHESSMAN 1986) und Leachingeffekte im Kronenraum zurückzuführen und ist deutlich aus den P_{tot}/PO_4-P-Quotienten ersichtlich. Die zusätzliche Applikation von Düngern und Pestiziden erklären die leichten Erhöhungen beider Phosphorkomponenten im Bestandsniederschlag der Kakaoplantagen. SCHLESINGER führt (1997) an, dass der P-Verlust über Leachingeffekte an der Blattoberfläche an zweiter Stelle nach Kalium und noch vor Stickstoff und Calcium anzusetzen ist. Dies konstatiert auch BERNHARD-REVERSAT (1975), die Konzentrationen von 0,13 bis 0,65 ppm P im Bestandsniederschlag eines immergrünen Regenwaldes beobachtet, welche gut mit den vorliegenden Ergebnissen vergleichbar sind.

Den Litterinput quantifiziert HETZEL (1999) mit 4,3 kg P/ha*a (Wald) bzw. 1,6 kg P/ha*a (Kakao). Obwohl insbesondere Stickstoff und Phosphor hauptsächlich über Litter in den Boden zurückgeführt werden, sind die P-Konzentrationen bereits im 25 cm Niveau der Bodenlösung abgesehen von den erwähnten Peaks sehr niedrig, wofür mehrere Gründe anzuführen sind: P kann durch Fe und Al gebunden werden. Darauf beruht die nur geringe P-Verfügbarkeit in vielen tropischen Böden (SANCHEZ et al. 1982a, SMEK 1985). Die hohen Eisen- und Aluminiumgehalte im Boden beeinflussen vor allem das Lösungs- und Sorptionsgleichgewicht ortho-Phosphat (KASK 1973, SERRUYA 1983). Im Gegensatz zu der permanent negativen Ladung in Böden der temperaten Klimate werden tropische Böden durch Oxide und Hydroxide von Fe und Al dominiert, was zu variablen pH-abhängigen Ladungen führt (UEHARA & GILMAN 1981, SOLLINS et al. 1988). Unter sauren Bedingungen sind diese Böden z.T. positiv geladen (Ergebnis der Assoziation von H^+ mit den oberflächennahe Hydroxidgruppen). Die Anionenadsorption (AAK) folgt $PO_4^{3-} > SO_4^{2-} > Cl^- > NO_3^-$, was die geringe Verfügbarkeit von Phosphor in vielen tropischen Böden erklärt. Die AAK wird durch organische Substanz im Boden verhindert: vor allem organische Anionen binden die reaktiven Oberflächen von Fe und Al-Mineralen (JOHNSON & TODD 1983, HUE 1991, KARLTON & GUSTAFSSON 1993, GU et al. 1995).

Der Anteil an pflanzenverfügbarem P ist pH-abhängig, das Maximum wird bei pH 7,0 in der Bodenlösung erreicht. Bei niedrigeren pH-Werten fällt P mit Fe und Al, bei hohen pH-Werten dagegen mit Ca aus (LINDSAY & MORENO 1960). Weiterhin ist davon auszugehen, dass die P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln sehr schnell erfolgt. Andererseits kann aufgrund der

vorliegenden Böden davon ausgegangen werden, dass vor allem die Kakaoflächen nur wenig fruchtbare Standorte für Pflanzen darstellen, für die häufig P der limitierende Faktor darstellt. Für diese Standorte konstatieren mehrere Autoren Anpassungsstrategien der Pflanzen, die bei Mangel eines Nährstoffes auch geringe Konzentrationen in Frischblättern und Blattstreu aufweisen. Dabei entspricht diese geringere Nährstoffmenge trotzdem einem größeren Anteil des gesamten Nährstoffpools, was die zentrale Stellung des Pflanzennährstoffs innerhalb der Photosynthese verdeutlicht (BOERNER 1984, CHAPIN 1988, PUGNAIRE & CHAPIN 1993, KILLINGBECK 1996). Im weiteren Verlauf der Bodenlösungsniveaus zeigen sich unterschiedliche Tendenzen, die vor allem auf die Lage des Wurzelhorizontes und die pedologischen Bedingungen zurückzuführen sind.

Die höheren Konzentrationen im Vorfluter resultieren aus dem Einsatz von Agrochemikalien und den Brandrodungsaktivitäten, nach denen in Flüssen eine Erhöhung der Kalium-, Stickstoff und Phosphorkonzentrationen und der Elektrischen Leitfähigkeit anzunehmen ist (CHESSMAN 1986, GOLDAMMER 1990). Anteil daran haben auch lateraler und direkter Eintrag von Litter und Sediment (SCHÖNBORN 1992). Da die Gehalte an PO_4-P im Vorfluter nicht bzw. die an P_{tot} nur schwach mit der Menge an abfiltrierbaren Stoffen korrelieren, ist hier nicht mit einer hohen P-Zufuhr - wie bei MCCLAIN et al. (1995) und POELS (1989) konstatiert - über Sedimenteintrag zu rechnen. ILTIS & LÉVÈQUE (1982) geben als Beispiel der saisonalen Ausprägung im Comoé im Osten der Côte d'Ivoire Gehalte von 1,4 ppm P während der Regenzeit bei nur 0,2 ppm P zur Trockenzeit an.

Es ist festzuhalten, dass die hohen P-Gehalte im Vorfluter vor allem auf die landwirtschaftliche Nutzung im Teileinzugsgebiet zurückzuführen sind. Dies zeigt sich deutlich an den niedrigen Konzentrationen im Grundwasser unter Wald gegenüber hohen Werten unter Kakao. Dadurch liegen die mittleren Messwerte des Vorfluters mit 0,26 ppm P deutlich über dem Fließgewässergrenzwert von 0,04 ppm P, bei dem Gewässereutrophierung einsetzt (BARNDT et al. 1986/87, DEV 1993). Fließgewässer sind grundsätzlich gegenüber Phosphatbelastungen unempfindlicher als stehende Gewässer, da sie mit der ankommenden Welle schnell abtransportiert werden (STUMM & BACCINI 1978, HAMMER & MACKICHAN 1981, UHLMANN 1985, PAYNE 1986). In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie sich die vor allem saisonal hohen Konzentrationen auf die Fließgewässerökologie im weiteren Verlauf des Hana auswirken, bis eine Verdünnung auf natürliche Wertebereiche erfolgt ist. Durch den nicht-geschlossenen P-Kreislauf, in dem P mit den Vorflutern in die Meere transportiert wird, wird dem Ökosystem stetig P entzogen, so dass dieses nicht mehr für den Pflanzenmetabolismus zur Verfügung steht.

P ist wie K, Ca, Mg und N ein Nährstoff, der in bedeutenden Anteilen durch Leachingprozesse im Kronenraum ausgewaschen wird. Zudem wird P durch Ausblasung aus dem Meer und bei der Verbrennung organischer Materie eingetragen. Auch bei P zeichnet sich ein signifikanter Einfluss der Landnutzungsmaßnahmen mit NPK-Düngung und dem Einsatz P-haltiger Pestizide ab. Aufgrund der geringen Konzentrationen in der Bodenlösung ist von einer raschen Pflanzenaufnahme auszugehen. Die niedrigen pH-Werte und hohen Fe- und Al-Anteile im Boden bedingen jedoch gleichzeitig eine geringe P-Verfügbarkeit, so dass P als limitierender Faktor im Nährstoffhaushalt anzusehen ist. Die Gehalte im Vorfluter sind insbesondere nach Düngung und Pestizidausbringung als hoch zu bewerten, sind aber im Mittel vergleichbar mit denen anderer Einzugsgebiete Westafrikas.

5.2.8. Silicium (Si)

Gelöstes Silicium nimmt Werte von minimal 0,0 ppm (n.n.) (FNS) bis maximal 20,4 ppm Si (BL105 Kakao 25a) an. Niedrige Konzentrationen kennzeichnen Freiland- und Bestandsniederschläge sowie das Grundwasser, während die höchsten Konzentrationen jeweils innerhalb der Bodenlösung auftreten.

Im zeitlichen Verlauf steigen die Si-Werte in FNS und BNS während der Regenzeit leicht an. Betreffend der Konzentrationsminima und –maxima ist zwischen Trocken- und Regenzeit zu differenzieren. Die Trockenzeit ist durch relativ konstante Verläufe gekennzeichnet, die Gehalte bewegen sich im Bereich der jeweiligen Mittelwerte. Größere Schwankungen und höhere Werte treten in den Bestandsniederschlägen zur Hauptphase der Regenzeiten zwischen Juli und Oktober auf und erreichen maximale Werte am 21./28.08.2002 (Wald 0,7 ppm, Kakao 7a 0,8 ppm, Kakao 25a 0,8 ppm Si, Abb. 5.29 [1]) während und nach einer kurzen trockenen Periode. Ein zweiter Anstieg ist vom 25.09. bis 16.10.2002 nach einer Phase mit geringen wöchentlichen Niederschlägen von 10 bis 28 mm zu verzeichnen, in der maximale Werte von 0,7 ppm (Wald), 0,8 ppm (Kakao 7a) bzw. 0,9 ppm Si (Kakao 25a) gemessen werden (Abb. 5.29 [2]).

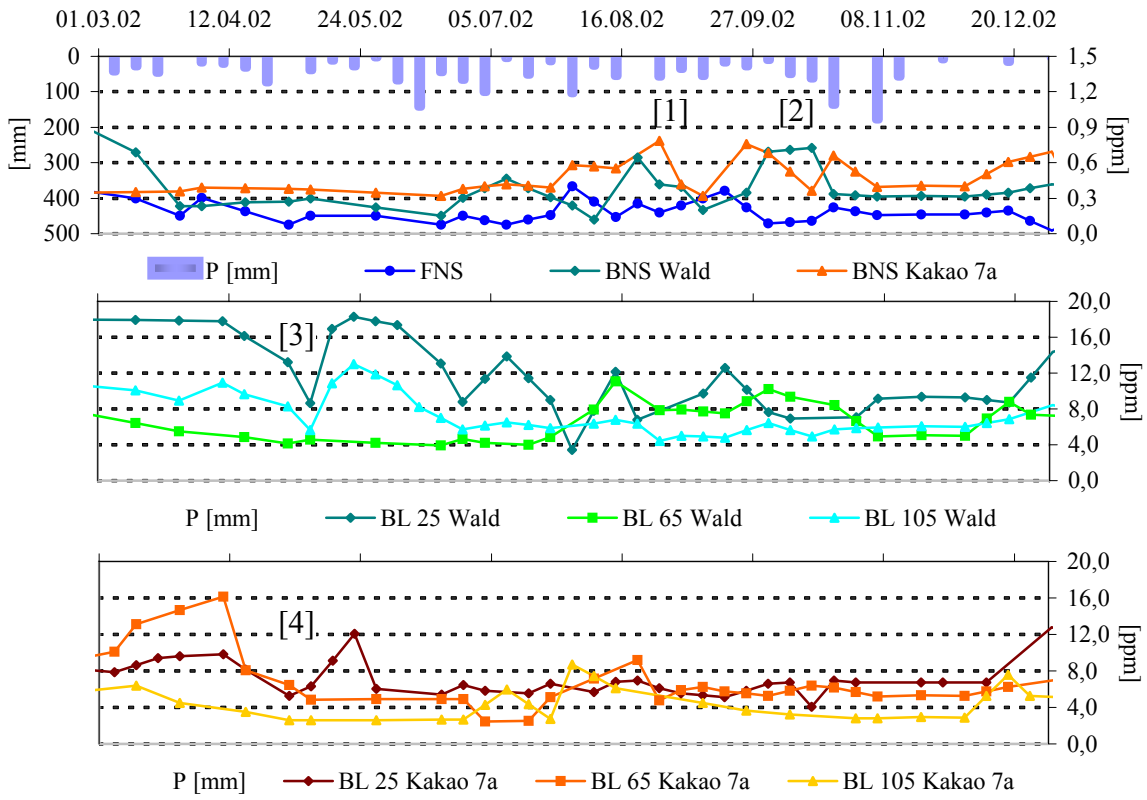


Abb. 5.29: Wöchentliche Niederschläge [mm] und Silicium-Konzentrationen [ppm Si] in FNS, BNS und BL25 bis 105, Station Wald und Kakao 7a, 03/02-12/02

Im zeitlichen Trend der Bodenlösungen nehmen die Si-Konzentrationen mit Dauer der Regenzeit ab. An den Messflächen Wald und Kakao 7a werden die höchsten Konzentrationen jeweils in 25 cm Bodenlösung erreicht, wohingegen auf der älteren Kakaoplantage der maximale Mittelwert in 105 cm (14,6 ppm Si) liegt. Innerhalb der Zeitreihen fällt der Konzentrationsrückgang der Si-Werte am 08.05.2002 bei 0 mm wöchentlichem Niederschlag auf, der vor allem an der Waldstation in 25 cm und

an der Kakao 25a-Station in 105 cm Tiefe durch einen Wertesprung charakterisiert ist (Abb. 5.29 [3] & [4]).

Die Si-Zeitreihen der Grundwasserproben sind mit Ausnahme der Waldfläche signifikant mit der des Freilandniederschlags korreliert (r = 0,70 bis 0,91, n = 26, α = 0,05). Im Vergleich zwischen den Stationen werden niedrigere Werte im Grundwasser der Waldfläche ermittelt, die höchsten Werte mit maximal 6,10 ppm werden an der jüngeren Kakaostation erfasst. Demgegenüber sind die Si-Werte im Vorfluter deutlich höher und schwanken zwischen 4,0 und 8,3 ppm Si. Auch bei Si lässt sich eine abnehmende Tendenz mit Dauer der Regenzeit feststellen (s. auch Kap. 5.3.4.1.).

Tabelle 5.19 und Abb. 5.30 zeigen die vertikale Abfolge der Si-Konzentrationen von Freilandniederschlag bis Vorfluter, aus denen die tendenzielle Abnahme der Si-Gehalte in der Bodenlösung an den Stationen Wald und Kakao 7a bzw. Zunahme an der Station Kakao 25a hervorgeht.

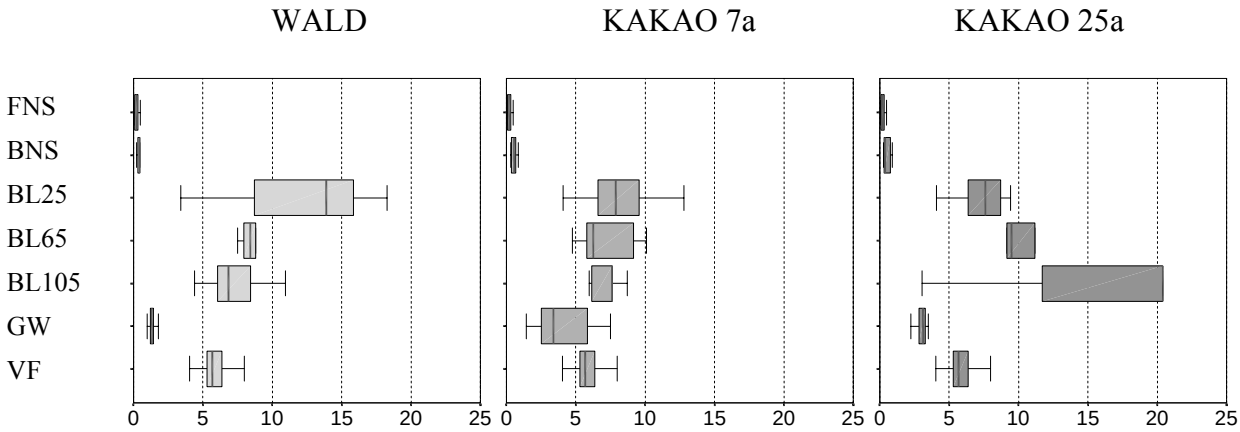


Abb. 5.30: Boxplots Siliciumkonzentrationen [ppm Si]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald					Kakao 7a					Kakao 25a				
	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw	n		Mittel		Stabw
FNS	46		0,2	a	0,1	46		0,2	a	0,1	46		0,2	a	0,1
BNS	44	→	0,4	b	0,2	44	→	0,5	b	0,2	44	→	0,5	b	0,3
BL25	34	→	2,4	c	4,7	34	→	8,1	c	2,4	31	→	7,4	c	1,7
BL65	33	->	8,8		1,2	34	->	7,4		3,1	31	->	10,0		3,3
BL105	27	->	7,5	d	2,4	31	->	7,2		1,2	29	->	14,6		10,0
GW	28	→	1,4	e	0,3	26	→	3,4	d	1,7	26	→	3,0	d	0,4
VF	208	→	5,9	f	1,0	208	→	5,9	e	1,0	208	→	5,9	e	1,0

Tab. 5.19: Deskriptive Statistik Silicium [ppm Si] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Im direkten Vergleich der Messflächen sind dementsprechend keine signifikanten Mittelwertunterschiede der Si-Messreihen der Bestandsniederschläge gegeben, während sich im Niveau 25 cm der Bodenlösung und im Grundwasser deutlich die Waldfläche von den Kakaoplantagen differenzieren lässt.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Si-Einträge in Freiland- und Bestandsniederschläge erfolgen in gelöster Form als schwache Säure und dominierend über Staubdepositionen, die vor allem während des Harmattans erhöhte Konzentrationen von H_4SiO_4 im Niederschlag bedingen. HERRMANN (1997) quantifiziert den Eintrag über Stäube im Süden Ghanas mit 39 kg Si/ha. Die während der Regenzeit auftretenden charakteristischen Maxima sind differenziert zu betrachten. Der Konzentrationsanstieg im August wird nach einer niederschlagsfreien Phase registriert, so dass hier von einem Mehreintrag terrestrischer Stäube auszugehen ist. Das Maximum im September ist dagegen auf ein Sturmereignis mit hohen Windgeschwindigkeiten zurückzuführen. Die generell erhöhten Werte des Bestandsniederschlags resultieren aus der Ablagerung und Abspülung dieser Stäube (impaction).

Die Freisetzung von Si erfolgt primär aus der Silikatverwitterung, die vor allem in der ungesättigten Zone des Bodens unter Einwirkung von Wasser und Steuerung über den CO_2-Partialdruck stattfindet. Die Löslichkeit der Si-Oxide ist im Bereich pH 2 bis 8 nahezu pH-unabhängig, wird jedoch mit steigender Temperatur intensiviert. Daraus folgt eine starke Desilifizierung der Böden in den humiden Tropen in Verbindung mit einer residualen Anreicherung von Fe- und Al-Oxiden (KUNTZE et al. 1994). Bei der Feldspatverwitterung (als Beispiel des wichtigsten gesteinsbildenden Silikats) kommt es durch die Einwirkung von H_2O und CO_2 zur Bildung von Hydrogencarbonat, Monokieselsäure und Aluminiumsilikaten, das jeweilige Metallion (z.B. K^+) wird dabei frei. Im Fall betreffend des im Untersuchungsgebiet dominierenden Feldspatvertreters Muskovit (PAPON et al. 1973, s. Anhang I) resultiert daraus folgende Reaktionsgleichung:

$$KAl_2(OH)_2AlSi_3O_{10} + 10\ H_2O = K^+ + 3\ Al^{3+} + 3\ H_4SiO_4$$

Neben der Silikatverwitterung sind betreffend der Si-Freisetzung auch Lösungsprozesse von Quarz anzuführen, die jedoch unabhängig vom CO_2-Partialdruck stattfinden und erst ab pH < 4 ein deutlicher Anstieg der Löslichkeit von Quarz zu verzeichnen ist (MERKEL & SPERLING 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die grundlegenden Prozesse der Silikatverwitterung zeigen sich auch im vertikalen Verlauf der Si-Konzentration in der Bodenlösung. Die hohen Konzentrationen innerhalb der Bodenlösung spiegeln aufgrund ihrer rein pedogenen und geogenen Herkunft besonders deutlich die bodenphysikalischen und –hydrologischen Verhältnisse wider. Wie auch für Na und Fe zeigt sich innerhalb der ungesättigten Zone unter Wald und jungem Kakaobestand eine kontinuierliche Abnahme, an der älteren Plantage eine Zunahme der Si-Gehalte mit der Tiefe. Diese Tendenzen sind Resultat der Freisetzung von Verwitterungsprodukten, die an den Stationen Wald und Kakao 7a verstärkt in dem pisolithischen Horizont nahe der Oberfläche stattfindet, während an der jungen Kakaoplantage aufgrund der sedimentären Deckschicht erst mit steigender Tiefe höhere Konzentrationen erreicht werden.

Die tendenzielle Abnahme der Si-Konzentrationen mit andauernder Regenzeit ist am ehesten auf Verdünnungseffekte zurückzuführen. In der Trockenzeit sind die Gehalte in der Bodenlösung durchwegs gering (nicht dargestellt), zeigen keine Erhöhung bei Einsetzen des Harmattans (dessen Eintrag im Vergleich zu den Konzentrationen der Bodenlösung marginal ist) und steigen mit einsetzenden Niederschlägen stark an. Nach der Desorption von Si liegt dieses als schwache Säure in der Bodenlösung vor, die wiederholt von nachfließendem Bodenwasser verdrängt wird. Während der Trockenzeit kommt es aufgrund geringer bis fehlender Wasserflüsse zu einer relativen Anreicherung von Si, welches mit den neu einsetzenden Niederschlägen ausgewaschen wird. Der sprunghafte Rückgang der Si-Konzentrationen im Mai 2002, der sich auch in den Sequenzen der EC_{25} zeigt, ist daher am ehesten mit den fehlenden Niederschlägen der Vorwoche vereinbar, insbesondere, da im Anschluss wieder ein starker Anstieg der Konzentrationen zu verzeichnen ist.

Die Sequenzen des Grundwassers mit niedrigen Konzentrationen verdeutlichen die zunehmende Desilifizierung und Auswaschung von Si, wohingegen bei den höheren Si-Werten innerhalb des Vorfluters der Einfluss lateraler Bodenzuflüsse berücksichtigt werden muss (JONES & BOWSER 1978). Der mittlere Gehalt von 5,9 ppm Si korrespondiert gut mit den Angaben von STUMM & MORGAN (1981) für Oberflächengewässer von 0,15 –0,65 mmol/l entsprechend ca. 4 bis 18 ppm Si. Im Audrenisrou wird für den Messzeitraum von August bis Oktober im Vergleich zum Hana eine deutlich größere Konzentration von 13 ppm Si gemessen, die bei STOORVOGEL (1993) noch höher liegt (21 ppm Si). Diese Werte sind vor allem auf andere Bodenbedingungen und höhere Jahresniederschläge bzw. die Erfassung während der Regenzeit zurückzuführen. Nach WHITE & BLUME (1995) ist der Si-Austrag über den Vorfluter ein guter Index für die chemische Verwitterung, wobei die Si-Konzentrationen im Vorfluter mit steigender Temperatur und zunehmenden Jahresniederschlägen ansteigen (SOBIERAJ et al. 2002).

Silicium wird in bedeutenden Anteilen über Staubdeposition und insbesondere während des Harmattans eingetragen. Hauptquelle für Si ist jedoch die Silikatverwitterung, so dass sich im vertikalen Verlauf deutlich die bodenphysikalischen Bedingungen widerspiegeln. Die erhöhten Konzentrationen im Oberboden unter Wald und Kakao 7a sind demzufolge durch die Lage des pisolithischen Horizonts begründet, während unter Kakao 25a die Verwitterungsprodukte vor allem in größerer Tiefe unterhalb der sedimentären Deckschicht freigesetzt werden. Die relativ hohen Si-Konzentrationen im Vorfluter demonstrieren die intensive chemische Verwitterung bei hohen Temperaturen und Niederschlägen.

5.2.9. Organische Kohlenstoffverbindungen (TOC, DOC, POC)

Die organischen Kohlenstoffverbindungen wurden als gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) in unfiltrierten und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) in filtrierten Lösungen gemessen. Aus der Differenz der beiden Parameter errechnet sich der partikulär gebundene Kohlenstoff (POC). Während der ersten Projektphase wurden hierbei nur die Gehalte der ungesättigten Zone, des Grundwassers und des Vorfluters bestimmt.

Die gemessenen TOC-Gehalte reichen von 1,02 ppm (GW Kakao 7a) bis 68,25 ppm (BL25 Wald). Geringe Konzentrationen werden in der Regel im Grundwasser und innerhalb einzelner Bodenlösungsniveaus erreicht.
In der ungesättigten Bodenzone treten maximale Werte jeweils in der Bodenlösung aus 25 cm Bodentiefe an allen Stationen auf. An der Waldstation sind die größten Werteamplituden gegeben (3,78 ppm bis 42,3 ppm), dabei treten drei charakteristische Konzentrationsmaxima auf. Bei tendenziell absinkenden Gehalten nach Beginn der Regenzeit werden in BL25 zwei Maxima am 10.07. (27,15 ppm) bzw. 14.08.2002 (41,67 ppm) deutlich (Abb. 5.31 [1] & [2]). In 65 und 105 cm Tiefe finden sich diese TOC-Anstiege nicht bzw. nur abgeschwächt wieder.
Die Kakaoplantagen weisen im Gegensatz zur Waldstation deutlich geringere TOC-Gehalte auf. Die Werte der Bodenlösungen der Kakao 7a-Station reichen von minimal 2,65 ppm bis maximal 15,69 ppm, die der Kakao 25a-Fläche von 3,70 ppm bis 14,10 ppm. An beiden Stationen setzt sich in der Zeitreihenbetrachtung die Bodenlösung aus 25 cm Tiefe durch höhere Werte und größere Werteamplituden von den beiden anderen Bodentiefen ab. Während die Gehalte in Lösungen der jüngeren Plantage jeweils um die mittleren Werte schwanken, zeigt sich an der älteren Plantage insbesondere in BL25 ein tendenzieller Anstieg mit Fortschreiten der Regenzeit.
Die Grundwassergehalte des gesamten gebundenen Kohlenstoffs sind gering und nehmen eine Konzentrationsspanne von 1,12 ppm bis 3,78 ppm (Wald), 1,02 ppm bis 4,00 ppm (Kakao 7a) Abgesehen von dieser Phase verlaufen die TOC-Sequenzen aller Stationen nahezu identisch mit Abweichungen von maximal ± 2 ppm in der Abfolge Wald < Kakao 7a < Kakao 25a. Deutlich abgrenzbar sind die TOC-Konzentrationen im Vorfluter, die zwischen 8,61 und 34,68 ppm variieren. Drei Phasen mit maximalen Werten sind identifizierbar zu Beginn der Regenzeit 2002 zwischen 20.02. bis 24.04.2002 mit maximal 34,68 ppm bzw. vom 02.10. bis 09.10. mit maximal 31,67 ppm.

Die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff ist in allen untersuchten Zeitreihen signifikant mit dem gesamten organischen Kohlenstoff korreliert (s. Abb. 5.34) und zeigt im zeitlichen Verlauf die gleichen Tendenzen. Im Untersuchungszeitraum liegen die Werte zwischen 1,38 ppm und 41,60 ppm und liegen im Mittel innerhalb der Bodenlösung um maximal 19 %, im Grundwasser bis zu 30 % und im Vorfluter bis zu 28 % unter den TOC-Gehalten. Diese Prozentsätze spiegeln gleichzeitig auch den Anteil an partikulär gebundenem Kohlenstoff wider, für den Werte im Bereich von n.n. bis 26,65 ppm (BL25 Wald) errechnet wurden. Mit größten mittleren Werte für POC (Mittel 4,05 ppm) setzt sich der Vorfluter deutlich von den anderen Kompartimenten ab.

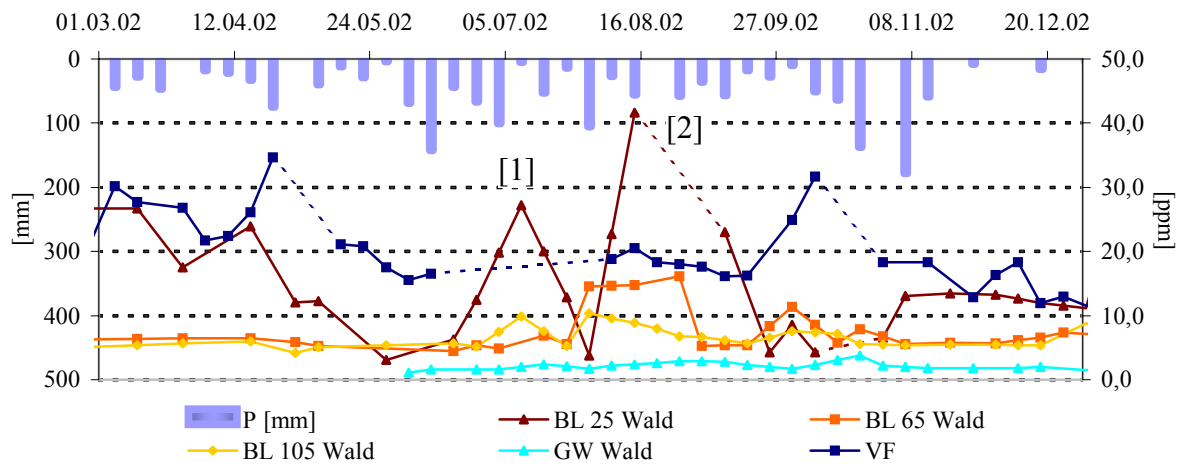


Abb. 5.31: Wöchentliche Niederschläge [mm] und TOC-Konzentrationen [ppm C] in BL25 bis 105, GW und VF, Station Wald, 03/02-12/02

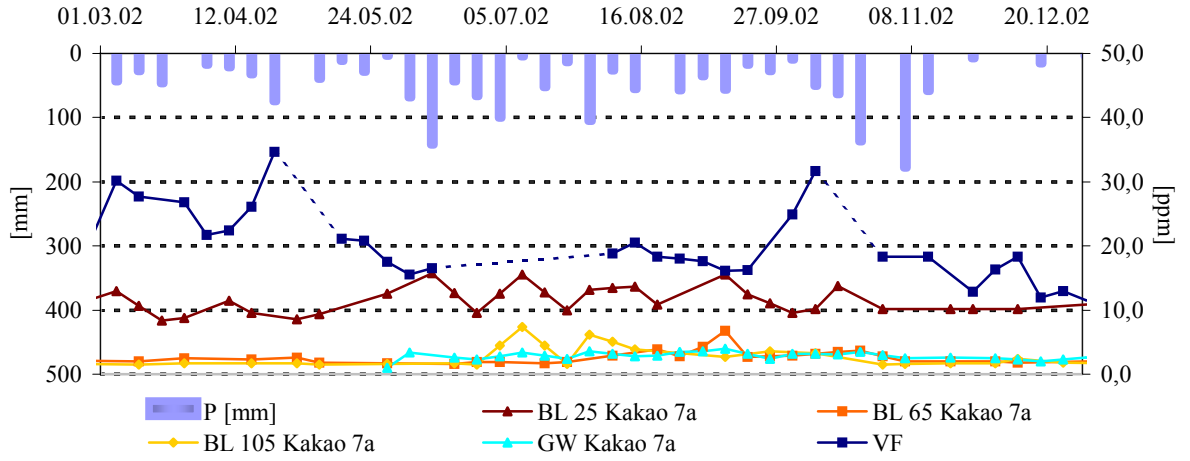


Abb. 5.32: Wöchentliche Niederschläge [mm] und TOC-Konzentrationen [ppm C] in BL25 bis 105, GW und VF, Station Kakao 7a, 03/02-12/02

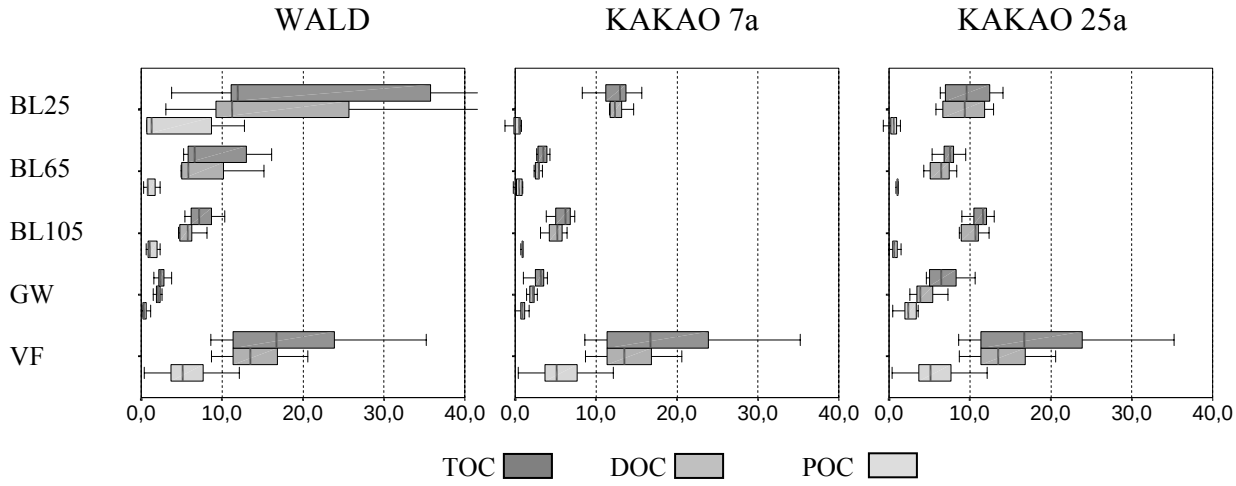


Abb. 5.33: Boxplots organische Kohlenstoffverbindungen (TOC, DOC, POC) [ppm C]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw
BL25	17	24,28	a	19,57	20	12,53	a	2,19	15	9,80	a	2,95
BL65	33	→ 9,10	b	4,25	14	→ 3,69	b	1,29	14	-> 7,42		1,41
BL105	17	-> 7,45		1,61	14	-> 5,81		1,77	15	-> 10,74		2,63
GW	16	→ 2,42	c	0,68	16	→ 2,94	c	0,76	16	-> 6,86	b	2,25
VF	197	→ 18,07	d	7,44	197	→ 18,07	d	7,44	197	→ 18,07	c	7,44

Tab. 5.20: Deskriptive Statistik TOC [ppm C] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw
BL25	17	17,96	a	13,70	20	12,20	a	2,07	15	9,28	a	2,73
BL65	33	-> 7,84		3,64	14	→ 2,83	b	0,33	14	-> 6,35		1,49
BL105	17	-> 5,86	b	1,14	14	→ 4,93	c	1.65	15	-> 9,94		2,47
GW	16	→ 2,09	c	0,37	16	→ 2,11	d	0,39	16	-> 4,42	b	1,56
VF	197	→ 14,02	d	3,64	197	→ 14,02	e	3,64	197	→ 14,02	c	3,64

Tab. 5.21: Deskriptive Statistik DOC [ppm C] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw	n	Mittel		Stabw
BL25	17	6,79	a	9,79	20	0,33	a	1,23	15	0,53	a	0,66
BL65	33	→ 1,26	b	0,91	14	→ 0,79	b	1,12	14	→ 1,04	b	0,09
BL105	17	-> 1,40		0,66	14	-> 0,87		0,13	15	-> 0,71		0,41
GW	16	→ 0,48		0,34	16	→ 0,96		0,49	16	-> 2,44		1,04
VF	197	→ 4,05	c	3,33	197	→ 4,05	c	3,33	197	→ 4,05	c	3,33

Tab. 5.22: Deskriptive Statistik POC [ppm C] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Im direkten Vergleich der jeweiligen Konzentrationen sind die Mittelwerte von TOC, DOC und POC in BL25 der beiden Plantagen signifikant unterschiedlich, in BL65 und GW weichen auch die Konzentrationsmittel zwischen Wald und jüngerer Kakaofläche deutlich voneinander ab.

Die Konzentrationen von TOC und DOC (und damit auch POC) korrelieren signifikant in den untersuchten Kompartimenten aller Stationen. Abbildung 5.34 zeigt ausgewählte Matrixdiagramme, die diesen Zusammenhang verdeutlichen. Aus der statistischen Analyse resultieren daraus Korrelationskoeffizienten von r = 0,64 (GW Kakao 7a, n = 16, α = 0,01) bis r = 0,99 (BL105 Kakao 7a, BL65 Kakao 25a, n = 14, α = 0,01). Aus dem Vergleich zur 1:1-Referenzlinie lässt sich der Anteil von DOC bzw. POC an TOC ersehen. Ein niedrige Steigung verweist auf einen geringen Anteil von DOC bzw. hohen Anteil von POC an TOC. Dies lässt sich im Vergleich der Stationen vor allem für die Grundwasserwerte aller Stationen bzw. auch für die Bodenlösung in 105 cm Tiefe der Waldstation konstatieren.

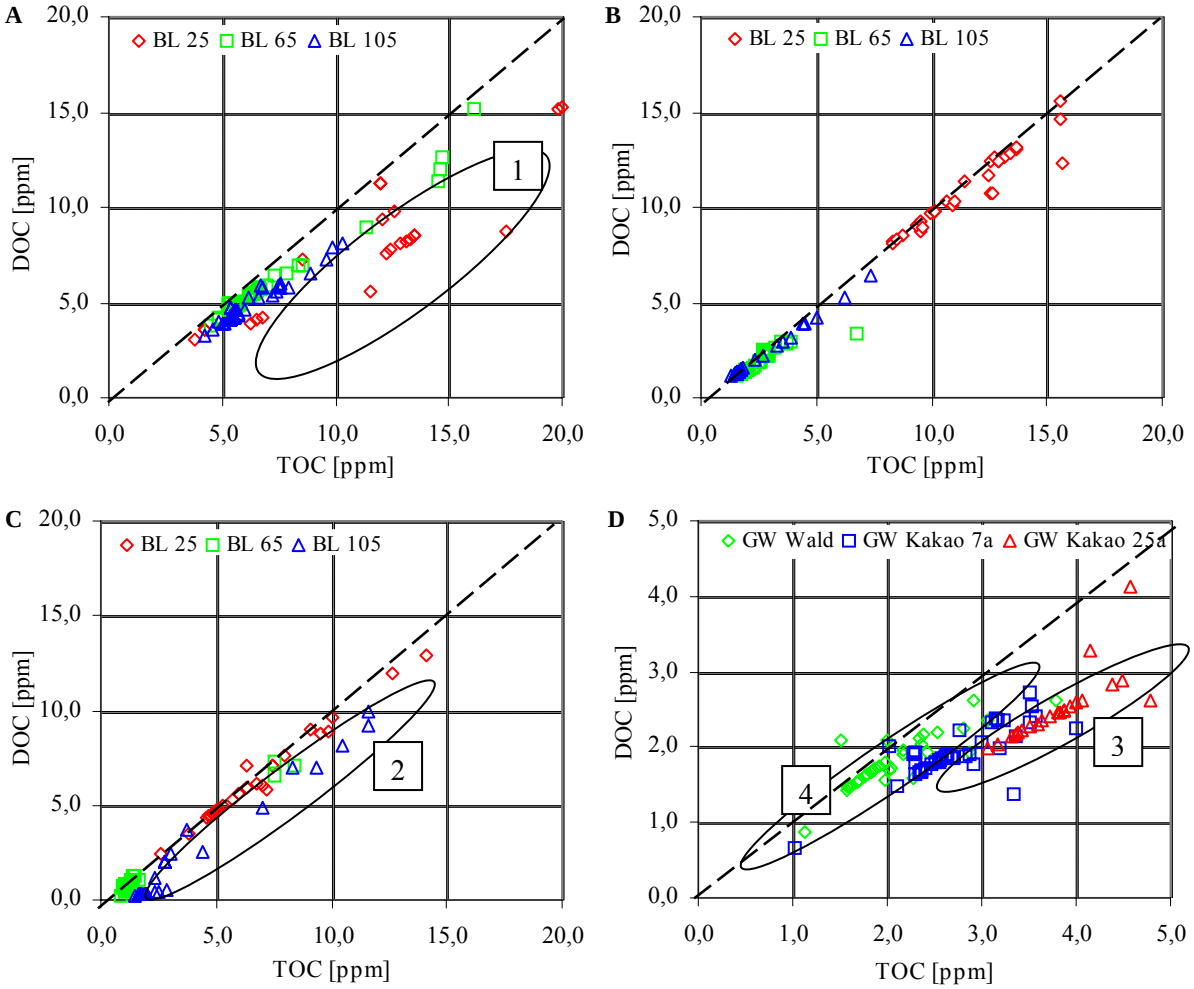


Abb. 5.34: Matrixdiagramme TOC- und DOC-Konzentrationen in BL und GW [ppm C]: A) BL Wald, B) BL Kakao 7a, C) BL Kakao 25a und D) GW alle Stationen (abweichende Skalierung); Markierungen verweisen auf charakteristische Abweichungen, siehe Diskussion

Hinsichtlich der TOC/DOC-Beziehungen (Abb. 5.34) ist zu berücksichtigen, dass das Saugkerzenmaterial eine Vorfiltration bedingt. Dennoch ergeben sich einige Zusammenhänge aus der Lage und Verteilung der Punkte. Unter Wald (A) kommt es in BL25 im Vergleich zu den anderen Tiefenniveaus zu einem höheren Anteil partikulären C-Eintrags [1], während sich unter dem jüngeren Kakaobestand (B) in allen Tiefen ein gleiches Verhältnis zwischen TOC und DOC ausbildet. An der älteren Kakaoplantage (C) fällt vor allem das Niveau 105 cm durch einen höheren partikulären Eintrag

auf [2].
Auch innerhalb des Grundwassers zeigt sich an den drei Stationen ein unterschiedliches Verhalten. Während an der Kakao 25-Fläche ebenso wie in BL105 im Grundwasser höhere partikuläre Anteile organischen Kohlenstoffs enthalten sind [3], streuen die TOC/DOC-Verhältnisse an der Kakao 7a-Fläche relativ weit. An der Waldstation sind die POC-Anteile konstant und niedrig.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Neben dem partikulären Anteil integriert TOC die löslichen Anteile der Kohlenhydrate und Aminosäuren bzw. Humin- und Fulvosäuren, die vor allem bei der Dekomposition organischen Materials entstehen. Dementsprechend sinken die TOC- und DOC-Gehalte von der organischen Auflage mit der Tiefe und den abnehmenden Humusvorräten als potentielle Quelle organischen Kohlenstoffs (SCHLESINGER 1997).

Die höheren Ausgangsgehalte in BL25 der Waldstation sind insbesondere auf die höheren Litterdepositionen zurückzuführen. Obwohl bei größerer Bestandsdichte und der Reduktion des Tongehaltes im E-Horizont (15-25 cm) des Leitprofils der Station Kakao 25a auf 4,3 Gew. % höhere TOC/DOC-Gehalte gegenüber der jüngeren Plantage anzunehmen sind, ist das Gegenteil der Fall. Berücksichtigt werden muss hier der Vorrat organischen Kohlenstoffs im Boden, der mit der Nutzungsdauer abnimmt. Den höchsten Gehalten unter Wald (Oberboden / Unterboden 5,9 % / 0,7 %) stehen Gehalte von 4,4 % / 0,6 % an der jüngeren und 2,0 % / 0,3 % an der älteren Plantage gegenüber.
Mit zunehmender Tiefe nehmen die TOC- und DOC-Konzentrationen der Bodenlösung unter Wald kontinuierlich ab, während an beiden Plantagen eine erneute C-Erhöhung zwischen 65 und 105 cm festzustellen ist. Unter Wald ist die TOC/DOC-Konzentrationsabnahme auf Sorptionseffekte an Tonmineralen zurückzuführen, da hier der Tonanteil kontinuierlich mit der Tiefe zunimmt. An der jungen Plantage folgt nach einer Tonanreicherung zwischen 0-9 cm und 9-50 cm von 15 auf 21 % eine leichte Reduktion auf 17 % in 50-100 cm. Die ältere Plantage ist durch einen Horizont zwischen 15-50 cm charakterisiert, in dem der initiale Tongehalt in 0-9 cm von 11 % auf 4 % absinkt, der anschließend in 80-105 cm Tiefe wieder auf 18 % ansteigt.

Aus dem Verhältnis zwischen TOC und DOC geht die unterschiedliche Filtrationswirkung innerhalb der einzelnen Bodenhorizonte hervor. Diese spiegelt am ehesten den Anteil an Fein- und Grobporen wider. Demnach besitzt der Boden unter Wald die größte Filterwirkung, der der älteren Kakaofläche die geringste. Im Vergleich der Horizonte scheint das Wasser bis 25 cm unter Wald bzw. zwischen 65 und 105 cm unter dem älteren Kakaobestand schneller zu drainieren als in den anderen Tiefen der ungesättigten Bodenzone. An der Waldfläche ist eher von einem Staueffekt des verfestigten Horizonts auszugehen. Auf Basis der Filterwirkung der Böden ergibt sich die Rangfolge Wald > Kakao 7a > Kakao 25a.

Diese Interpretation korrespondiert insofern mit den bodenphysikalischen Daten, als dass unter Wald bereits ab ca. 7 cm Tiefe ein hoher Skelettanteil > 80 % auftritt. Der Skelettanteil nimmt nach unten weiter zu, allerdings steigt im Feinmaterial der Tonanteil stetig von 19 % (0-7 cm) auf 39 % (> 63 cm). Der höhere Anteil an POC in der Bodenlösung in 105 cm Tiefe ist bei insgesamt geringen Skelettanteilen dieses Leitprofils (1,7 % im Oberboden, < 0,4 % im Unterboden) am ehesten auf den

Einfluss von Makroporen zurückzuführen. Auf Basis dieser Ergebnisse lassen sich die auftretenden Konzentrationsmaxima in der Bodenlösung (Abb. 5.31) insbesondere unter Wald am ehesten mit den nach Starkniederschlägen auftretenden Staueffekten erklären. Nach KRUG & ISAACSON (1984) erhöht sich die Freisetzung gelöster organischer Substanz entsprechend der Kontaktzeit. Bei einer Verdreifachung der Dauer der Perkolation durch die organische Auflage konnte eine Verdreifachung der Freisetzung von DOM (dissolved organic matter) festegestellt werden.

Der Export über den Vorfluter ist stark vom Vorhandensein an Tonmineralen im Boden abhängig, die die Retention organischer Kohlenstoffverbindungen erhöhen und damit die Konzentrationen im Vorfluter senken. Typische Anteile des TOC eines kleineren Vorfluters unter temperatem Wald geben FISHER & LIKENS (1973) mit 57 % POC, 42 % DOC und 0,2 % C aus der Primärproduktion benthischer Algen und Moose an. Demgegenüber gehen aus der vorliegenden Untersuchung unter Vernachlässigung der Primärproduktion Anteile von 22 % POC und 78 % DOC hervor. MEYER et al. (1998) stellten für einen Vorfluter in den gemäßigten Breiten deutlich höhere Gehalte von DOC im Sommer fest, was auf eine höhere Primärproduktion während dieser Saison zurückzuführen ist. Die gemessenen TOC- und DOC-Konzentrationen und deren Verhältnis sind daher entweder auf die hohe Primärproduktion im Gewässerkörper oder einen Anstieg der löslichen Komponente organischen Kohlenstoffs durch die hohen Wassertemperaturen zurückzuführen.
Der Kohlenstoffhaushalt kleiner Vorfluter wird von allochthonem Material dominiert, das dem angrenzenden terrestrischen Ökosystem entstammt. Neben der Zersetzung und Dekomposition von Litter spielen auch laterale Bodenzuflüsse eine bedeutende Rolle (FIEBIG et al. 1990, DOSSKEY & BERTSCH 1994, MEYER et al. 1998). Daraus erklären sich die hohen Gehalte im Vorfluter, die ausschließlich bei Starkabflüssen nach vorher niedrigen Wasserständen auftreten, während der Sediment und organisches Material der Uferzone mit der ankommenden Welle eingetragen werden.

Die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff resultieren vor allem aus der Streuauflage, so dass die Gehalte aufgrund von Sorptions- und Abbauprozessen mit zunehmender Tiefe sinken. Im Vergleich der Stationen weist die Rangfolge der TOC/DOC-Konzentrationen Wald > Kakao 7a > Kakao 25a auf die Nutzungsdauer hin. Das unterschiedliche Verhalten innerhalb der ungesättigten Zone ist vor allem auf Sorptionseffekte an Tonmineralen zurückzuführen. Aus dem jeweiligen Anteil an POC in den jeweiligen Tiefenniveaus lassen sich zudem bodenphysikalische Eigenschaften ableiten, die auf schnelle bzw. langsame Wasserflüsse mit geringer bzw. hoher Filterwirkung der Bodenmatrix verweisen. Im Vorfluter sind die Gehalte relativ hoch und sind Ergebnis direkter Littereinträge und oberirdischer Bodenzuflüsse. Insbesondere der DOC-Anteil nimmt im Vergleich zu temperaten Fließgewässern aufgrund der höheren Temperaturen einen hohen Anteil ein.

5.2.10. Schwermetalle (Fe, Mn, Pb, Cu, Zn)

Die über ICP-OES ermittelten Schwermetallgehalte liegen häufig an der unteren Nachweisgrenze (<10 ppb). Deshalb wird in diesem Kapitel auf eine ausführliche Darstellung verzichtet und nur Eisen einer detaillierteren Analyse unterzogen.

Die Fe-Gehalte nehmen Werte von 0,01 ppm (FNS) bis 2,35 ppm Fe (VF) an. Die Zeitreihensequenzen von FNS, BNS und GW weisen geringe Werteamplituden von 0,07 ppm (BNS Wald) bzw. 0,48 ppm Fe (GW Kakao 25a) auf. Auch die Bodenlösungsgehalte der jüngeren Kakaoflächen steigen bis maximal 0,22 ppm (BL105). Demgegenüber stehen höhere Fe-Konzentrationen bis 1,69 ppm an der Waldfläche bzw. 1,21 ppm Fe an der älteren Kakaofläche in jeweils 105 cm Tiefe. Beide Flächen und insbesondere die Waldstation zeigen zudem während der Regenzeit eine Phase mit ausgeprägteren Schwankungen. Die höchsten Fe-Gehalte werden im Vorfluter gemessen (von 0,51 bis 2,35 ppm Fe).

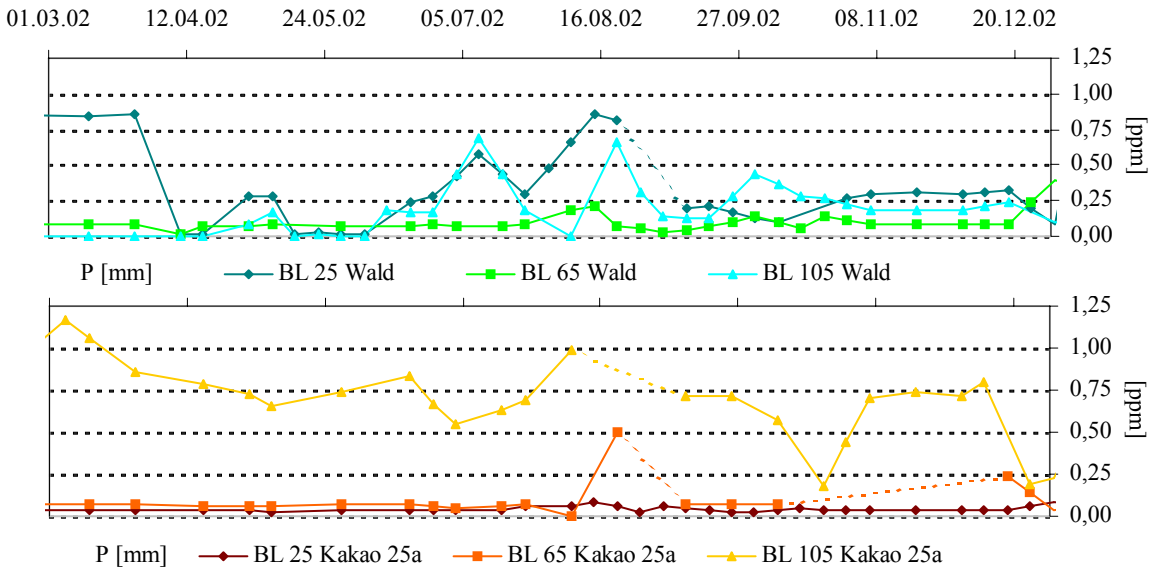


Abb. 5.35: Eisen-Konzentrationen [ppm Fe] in BL25 bis 105, Station Wald und Kakao 25a, 03/02-12/02

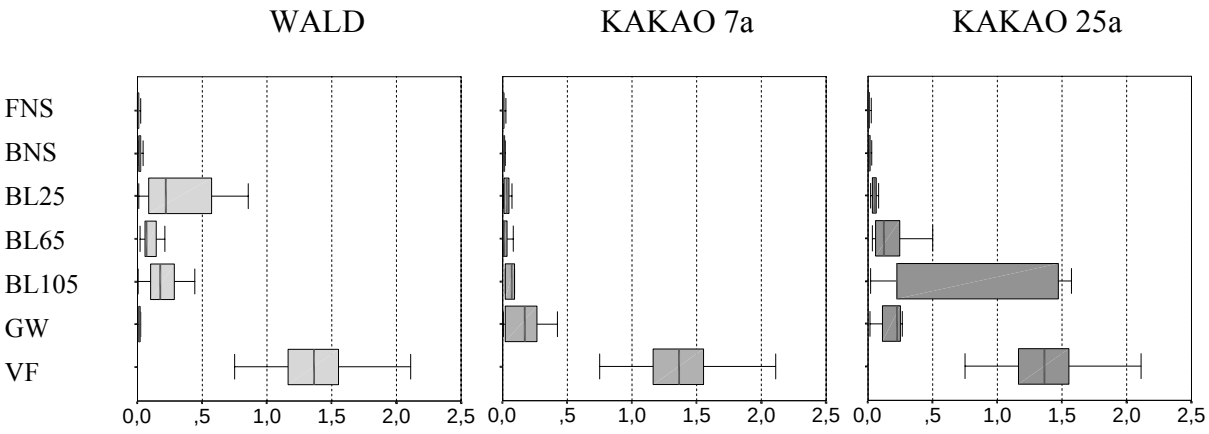


Abb. 5.36: Boxplots Eisenkonzentrationen [ppm Fe]: Station Wald, Kakao 7a und Kakao 25a (Median, Min/Max, 25. und 75. Perzentil)

	Wald				Kakao 7a				Kakao 25a			
	n	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**	**n**	**Mittel**		**Stabw**
FNS	32	0,01	a	0,01	32	0,01	a	0,01	32	0,01	a	0,01
BNS	32	→ 0,02	b	0,01	32	-> 0,01		0,01	32	-> 0,01		0,01
BL25	17	→ 0,44	c	0,54	19	→ 0,03	b	0,02	15	→ 0,05	b	0,02
BL65	16	-> 0,13		0,12	14	-> 0,02		0,02	14	→ 0,17	c	0,16
BL105	17	-> 0,22		0,21	14	-> 0,09		0,08	15	-> 0,52		0,42
GW	16	→ 0,02	d	0,01	16	-> 0,22	c	0,12	16	-> 0,20		0,13
VF	197	→ 1,39	e	0,37	197	→ 1,39	d	0,37	197	→ 1,39	d	0,37

Tab. 5.23: Deskriptive Statistik Eisen [ppm Fe] (mit n, Mittelwert und Standardabweichung getrennt nach Kompartimenten, Mittelwertunterschiede zum vorhergehenden Niveau → signifikant, -> nicht signifikant; Indizes a bis max. g verweisen auf das Erreichen eines neuen Konzentrationsniveaus)

Die Kupfer-, Mangan, Blei- und Zinkkonzentrationen sind im Vergleich zu den Eisengehalten in der Regel deutlich niedriger (s. Deskriptive Statistik, Anhang V).
In Freiland- und Bestandsniederschlag zeigt sich für alle Parameter mit Ausnahme von Pb eine signifikante Abnahme mit Andauer der Regenzeit. Höhere Gehalte werden jeweils in der Bodenlösung erreicht. Die höchsten Kupfer- und Zinkwerte werden in den Sequenzen zumeist in BL25, die der Manganwerte mit Ausnahme der Kakao 25a-Station in BL65 erreicht.
Aus der Pestizidapplikation resultieren ausgeprägte Konzentrationsmaxima, die sich auch auf die Waldstation übertragen: 14.08.2002 - 0,03 ppm Cu (im Mittel 0,01 ppm), 0,05 ppm Mn (im Mittel 0,02 ppm), 0,94 ppm Zn (im Mittel 0,04 ppm) und 0,98 ppm Pb (im Mittel 0,25 ppm). Am deutlichsten wirkt sich die flächenhafte Aufbringung der Agrochemikalien auf die Pb-Gehalte im Vorfluter mit Werten zwischen 0,96 bis 1,49 ppm Pb im Zeitraum 17.07. bis 18.09.2002 aus.

Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

Schwermetalle werden in der Atmosphäre über kontinentale Stäube transportiert und gelangen über rain out-Effekte in den Niederschlag (Fe > Zn > Cu > Pb). In diesem Zusammenhang ist erneut der Eintrag über den Harmattan anzuführen, für den allerdings keine quantitativen Daten vorliegen (STOORVOGEL 1993, HERRMANN & STAHR 1997). Der Haupteintrag in das Ökosystem erfolgt in der ungesättigten Zone, in der Schwermetalle im Zuge der Mineralverwitterung freigesetzt werden. Ihre Mobilisierbarkeit ist jedoch stark pH-abhängig.

Der Export über den Vorfluter erfolgt vor allem in partikulärer Form. In einem Einzugsgebiet im Osten der Côte d'Ivoire wurde der Anteil an gelöstem Fe gegenüber dem partikulär gebundenen mit 1:4 bestimmt (FISCHER 1998). Dieser Wert kann nach SCHLESINGER (1997) noch um ein vielfaches unterschritten werden. Neben dem Einbau in das Kristallgitter und adsorptiver Bindung muss jedoch auch die Komplexbildung mit organischen Säuren in Betracht gezogen werden, die zu hohen Transportraten im Vorfluter führt und die Löslichkeit insbesondere von Fe (und Al) erhöht.

Aus der Analyse der Konzentrationszeitreihen geht hervor, dass alle Schwermetalle vor allem während der Trockenzeit und zu Beginn der Regenzeit in Freiland- und Bestandsniederschlag eingetragen

werden, was auf den Eintrag durch washout und den Einfluss des Harmattans zurückzuführen ist. Deutlich spiegeln sich die Bodentypen in den Schwermetallgehalten der Bodenlösung wider. Die Eisengehalte in der Bodenlösung unter Wald und unter 25 Jahre altem Kakaobestand (Dystric Plinthosol bzw. ferric plinthic Acrisol), sind signifikant höher als die unter jungem Kakao (Ferric Lixisol). Dafür spricht auch die Tatsache, dass die Gehalte an der Kakao 25a-Station mit zunehmender Tiefe ansteigen, was auf die Nähe zum Verwitterungshorizont bzw. einem Eisenanreicherungshorizont zurückzuführen ist, die im Bodenprofil deutlich anhand von Rostflecken zu identifizieren sind. Dieser Horizont ist unter Wald bereits in 60 cm unter Geländeoberkante lokalisiert, der zudem verfestigt und durch einen hohen Skelettgehalt von >80 % ausgezeichnet ist.

Die geringen Gehalte aller Schwermetalle im Grundwasser sprechen dagegen für eine Festlegung innerhalb des Bodens, die in der Regel durch Adsorptionsprozesse an Tonmineralen dominiert wird. Die im vertikalen Vergleich höchsten Konzentrationen von Fe im Vorfluter sind vor allem auf den Input durch oberirdische Bodenzuflüsse zurückzuführen (KASK 1973, SERRUYA 1983).

Bei der Analyse der Schwermetallgehalte sind zudem die pH- und Redoxbedingungen zu berücksichtigen. Bei pH-Werten der Bodenlösung im stark sauren Bereich ist von einer höheren Mobilisierung auszugehen. Weiterhin wird das Vorhandensein von Fe durch oxidative Bedingungen innerhalb der einzelnen Bodenhorizonte gesteuert.

Ausnahmen von den vor allem geogenen Einflussfaktoren zeigen sich in den Konzentrationsanstiegen nach Beginn der Regenzeit, die entweder den einsetzenden Hysterese-Effekt zeigen oder durch kontaminierte Dünger entstehen. Das zweite Konzentrationsmaximum im Juli/August 2002, der sich über mehrere Wochen auf- bzw. abbaut ist dagegen auf die Ausbringung von Pestiziden zurückzuführen. Diese Beeinflussung durch externe Faktoren führt zur Differenzierung dreier Parametergruppen, die nicht scharf abgegrenzt sind.

- Fe (und auch Al) werden vor allem während der Trockenzeit über den Harmattan eingetragen, so dass mit dem zusätzlichen Effekt der Akkumulation während der Trockenzeit in den Niederschlägen zu Beginn der Regenzeit maximale Konzentrationen erreicht werden.
- Die Cu- und Mn-Gehalte sind konstant niedrig mit Ausnahme des Maximums in der Bodenlösung der Kakaoplantagen zu Beginn der Regenzeit. Hier wird angenommen, dass die in diesem Zeitraum applizierten Dünger (NPK) mit Cu, Zn (und bekanntermaßen auch mit Quecksilber) versetzt sind.
- Hingegen zeigt sich die Pestizidapplikation neben den Hauptinhaltsstoffen (Cl, SO_4, N, P) am deutlichsten in den sehr hohen Pb-Werten (neben Mn und Zn), die im Vorfluter über 6 bis 8 Wochen toxische Bereiche um 1,2 ppm annehmen.

Atmosphärisch werden Schwermetalle ausschließlich über Staubdepositionen eingetragen. Die Konzentrationen in der Bodenlösung und insbesondere die hohen Konzentrationen im Vorfluter sind Resultat der Tiefenversickerung und lateraler Bodenzuflüsse aus den ferralitischen Böden. Eine Kontamination von Düngemitteln und insbesondere der Pestizide kann nicht ausgeschlossen werden.

5.2.11. Synthese und Zusammenfassung

Das folgende Kapitel dient der Synthese und Verknüpfung der in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Ergebnisse der einzelnen Nährstoffe und Komponenten des Nährstoffhaushaltes. Betrachtet werden die jeweiligen Stoffquellen und –senken bzw. –speicher und die Prozesse, die zur Einstellung des jeweiligen Status führen.

Die Zuordnung der betrachteten Parameter zu einzelnen Stoffquellen erfolgt in Abhängigkeit zu den Komponenten des Stoffhaushaltes und wird durch mehrere maßgebliche Faktoren gesteuert. Hierzu zählen geographische Breite, Lagebeziehung zum Atlantik, geologischer Untergrund, Charakteristik der Böden, Vegetationsdichte bzw. -struktur und Landnutzung.

In Abb. 5.37 sind die maßgeblichen Faktoren der Nährstofffreisetzung, -umwandlung und -retention zusammengefasst. Die unterschiedlichen Einflussfaktoren werden im Folgenden dargestellt. Die dominierenden Faktoren auf das jeweilige Nährstoffverhalten sind in Tab. 5.24 zusammengefasst. Die Gewichtung der Einflussfaktoren basiert auf den Ergebnissen der Nährstoffuntersuchungen und lässt keinen Rückschluss auf Umsatzraten zu.

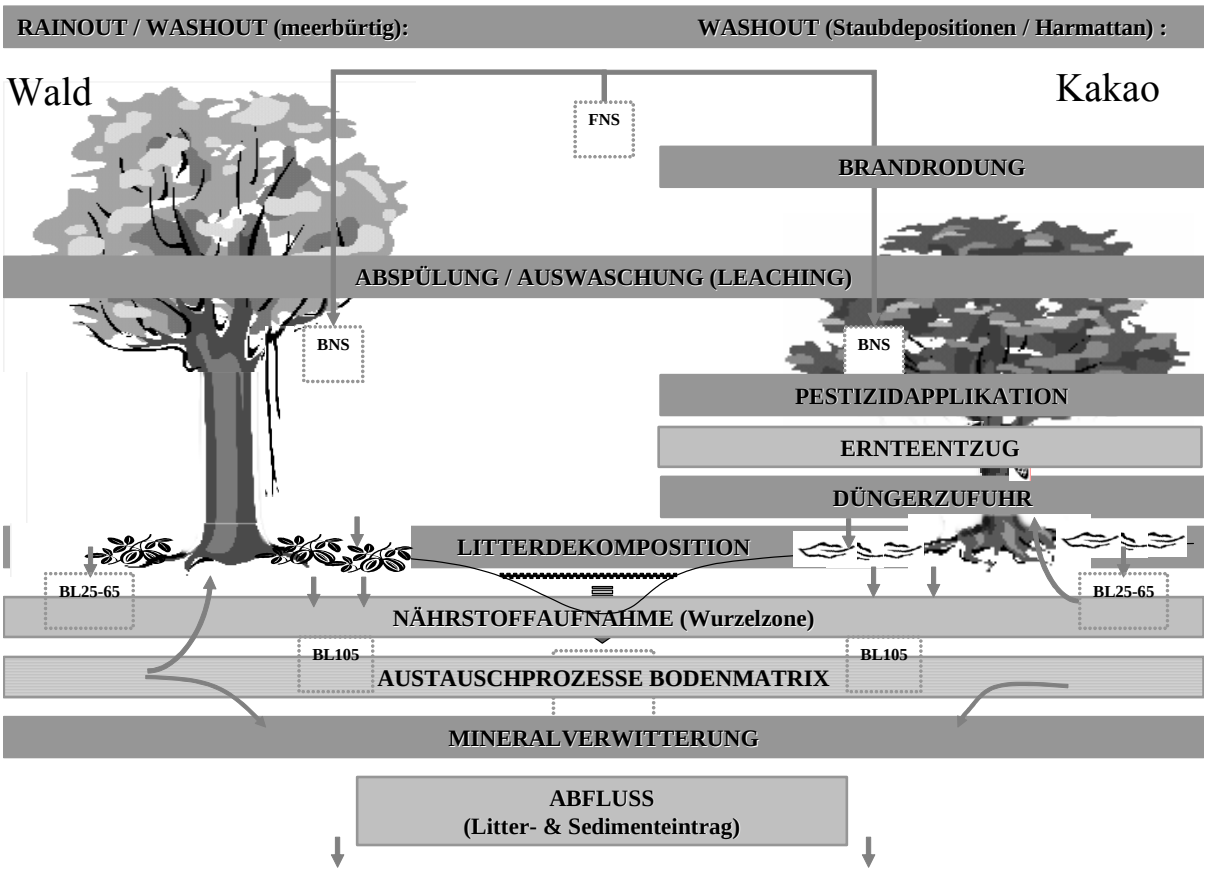


Abb. 5.37: Zusammenfassende Darstellung der Einflussfaktoren auf den Stoffhaushalt

Saisonale Einflüsse

Während der Regenzeit dominieren die SW-Monsune, die meerbürtige Stoffe eintragen. Dieser Einfluss ist trotz der Distanz zum Meer (ca. 200 km, gemessen von der SW-Küste) und der Lage des Taï Nationalparks, der im Kronenraum eine Auskämmung von Stoffen bedingt, für Na, Mg, Cl und SO_4 (Ca, P, K) nachweisbar.

Insbesondere die atmosphärischen Einträge von Na, Cl, Ca, Mg, P und S/SO_4 sind nach WEDEPOHL (1984) und SCHLESINGER (1997) überwiegend meerbürtig, so dass mit zunehmender Entfernung von der See ein deutlicher Gradient festzustellen ist. In Bezug auf Mg und Cl können aus dem Verhältnis zu Na Schlüsse für deren Herkunft gezogen werden. Unter der Annahme, dass Na ausschließlich meerbürtig ist, entspricht das jeweilige Verhältnis von Mg/Na und Cl/Na im Freilandniederschlag dem von Meerwasser (Mg/Na 1,2, Cl/Na 1,8) (SCHLESINGER 1997). Aus dem nahezu identischen Verhältnis zwischen Na und Mg in Meerwasser und den für den Freilandniederschlag ermittelten lässt sich für beide Stoffe ein rein meerbürtiger Eintrag konstatieren. Dies besitzt eingeschränkt auch für Cl Gültigkeit, das jedoch aufgrund des anthropogenen Einflusses leicht erhöht ist (s. unten). Hingegen wird SO_4 durch die Landnutzungsmaßnahmen bzw. Staubdepositionen deutlich erhöht, so dass die rein meerbürtige Herkunft in den Niederschlagslösungen nicht bestätigt werden kann.

Im zeitlichen Verlauf kommt es mit andauernder Regenzeit zu abnehmenden Konzentrationen. Diese sind durch die Auswaschung aus der Atmosphäre bedingt (washout). Da dadurch die untere Atmosphäre gereinigt wird, nimmt die Konzentration an gelösten Stoffen im Niederschlag mit der Niederschlagsdauer ab. Dementsprechend besteht zwischen Stoffkonzentration im Niederschlag und Niederschlagsintensität, Gesamtvolumen und Tropfengröße ein negativer Zusammenhang (LIKENS et al. 1984, LESACK & MELACK 1991, MINOURA & IWASAKA 1996).

Ein weiterer saisonal wirksamer Faktor ist der Harmattan, dessen Einfluss auf den Stoffhaushalt westafrikanischer Ökosysteme in mehreren Studien bestätigt wurde (STOORVOGEL 1993, HERRMANN 1997, WALTER 1998, STAHR & HERRMANN 2001). Nachgewiesenermaßen werden während der aktiven Phase des Harmattans zur Trockenzeit bedeutende Mengen an Si, K, Ca, Mg und N (Na, S/SO_4) eingetragen.

Auch unabhängig vom Harmattan hat die trockene Deposition Einfluss auf den Nährstoffhaushalt. So benennt HENDERSON (1976) einen Anteil der trockenen an der Gesamtdeposition von 19 bis 65 % betreffend Ca, Na, K, Mg und S, für P sogar bis zu 89 %. Obwohl die Gesamtstoffeinträge auch bei hohen Niederschlägen vor allem durch Mineralverwitterung und Bodenwasserflüsse dominiert werden, geben MILLER et al. (1993) an, dass insbesondere in Waldökosystemen ein Großteil der jährlichen Aufnahme und des Stoffkreislaufes aus der trockenen Deposition entstammen. In Bezug auf den pflanzlichen Phosphorhaushalt ist damit vor allem an P-limitierten Standorten die trockene Deposition entscheidend (LIKENS et al. 1990, NEWMAN 1995). Dabei geht ein Teil der in Küstennähe erhöhten P- (und C-) Gehalte auf den höheren Anteil an organischen Bestandteilen durch die dichtere Vegetation und die zunehmenden Brandaktivitäten zurück.
Im Rahmen der vorliegenden Studie kann dieser Einfluss für Zeiträume der Trockenzeit ohne Beeinflussung des Harmattans bzw. auch während trockenerer Phasen in der Regenzeit insbesondere für K, Si, Ca und Mg konstatiert werden.

Durch die Vegetation wird ein großer Teil der trockenen Deposition ausgekämmt, wobei die horizontale Bewegung der Blätter („impaction“) vor allem in Meernähe einen wichtigen Faktor bezüglich der Einträge von Na, Mg, Cl und SO_4 darstellt (ART et al. 1974, POTTS 1978). Diese Funktion des Vegetationsbestandes hat sowohl Einfluss auf die meerbürtigen Einträge als auch auf die Staubdepositionen und insbesondere die Einträge über den Harmattan.
Die deutlichsten Konzentrationsanstiege im Vergleich zwischen Freiland- und Bestandsniederschlag sind durch Leachingeffekte im Kronenraum bedingt (s. unten).

Anthropogene Einflüsse

Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen sind als Hauptfaktoren Brandrodung und der Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden zu nennen.

Durch die Brandrodung, die zum Ende der Trockenzeit stattfindet, kommt es zur Freisetzung von Aschen und Stäuben. Dies ist auf die Verbrennung von organischem Material zurückzuführen, bei der bis zu 96 % Stickstoff, 98 % Kohlenstoff und 49 % Phosphor der in der Biomasse enthaltenen Mengen an die Atmosphäre abgegeben werden (CRUTZEN et al. 1979, ANDREAE 1991, HOELSCHER 1995, ABER & MELILLO 2001). Dieser Einfluss kann anhand von Konzentrationsanstiegen von P, S/SO_4 und N angenommen werden, die sich zeitlich jedoch mit anderen Faktoren überschneiden und deshalb nicht eindeutig zugeordnet werden können.

Ein zusätzlicher Stoffeintrag erfolgt über die Aufbringung von Dünger. Diese findet in der Regel in dem Zeitraum von März bis April statt und erfolgt über NPK-Dünger, die nach WILDE (1995) und ALLOWAY & AYRES (1996) häufig mit Schwermetallen kontaminiert sind. Die Anwendung erfolgt über Ausstreuung des Düngergranulats, das bei einsetzenden Niederschlägen gelöst wird und mit den Wasserflüssen in den Boden gelangt. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass aus der Applikation auf die Oberfläche auch Staubdepositionen resultieren, die in den Niederschlägen nachweisbar sind. Im Boden werden die Nährstoffe zum Teil durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen, zusätzlich kommt es auch insbesondere bei hohen Niederschlägen zur Auswaschung aus dem Boden, so dass ein Teil von N, P und K ungenutzt verloren geht.

Die im Teileinzugsgebiet eingesetzten Pestizide Endosulfan und Dimethol-glycol-phtalate werden über benzinbetriebene Pumpen im Kronenraum zerstäubt. Dementsprechend sind die löslichen Anteile der Substanzen auch in den Niederschlägen nachweisbar, vor allem betreffend Cl, N, P, S und der enthaltenen Schwermetalle. Neben den löslichen Komponenten von Pestiziden bestimmen die Adsorption durch die feste Bodenphase, der biologische und chemische Abbau und die Verflüchtigung die Mobilität und Persistenz von Pestiziden im Boden. Da die hier eingesetzten Substanzen N, S und P enthalten, entstehen durch den Abbau Nitrat, Sulfat bzw. Phosphat. Die nachweisbaren Konzentrationsanstiege von N, P und S-Verbindungen sind somit auf den Abbau zurückzuführen, während die Cl-Anstiege auf den Lösungstransport verweisen (WILDE 1995, ALLOWAY & AYRES 1996, TAKAGI et al. 1998, SEIBERT & WOODROW 1998, MCDONALD et al. 1999).

Biogene Einflüsse

Neben der Abspülung von (vor allem) den Blattoberflächen im Kronenraum kommt es unter Einwirkung der Niederschläge auch zur Auswaschung von Nährstoffen aus den Blättern. Diese umfassen vor allem K, P, Mg, Ca und N (Na). Der jeweilige Anteil an ausgewaschenen Nährstoffen ist kulturspezifisch und insbesondere bei K, P, N und Mg stark vom Frischblattgehalt abhängig (TUKEY & TUKEY 1969, BERNHARD-REVERSAT 1975).

In tropischen Waldökosystemen sind ca. 80 bis 90 % der essentiellen Pflanzennährstoffe (mit Ausnahme von N und P) innerhalb der Vegetation gespeichert (JORDAN 1985, WEIDELT 1993). Der Littereintrag (zu mindestens 75 % aus Blattstreu bestehend) ist vor allem in Waldgebieten und Baumkulturen zu berücksichtigen (KLINGE 1976, ANDERSON & SWIFT 1983, PROCTOR 1983, CROWTHER 1987).
Ein großer Anteil von in Pflanzen gebundenen Nährstoffen wird durch Abszision von Blättern und die Dekomposition von Litter an den Boden zurückgegeben. Unter den gegebenen Klimabedingungen mit hohen Temperaturen und Niederschlägen erfolgt diese sehr schnell, was auch im Zusammenhang mit der geringen Nährstoffausstattung der stark verwitterten Böden gesehen werden muss.

Durch den Nachweis rasch abnehmender Nährstoffkonzentrationen in den Lösungen der ungesättigten Bodenzone lässt sich der Schluss ziehen, dass diese entweder im Boden festgelegt werden bzw. eine rasche Nährstoffaufnahme erfolgt. Dies trifft insbesondere für P, K und N zu.

Geogene / Pedogene Einflüsse

Da die Mineralverwitterung eine stetig nachliefernde Stoffquelle darstellt, ist ihr Anteil am gesamten Nährstoffhaushalt von großer Bedeutung. Bei Stoffen, die nicht über die Gasphase ausgetragen werden (z.B. Ca, K, Fe und P), ist die Mineralverwitterung sogar ausschlaggebend für die Pflanzenverfügbarkeit und stellt damit die Basis der Bodenfruchtbarkeit dar (SCHLESINGER 1997). Die geogenen Einträge überlagern sich zum Teil mit den pedogenen, insbesondere an der pisolithischen Schicht, aus deren konkretionenreichem Material sowohl über die Mineralverwitterung als auch durch Austauschvorgänge Nährstoffe freigesetzt bzw. festgelegt werden. Aus der Dominanz der vorliegenden Muskovitschiefer ergibt sich ein hoher Anteil an K und Si [Al].

Die bei der Feldspatverwitterung entstehenden Tonminerale haben signifikanten Einfluss auf die Nährstoffverfügbarkeit in Böden. Deren Gehalt und der Gehalt an organischer Substanz steuert die Ionenzusammensetzung der Bodenlösung über Austauschreaktionen (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Aufgrund des großen Vorkommens, werden zahlreiche Nährstoffe und vor allem die Hauptkationen in die ungesättigte Zone freigesetzt, umgewandelt und festgelegt (WADE et al. 1999). Aus den vorgestellten Ergebnissen wird dies insbesondere deutlich für Si, Fe, N, Na, Ca, Mg, K, C_{org}, P und S/SO_4.

Die wirksamen Austausch- und Sorptionsreaktionen, die für die Konzentrationen in Bodenlösung und Grundwasser als verantwortlich angenommen werden, sind dabei:

- Austausch von Ca^{2+} und Mg^{2+} gegen Na^+ (und K^+) bei starkem Konzentrationsüberschuss von Na^+ in der Bodenlösung

- Sorption von P durch Fe und Al (Grund der häufigen P-Limitierung tropischer Böden - dieser Anteil an Phosphor ist nicht mehr pflanzenverfügbar) (LINDSAY & MORENO 1960, SANCHEZ et al. 1982a, SMEK 1985)
- pH-abhängige Adsorption von P an Mineraloberflächen (Maximum bei pH 7,0, bei niedrigem pH Ausfällung von P mit Fe und Al – siehe oben, bei hohem pH-Wert Ausfällung mit Ca) (LINDSAY & MORENO 1960, SMEK 1985)
- Retention von SO_4 durch Sesquioxide (DETHIER et al. 1988, VANCE & DAVID 1991, KARLTUN & GUSTAFSSON 1993)
- Austausch von DOC gegen SO_4, insbesondere bei hohen C-Konzentrationen (EVANS 1986, MITCHELL et al. 1992)
- Komplexbildung von DOC mit Al- und Fe-Ionen (KARLTUN & GUSTAFSSON 1993)

	Eintrag					Umsatz bzw. Speicher					Austrag	
	nasse Deposition (v.a. meerbürtig)	trockene Deposition / Harmattan	Brandrodung	Pestizidapplikation	Düngereinsatz	Leaching Kronenraum	Dekomposition Littermaterial / Streuauflage	Wurzelaufnahme	Boden Freisetzung	Boden Retention	Auswaschung / Versickerung	Vorfluter: Bodenwasserzufluss Sedimenteintrag Dekomposition org. Debris
Cl	+++			+++								
SO_4	+++	+	+++	+++					++	+++	+	++
Ca	++	++				++		++	++	++	++	++
Mg	+++	++				++		++	++	++	++	++
Na	+++	+				+			+++	++		
Si		+++							+++	+	+++	++
N		+	++	+++	+++	++	+++	+++		+	+	+++
P	+		+++	+++	+++	++	+	+++		+		
K	+	++			+++	+++	++	+++	++	++		+++
C_{org}							+++			+++	+	+++

Tab. 5.24: Dominierende Einflussfaktoren hinsichtlich Eintrag, Umsatz/Speicher und Austrag von Nährstoffen (relative Gewichtung nach Vergleich der vertikalen Konzentrationsprofile aller Untersuchungsflächen mit +++ starker Einfluss, ++ mittlerer Einfluss, + schwacher Einfluss)

Als Synthese lassen sich folgende Stoffgruppen differenzieren, die jeweils dominierend atmosphärisch, geogen/pedogen, biogen oder anthropogen beeinflusst werden.

Atmosphärischer Eintrag (nasse und trockene Deposition):	Na, Mg, Cl, SO_4
Geogener / Pedogener Eintrag:	Si, Na, Ca, Mg, Fe
Biogener Eintrag:	K, TOC/DOC, N, P
Anthropogener Eintrag:	Cl, S, N, P, K

Als Endglied des Wasser- und Nährstoffkreislaufes zeigt sich in den Konzentrationsreihen der Wasserinhaltsstoffe des Vorfluters eine Überlagerung mehrerer Faktoren, auf die in Kapitel 5.3.4.2. näher eingegangen wird.

5.3. Korrelationsanalyse nach Kompartimenten

Tabelle 5.25 gibt eine Übersicht über häufige Korrelationspartner in den untersuchten Teilbereichen des Nährstoffkreislaufs.

Die mit +/- gekennzeichneten Paarungen weisen ein indifferentes Verhalten auf und sind sowohl positiv als auch negativ korreliert. Diese Tendenz der Korrelation lässt sich jedoch in allen Fällen auf einzelne Kompartimente begrenzen. Im Gegensatz zu den anderen Teilbereichen finden sich innerhalb der Bodenlösung negative Korrelationen der Paarungen EC_{25}/Ca, EC_{25}/Mg, Ca/PO_4, Ca/NO_3 und Fe/Si (Kap. 5.3.2.). Ein im Vergleich zu den anderen Teilbereichen gegensätzliches Verhalten weist auch der Vorfluter mit negativen Korrelationen hinsichtlich der Paarungen, EC_{25}/TOC, TNb/Ca, K/Mg, Ca/S und S/Si auf (Kap. 5.3.4). Neben den in Tab. 5.25 aufgeführten Korrelationen kommen bezüglich der Niederschläge weitere Parameterpaare hinzu, die in Kap. 5.3.1. dargestellt sind.

	EC_{25}	PO_4	NO_3	TOC	DOC	TNb	Ca	Fe	K	Mg	Na	S	Si
EC_{25}			+	+/- ^{VF}			+/- ^{BL}			+/- ^{BL}	+		
PO_4			+				+/- ^{BL}		+				
NO_3	+	+					+/- ^{BL}						
TOC	+/- ^{VF}				+	+							
DOC				+									
TNb				+			+/- ^{VF}						
Ca	+/- ^{BL}	+/- ^{BL}	+/- ^{BL}			+/- ^{VF}			+	+		+/- ^{VF}	
Fe													+/- ^{BL}
K		+					+			+/- ^{VF}		+	
Mg	+/- ^{BL}						+		+/- ^{VF}				
Na	+												+
S							+/- ^{VF}		+				+/- ^{VF}
Si								+/- ^{BL}			+	+/- ^{VF}	

Tab. 5.25: Signifikante Korrelationen (nach Spearman), Selektion bei Korrelation in mehr als 47 % der untersuchten Kompartimente (8 von 17 bzw. 6 von 13) $n \geq 26$, $\alpha = 0{,}05$); Indizes BL und VF verweisen auf negative Korrelation innerhalb der Bodenlösung (BL) bzw. des Vorfluters (VF)

Das Korrelationsverhalten von pH ist aufgrund der methodisch bedingten pH-Abweichungen nicht dargestellt. Unter Ausschluss der Bodenlösungswerte ist der pH-Wert immer positiv mit EC_{25}, Ca und Mg korreliert.

5.3.1. Freiland- und Bestandsniederschlag

Bezüglich der Niederschläge (FNS & BNS) sind neben den in Tab. 5.25 dargestellten Korrelationspartner zu identifizieren, die in den anderen Kompartimenten nicht bzw. nur schwach korrelieren (Tab. 5.26). Im Vergleich zu den anderen Probensequenzen tritt der Zusammenhang zwischen EC_{25} und K hier besonders stark auf.

Parameter	Korrelationskoeffizient n. SPEARMAN			
	FNS	**BNS Wald**	**BNS K25a**	**BNS K7a**
Temperatur : Al^{3+}	-0,83	-0,81	-0,66	-0,74
EC_{25} : K	0,77	0,79	0,79	0,84
K : Mg	0,50	0,81	0,89	0,91

Tab. 5.26: Ausgewählte signifikante Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN in Freiland- und Bestandsniederschlag ($n \geq 44$, $\alpha = 0{,}01$)

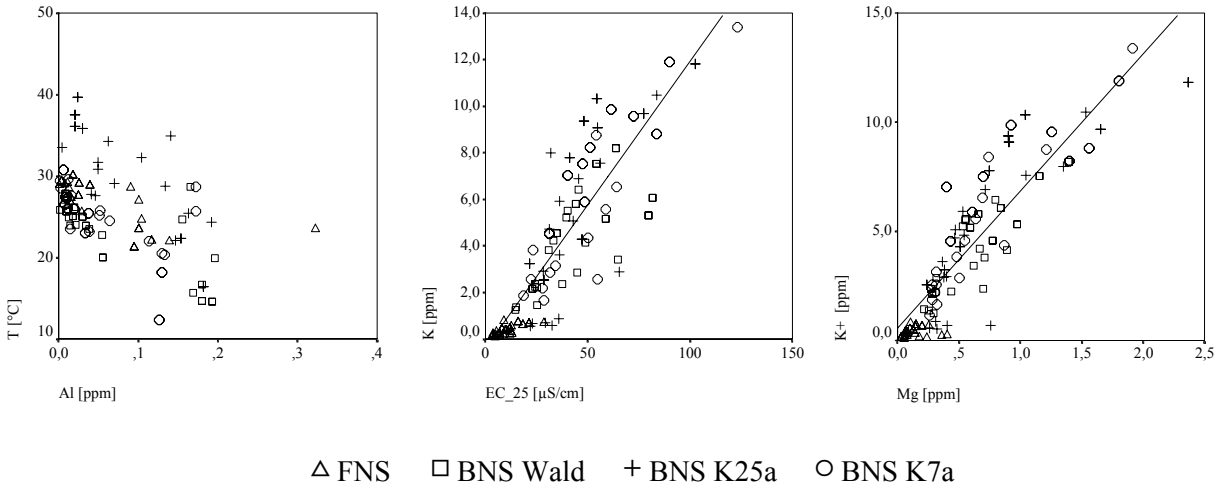


Abb. 5.38: Signifikante Zusammenhänge in Freiland- und Bestandsniederschlägen zwischen ausgewählten Parametern

Aus den Graphiken gehen zwei unterschiedliche Eintragsquellen hervor.

Kalium ist der dominierende, durch Leachingprozesse im Kronenraum ausgewaschene, Nährstoff und beeinflusst deutlich die Ionenzusammensetzung und damit die Leitfähigkeit in den Niederschlägen. Der geringere Korrelationskoeffizient von r = 0,50 im FNS verweist auf den zusätzlichen Eintrag aus atmosphärischen Stäuben. Beide Faktoren sind auch für die enge Korrelation zwischen Mg und K verantwortlich.

Im Zusammenhang mit den Korrelationen zwischen der Temperatur und der Al-Konzentration in den Niederschlägen ist der Einfluss des Harmattans zu berücksichtigen. Durch den hohen atmosphärischen Staubanteil und den dadurch veränderten Strahlungsverhältnissen kommt es während des Harmattans zu einer Temperaturerniedrigung, die sich ebenfalls in den Wassertemperaturen des Vorfluters abzeichnet (Kap. 5.3.4.2.). Mit dem Harmattan verbunden sind neben C, Si, Ca, Mg, K und geringfügiger P auch Al-Einträge. Deshalb besteht hier kein mittelbarer Zusammenhang zwischen Al und der Temperatur, beide sind vielmehr Ausdruck der erhöhten Staubeinträge.

5.3.2. Bodenlösung

Die nur in der Bodenlösung auftretenden negativen Korrelationen einzelner Parameterpaare (EC_{25}/Ca, EC_{25}/Mg, Ca/PO_4, Ca/NO_3 und Fe/Si, s. Tab. 5.25), die in den anderen Kompartimenten positive Zusammenhänge zeigen, sind auf verschiedene Faktoren zurückzuführen:

- In der Regel ist die EC_{25} stark mit Ca und Mg korreliert. Das entgegengesetzte Verhalten innerhalb der Bodenlösung ist vor allem auf den Ionenantagonismus zwischen Ca/Mg und Na/(K) bei starker Dominanz von Na in der Bodenlösung zurückzuführen. Na ist positiv korreliert mit Ca und Mg in FNS, BNS, GW und VF, zeigt jedoch einen negativen Zusammenhang zu diesen in der Bodenlösung. Dagegen korreliert Na über alle Kompartimente hinweg positiv mit der EC_{25} (gleiches Verhalten zeigen Mg und K) (Abb. 5.39).

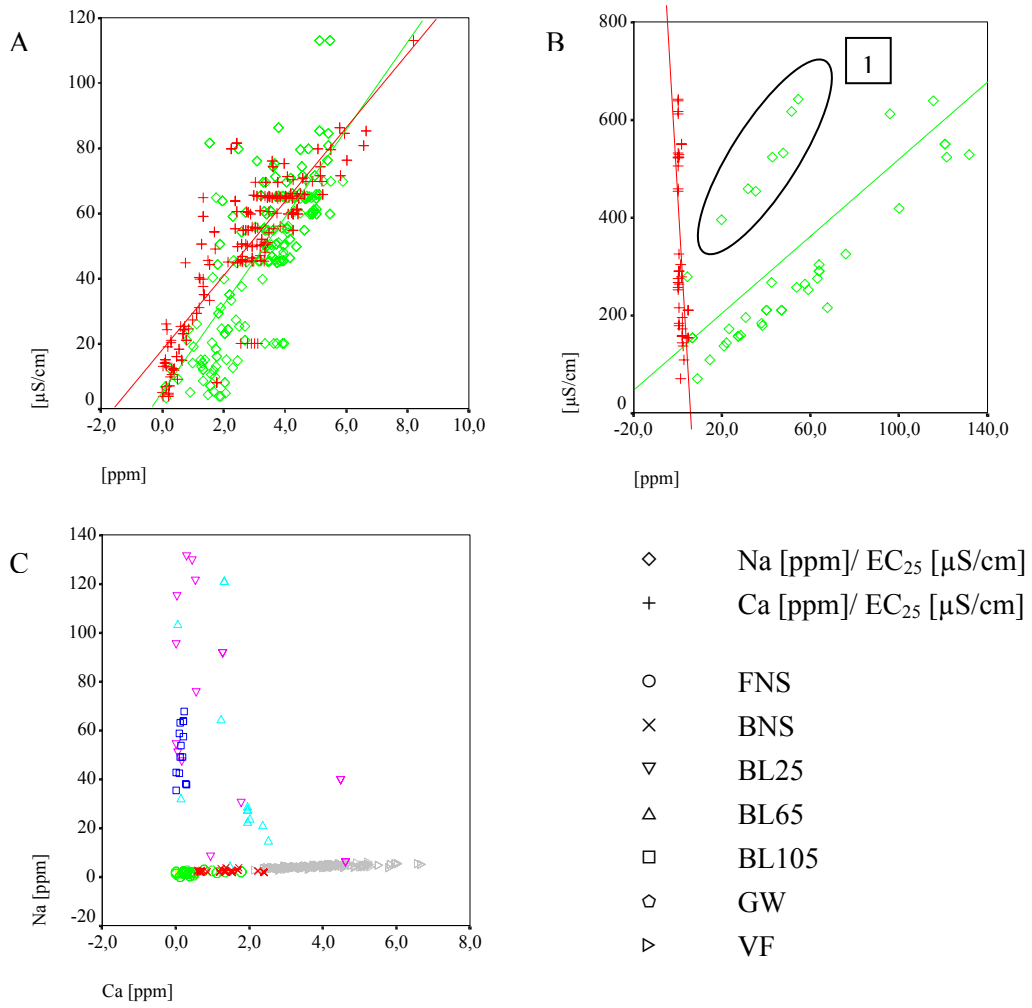


Abb. 5.39: Zusammenhang zwischen EC_{25}, Ca und Na, Station Wald, 15.12.2001 bis 31.03.2003
A – FNS, BNS, GW und VF; B – BL25 bis BL105, C – alle Kompartimente

Die Markierung [1] in Abb. 5.39 (B) verweist auf eine Erhöhung der Leitfähigkeit durch den Einsatz von Düngemitteln (Mitte Mai) bzw. Pestiziden (August), die aufgrund ihrer Zusammensetzung keine Erhöhung der Na-Gehalte bedingen.

- Die negative Korrelation zwischen Ca und NO_3 in der Bodenlösung wird vor allem auf die pH-Erhöhung in der Bodenlösung zurückgeführt. Nach Entzug der Probe aus dem Boden unterliegt diese, abgesehen von Adsorptionseffekten an der Saugkerze, keinerlei stofflichen Veränderung mehr. Eine potentielle Veränderung der jeweiligen Anteile ist demnach maßgeblich auf Interaktionen zwischen enthaltenen Reaktionspartnern zurückzuführen. Diese wird – wie bereits in Kap. 5.2.6. dargestellt – für NO_3 und NH_4 konstatiert. Ein potentieller Einfluss wird auch in Bezug auf die Paarung PO_4-P und Ca angenommen, da bei steigenden pH-Werten P mit Ca ausfällt (LINDSAY & MORENO 1960).
- In diesem Zusammenhang ist auch der selektive Nährstoffentzug durch die Pflanzenaufnahme zu berücksichtigen. Insbesondere PO_4 und K^+ werden aktiv aufgenommen. Dies zeigt sich deutlich an den trotz Leaching- und Litterinputs mit der Tiefe rasch abnehmenden Konzentrationen von PO_4-P und K^+ in der Bodenlösung. Ca^{2+} ist demgegenüber in mehr als ausreichenden Mengen verfügbar (vgl. auch Anreicherung von Ca^{2+} bzw. Rückverlagerung von P und K^+ vor Abszision der Blätter) (FINCK 1991, STRASBURGER 1991).
- Die im Gegensatz zu den anderen Kompartimenten negative Korrelation zwischen Fe und Si in de Bodenlösung resultiert aus der Bindung innerhalb von Sesquioxiden im Boden, während die Si- und Fe-Gehalte der Niederschläge dominierend aus (allochthonen) Staubeinträgen bzw. die des Grundwassers und des Vorfluters auf die Auswaschung der gelösten Verwitterungsprodukte zurückgehen.

5.3.3. Grundwasser

Innerhalb des Grundwassers zeichnen sich neben den oben genannten Parameterpaarungen, die über alle Kompartimente hinweg signifikant sind, keine spezifischen Korrelationen ab.

5.3.4. Vorfluter

Die entgegengesetzten Tendenzen, die sich innerhalb des Vorfluters manifestieren (EC_{25}/TOC, TNb/Ca, K/Mg, Ca/S und S/Si, Tab. 5.27) sind dominierend auf die hohen Anteile organischer Substanz im Gewässerkörper zurückzuführen. Dies drückt sich in jeweils hohen Gehalten von TOC und TNb (N_{anorg}+N_{org}) aus. Organisch gebundener Schwefel wird wie Kalium ebenfalls aus dem organischen Debris gelöst. Dementsprechend erklärt sich das gegenüber der anderen Kompartimente abweichende Verhalten im Vorfluter aus den jeweiligen Verhältnissen zwischen organisch beeinflussten Stoffen und den dominierend pedogenen/geogenen Anteilen von Si, Ca, Mg, und daraus resultierend der EC_{25}. Bei steigenden Sedimentfrachten ist somit von einer erhöhten Sorption organischer Stoffe auszugehen.

5.3.4.1. Abfluss-/Konzentrationsbeziehungen und Abfluss-/Frachtbeziehungen

Zwischen Abfluss und Konzentration verschiedener Parameter bestehen signifikante Zusammenhänge. Dabei ist zu unterscheiden zwischen positiver Korrelation im Sinne einer Zunahme der Konzentration des betreffenden Parameters mit zunehmendem Abfluss und negativer Korrelation mit abnehmenden Konzentrationen bei steigendem Abfluss. Die negativen Zusammenhänge überwiegen und gelten für

pH, $EC_{(25)}$, PO_4-P, NO_3-N, Ca, Fe, K, Mg, Na, P_{tot} und Si. Signifikant positive Zusammenhänge bestehen zwischen Abfluss und P 7d (Niederschlagssumme der 7 Tage vor Probennahme), O_2, NH_4-N, TOC, TNb, PM (particulate matter - abfiltrierbare Stoffe) und S (Tab. 5.27). Dies zeigt sich auch bei der Betrachtung der Konzentrations-Zeitreihen der unterschiedlichen Parameter (Abb. 5.47 und Abb. 5.48).

	Ab-fluss	**P (7d)**	**EC_{25}**	**O_2**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**TNb**	**TOC**	**PM**	**Ca**	**K**	**Mg**
Abfluss		0,58	**-0,76**	**0,31**	-0,43	**0,25**	**0,22**	**0,36**	**0,71**	**-0,61**	**-0,25**	**-0,48**
P (7d)	0,58		**-0,43**				**0,29**	0,35	**0,36**	**-0,38**		**-0,41**
EC_{25}	**-0,76**	**-0,43**		**-0,39**	**0,36**			-0,18	**-0,55**	**0,75**		**0,62**
O_2	**0,31**		**-0,39**		**-0,28**	**0,29**			**0,24**	**-0,45**	**0,25**	**-0,50**
NO_3-N	-0,43		**0,36**	**-0,28**					-0,22			
NH_4-N	**0,25**			**0,29**					0,24		-0,18	
TNb	**0,22**	**0,29**						0,88	**0,48**	-0,15	**0,43**	**-0,33**
TOC	**0,36**	0,35	-0,18				0,88		0,44	**-0,28**	**0,47**	**-0,49**
PM	**0,71**	**0,36**	**-0,55**	**0,24**	-0,22	0,24	**0,48**	0,44		**-0,36**	-0,16	**-0,32**
Ca	**-0,61**	**-0,38**	**0,75**	**-0,45**			-0,15	**-0,28**	**-0,36**			**0,92**
K	**-0,25**			**0,25**		-0,18	**0,43**	**0,47**	-0,16			**-0,20**
Mg	**-0,48**	**-0,41**	**0,62**	**-0,50**			**-0,33**	**-0,49**	**-0,32**	**0,92**	**-0,20**	
Na	-0,46	**-0,27**	**0,40**					-0,17	**-0,28**	**0,77**	**0,30**	**0,69**

Tab. 5.27: Ausgewählte signifikante Korrelationskoeffizienten (nach Spearman) (n = 177, Signifikanzniveau **α = 0,01** bzw. α = 0,05)

Die Abfluss-/Frachtbeziehungen verdeutlichen die oben angeführten Korrelationen (Tab. 5.27, Frachtenberechnung nach Gleichung (4.3) und (4.4) (Kap. 4.6). Durch den Verlauf wird jedoch nicht direkt die Zu- bzw. Abnahme der Stofffrachten mit der Abflusssteigerung widergespiegelt. Bei stetigem linearen Anstieg der Regressionskurve ist ein enger Zusammenhang gegeben, bei dem die jeweilige Stoffquelle innerhalb der Spannweite der gemessenen Abflüsse nicht versiegt. Bei Abflachung der Kurve mit zunehmendem Abfluss ist davon auszugehen, dass die Quelle des jeweiligen Stoffes die maximale Kapazität erreicht hat. Die Graphiken der Abfluss-/ Frachtbeziehungen zeigen für alle gemessenen Parameter eine Steigerung der Fracht mit dem Abfluss. Durch Transformierung über den natürlichen Logarithmus wird eine Standardisierung der Werte erreicht, durch die aus der Regressionsgleichung die Zu- bzw. Abnahme mit dem Abfluss entnommen werden kann. Bei Faktor a (aus y = ax +b) <1 ist von sinkenden Werten mit steigendem Abfluss auszugehen, während a > 1 auf eine Erhöhung der Frachten mit zunehmendem Abfluss hindeutet.

Im Trend deutlich sinkende Werte zeigt die Elektrische Leitfähigkeit (Abb. 5.40). Diese setzt sich aus Ionen zusammen, die basierend auf ihrer Ionen-Äquivalentfähigkeit die Rangfolge $Mg^{2+} > Ca^{2+} > Na^{+} > Cl^{-} > K^{+} > CO_3^{2-} > SO_4^{2-}$ einnehmen.

Abhängig von der Haupteintragsquelle des jeweiligen Stoffes und dessen Nachlieferungsvermögen kommt es bei steigenden Wasserflüssen zu einem Verdünnungseffekt. In den Abbildungen 5.40 bis 5.42 wird dies anhand der Parameter EC_{25}, Ca, Mg, Na und K verdeutlicht.

Im Vergleich der Hauptkationen wird dabei K^+ (a = 0,89) am stärksten verdünnt, es folgen Mg^{2+} (a = 0,89), Ca^{2+} (a = 0,86) und Na^+ (a = 0,93). Diese Rangfolge gibt zum einen die jeweiligen gelösten Massenanteile im Vorfluter mit Mittelwerten von K^+ = 0,04 mmol/l, Mg^{2+} = 0,08 mmol/l, Ca^{2+} = 0,10 mmol/l und Na^+ = 0,18 mmol/l wieder. Zum anderen verweist sie auch auf die dominierende Quelle des jeweiligen Kations. Während K^+ vor allem aus dem Kronenraum und der organischen Debris des Vorfluters geleacht wird, sind Mg^{2+}, Ca^{2+} und Na^+ vorwiegend pedogen mit Dominanz von Na gegenüber Ca und Mg (s. auch Tab. 5.28).

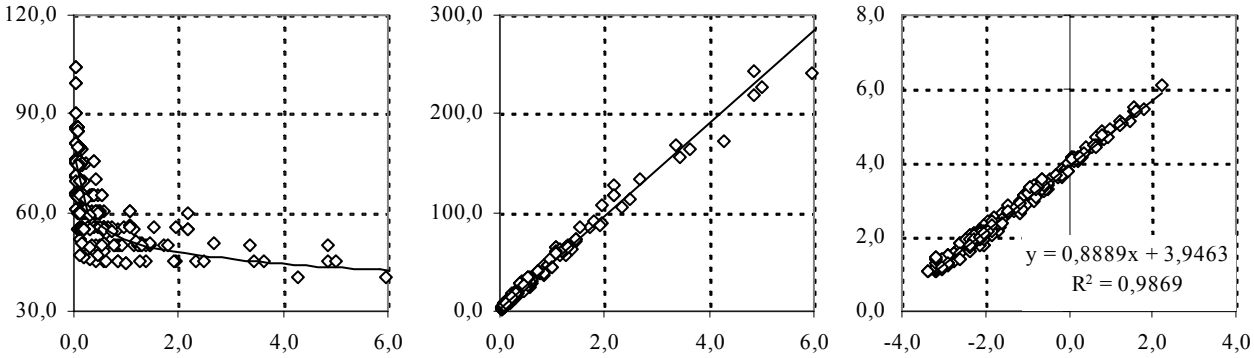


Abb. 5.40: Beziehung Abfluss (Abszisse) – Elektrische Leitfähigkeit (Ordinate).
Abfluss [m³/s] / Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm] (links), Abfluss [m³/s] / Transport in [µS/cm*m³/s] (Mitte) und Abfluss/Transport logarithmiert (LN) (rechts)

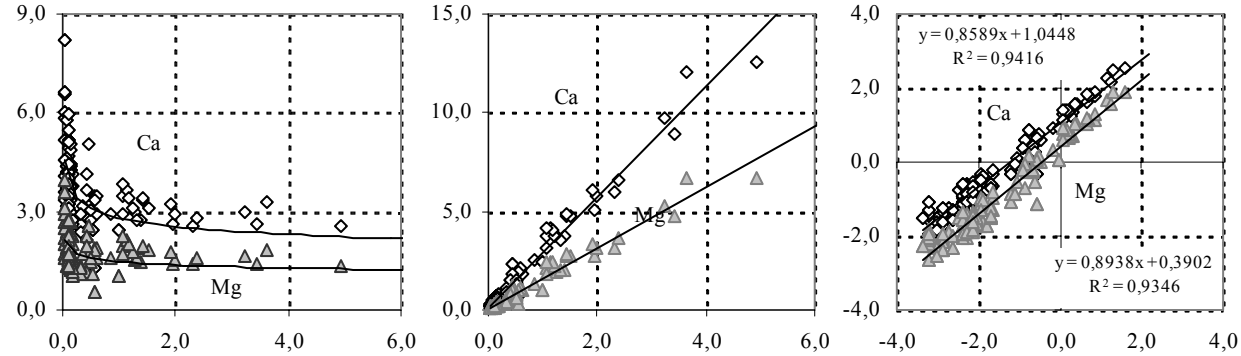


Abb. 5.41: Beziehung Abfluss (Abszisse) – Calcium & Magnesium (Ordinate).
Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

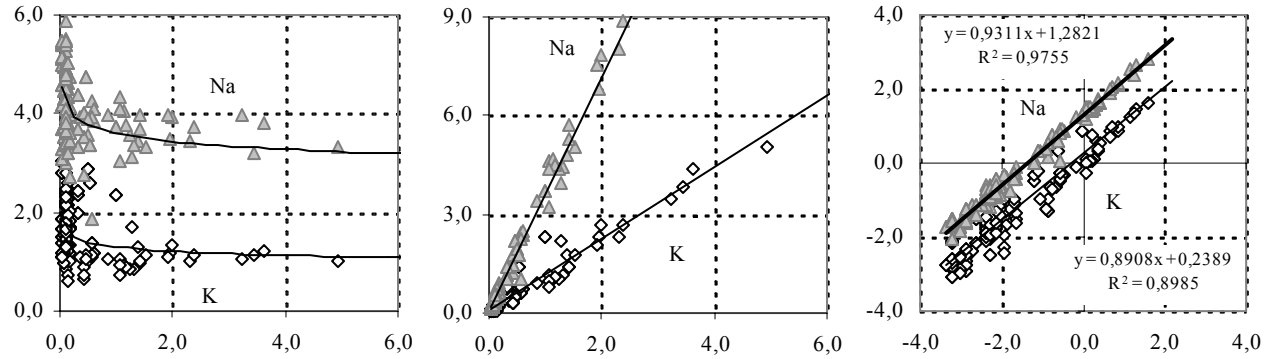


Abb. 5.42: Beziehung Abfluss (Abszisse) – Kalium & Natrium (Ordinate).
Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

Im Gegensatz dazu zeigen die Parameter O_2, PM (abfiltrierbare Stoffe), TNb, TOC und DOC zunehmende Stofffrachten bei steigendem Abfluss, die in den Abb. 5.43 bis 5.46 dargestellt sind.

Die Fracht an gelöstem Sauerstoff steigt an, da bei erhöhtem Abfluss ein größeres Wasservolumen mit der Umgebung in Verbindung steht. Durch die größere Austauschfläche zwischen Wasserkörper und Atmosphäre kann mehr Sauerstoff im Wasser gelöst werden. Zweiter Faktor ist die bei steigendem Abfluss erhöhte Fließgeschwindigkeit, die eine verstärkte turbulente Durchmischung zur Folge hat (Abb. 5.43).

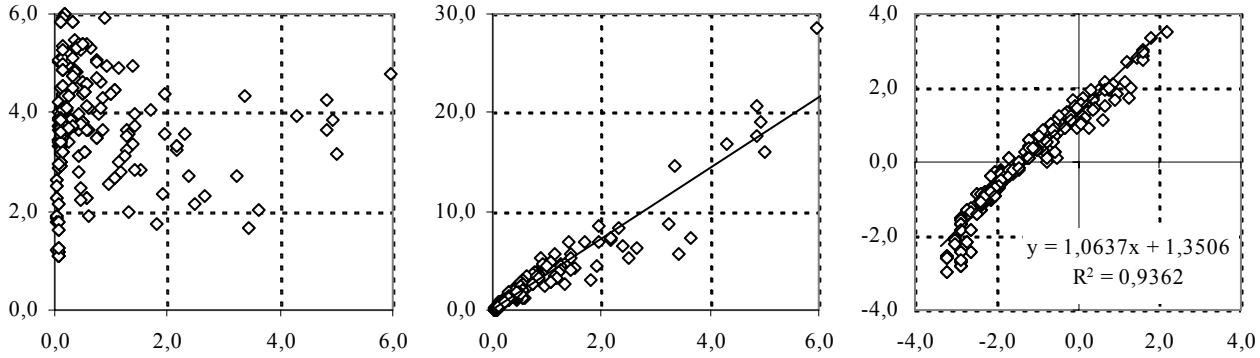


Abb. 5.43: Beziehung Abfluss (Abszisse) – gelöster Sauerstoff (Ordinate).
Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

Physikalisch bedingt ist auch die steigende Sedimentfracht bei hohem Abfluss. Durch die turbulentere Durchmischung des Vorfluters kann mehr Sediment (und größere Partikel) in den Wasserkörper übergehen und transportiert werden (HJULSTROM 1935). Bei Starkabflüssen kommt es zu erhöhten lateralen Bodenwasserzuströmen und flächenhafter Abspülung. Insbesondere nach vorher niedrigen Wasserständen wird zudem Sediment aus der Uferzone mit der ankommenden Welle eingetragen (Abb. 5.44).

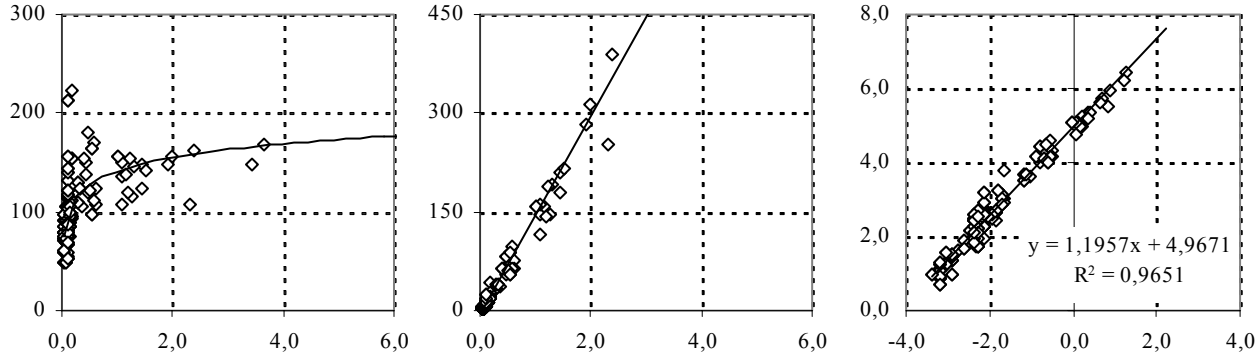


Abb. 5.44: Beziehung Abfluss (Abszisse) – abfiltrierbare Stoffe (PM – particulate matter) (Ordinate).
Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

Der Zustrom lateraler Bodenzuflüsse und der Stoffinput aus dem Überschwemmungsbereich des Wasserkörpers sind hauptverantwortlich für die Erhöhung von TOC/DOC und TNb, dessen organischer Anteil im Vorfluter gegenüber den anderen Kompartimenten signifikant erhöht ist (Abb. 5.45 bis 5.46). Dieser Einfluss ist besonders stark in kleineren Flüssen und bei Starkabflüssen (MEYER

et al. 1988, DAVID et al. 1992, MEYBECK 1993, HORNBERGER et al. 1994, LORIERI & ELSENBEER 1997).

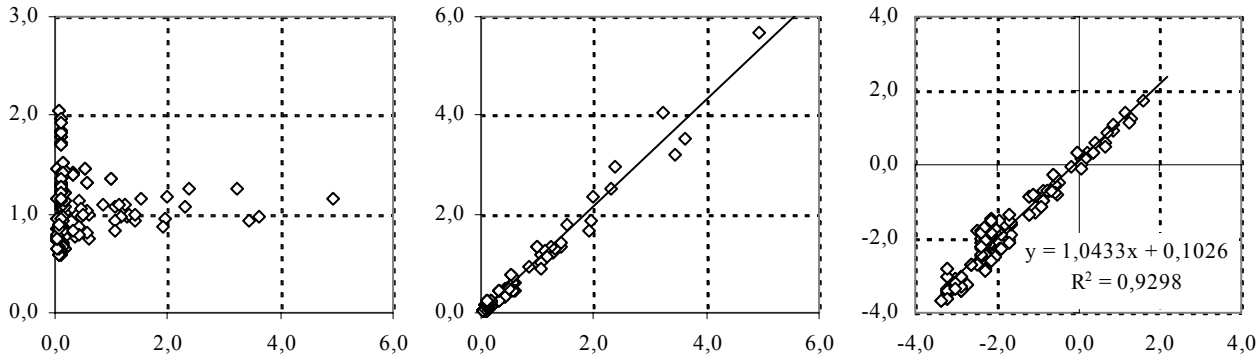


Abb. 5.45: Beziehung Abfluss (Abszisse) – gesamter gebundener Stickstoff (TNb) (Ordinate). Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

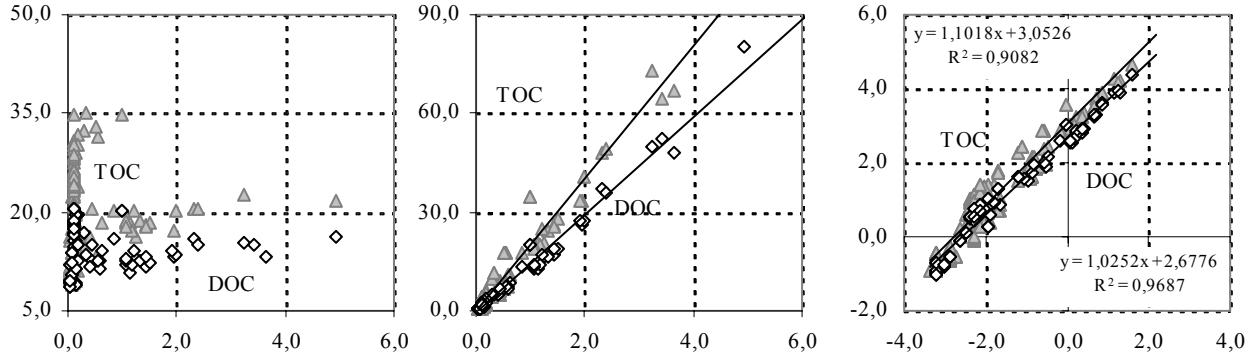


Abb. 5.46: Beziehung Abfluss (Abszisse) – Organischer Kohlenstoff (TOC / DOC) (Ordinate). Abfluss [m³/s] / Konzentration [ppm] (links), Abfluss [m³/s] / Stofffracht in [g/s] (Mitte) und Abfluss/Fracht logarithmiert (LN) (rechts)

Aufgrund der starken Abhängigkeit zwischen Stoffkonzentration und Abfluss bzw. Stofffrachten und Abfluss, ist die Bestimmung anthropogener Einträge über diese Analyse nur bedingt möglich. Die Applikation von Agrochemikalien findet jeweils zeitgleich mit hohen Wasserständen statt. Durch diese kommt es zu einer starken Verdünnung der relativ gesehen hohen Belastungen, so dass sich diese nicht quantifizieren lassen.

5.3.4.2. Zeitreihenanalyse der Stoffkonzentrationen und –frachten

Auf Basis der Zeitreihenanalyse der in Abb. 5.47 und Abb. 5.48 dargestellten Parameter und Stoffkonzentrationen können folgende Einflussfaktoren genannt werden.

- **Saisonale Einflüsse**

  Neben den Effekten einzelner Niederschlagsereignisse (z.B. pH, TNb) ist die Ausprägung von Trocken- und Regenzeit für die Konzentration bzw. Verdünnung von Stoffen in Abhängigkeit von deren Eintragsquellen entscheidender Faktor. Tab. 5.28 zeigt die gemessenen Konzentrationen der Hautpinhaltsstoffe differenziert nach Regenzeit (02 bis 11/2002) und Trockenzeit (12/2002 bis 01/2003).

	Regenzeit [1165 mm Niederschlag, n = 295]		**Trockenzeit [256 mm Niederschlag, n = 55]**	
	Mittel	**Stabw**	**Mittel**	**Stabw**
T	**24,9**	0,7	24,0	1,0
pH	6,9	0,3	6,9	0,1
EC_{25}	59	12	**72**	16
O_2	**3,8**	0,9	2,5	1,9
Ca	3,6	1,0	**4,3**	1,2
Mg	1,7	0,4	2,2	0,6
Na	4,0	0,7	4,3	0,6
K	1,6	0,6	1,4	0,6
SO_4	**83**	60	47	34
Cl	**7,5**	2,6	5,7	2,5
PO_4-P	0,3	0,2	0,3	0,2
NO_3-N	1,8	0,9	1,9	0,6
NH_4-N	0,03	0,03	0,02	0,03
TNb	1,2	0,3	0,8	0,3
TOC	**21,2**	5,9	12,3	3,1
PM	**112,5**	32,5	96,1	40,8
Si	5,6	0,8	**6,2**	1,0
Fe	1,4	0,4	1,3	0,3

Tab. 5.28: Vergleich zwischen Regen- und Trockenzeit - Basisparameter und Stoffkonzentrationen des Hana, T [°C], EC_{25} [µS/cm], Stoffkonzentrationen [ppm], markiert sind jeweils die signifikant höheren Werte

Die in Tab. 5.28 dargestellten signifikanten Unterschiede zwischen Regen- und Trockenzeit resultieren aus den größeren Wasserflüssen während der Regenzeit und den jeweils vorherrschenden Zirkulationssystemen (SW-Monsune vs. NE-Passate), durch die entweder der Eintrag meerbürtiger Substanzen oder die Staubdepositionen dominieren. Hinzu kommt der anthropogene Einfluss der Landnutzungsmaßnahmen, die jeweils auf die Trocken- bzw. Regenzeit fallen (siehe folgende).

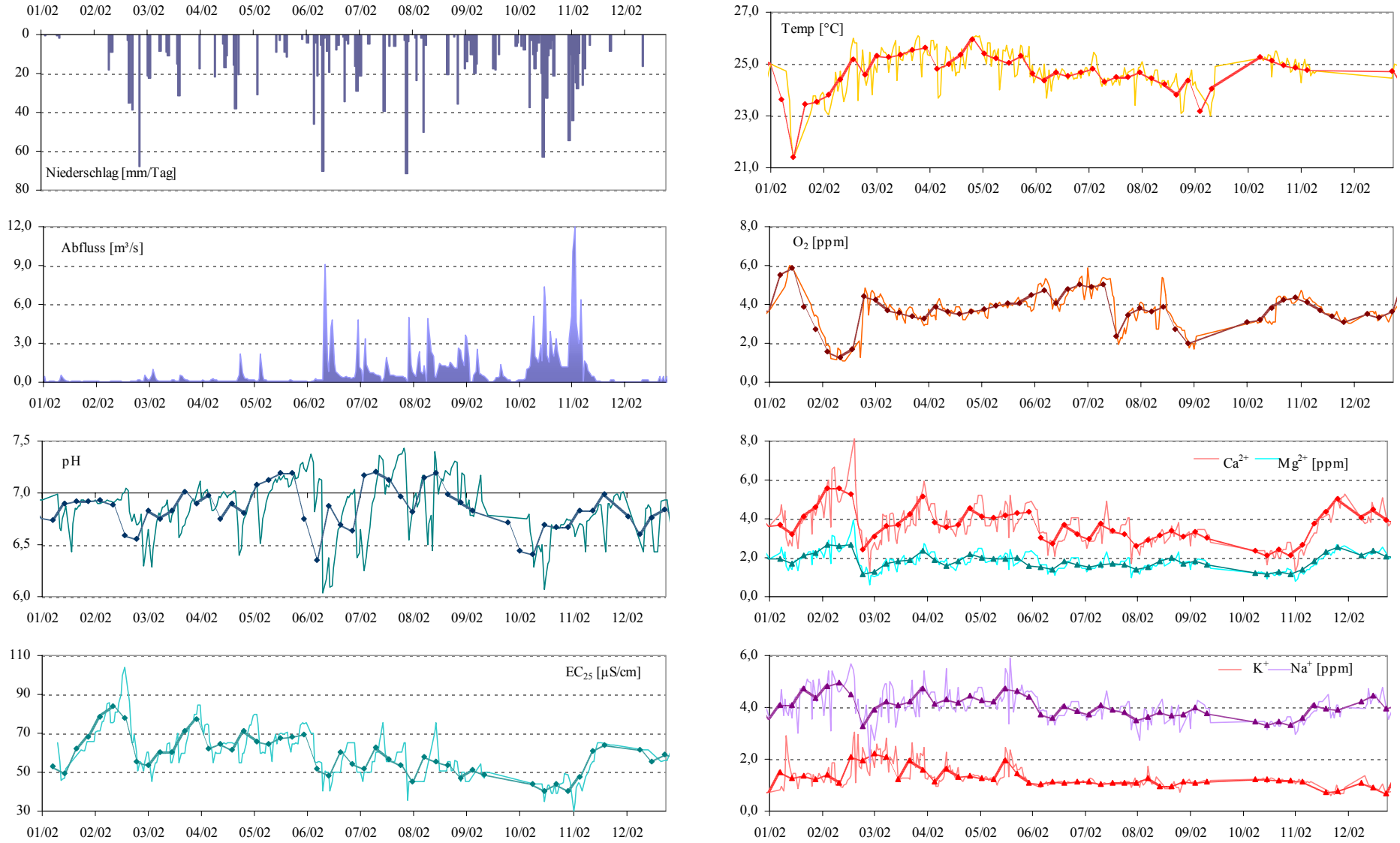


Abb. 5.47: Tagesniederschlag, Abflussganglinie und Sequenzen der Tageswerte und Wochenmittel von pH, EC_{25}, T, O_2, Ca, Mg, K und Na, Station Hana (Vorfluter), 01.01.2002 bis 31.12.2002

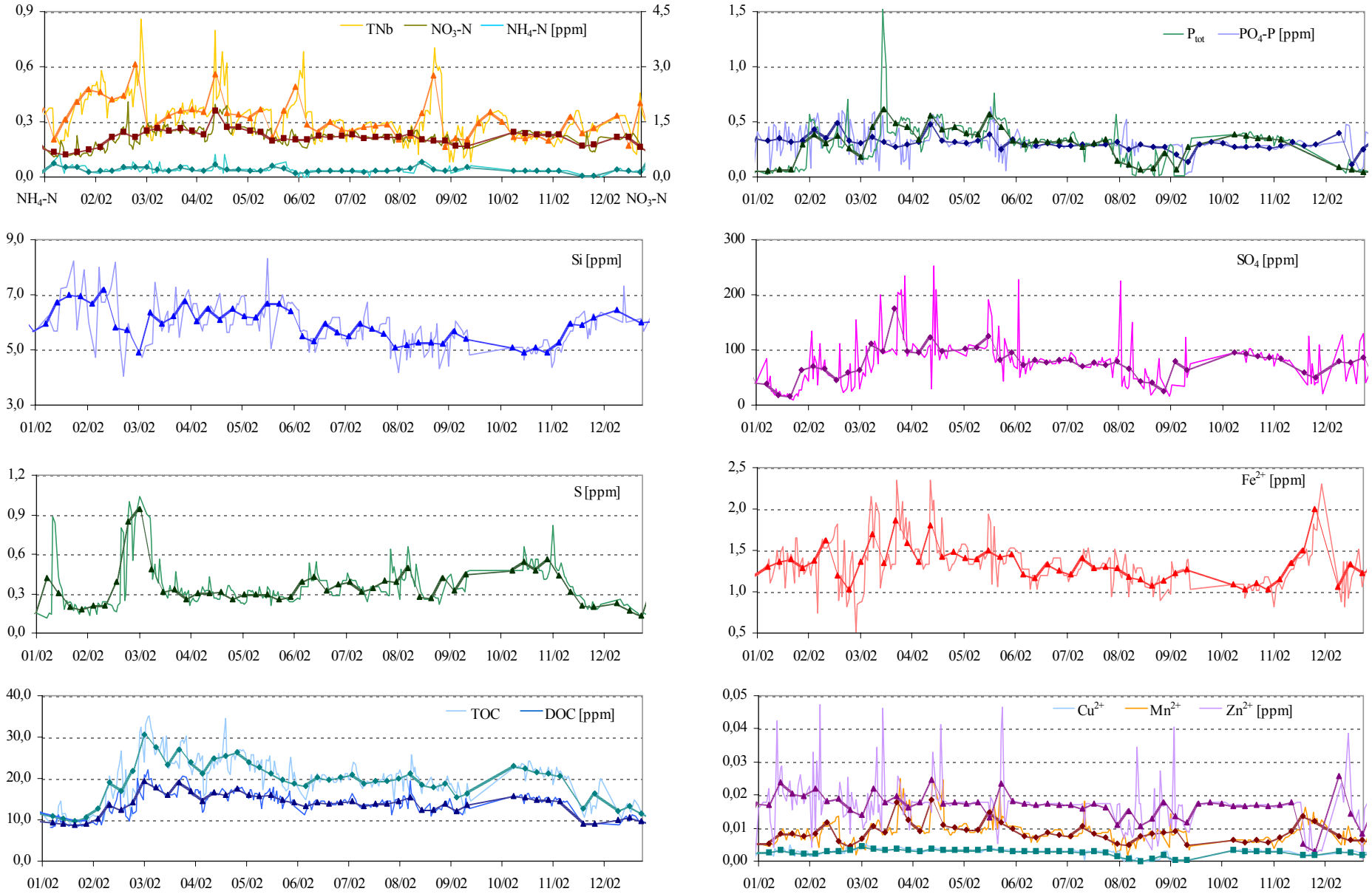


Abb. 5.48: Sequenzen der Tageswerte und Wochenmittel von TNb, NO_3-N, NH_4-N, Si, S, TOC, DOC, P_{tot}, PO_4, SO_4, Fe, Cu, Mn und Zn, Station Hana (Vorfluter), 01.01.2002 bis 31.12.2002

- **Verdünnungseffekt**

  Abnehmende Konzentrationen mit Andauer der Regenzeit zeigen zahlreiche Parameter. Insbesondere lässt sich dieser Verdünnungseffekt anhand der EC_{25} bzw. der Konzentrationen von Ca, Mg, Na, PO_4-P, SO_4 und Fe nachweisen. Unter natürlichen Bedingungen nimmt die Konzentration mit zunehmender Wasserführung ab, da das Grundwasser als Hauptlieferant der Verwitterungsprodukte zunehmend durch Oberflächenabflüsse verdünnt wird (JOHNSON et al. 1969, ALLOWAY & AYRES 1996, JONNALAGADDA & MHERE 2001). Hier gilt die oft anzutreffende Annahme, dass die höchsten Konzentrationen gelöster Stoffe bei geringer Wasserführung erreicht werden, da dann der proportionale Anteil an Bodenwasserzuflüssen zunimmt, das sich im Gleichgewicht mit den Verwitterungs- und Austauschprozessen befindet. Im Gegensatz dazu entstammt bei hoher Wasserführung ein Großteil des Wassers aus den Niederschlägen bzw. dem Oberflächenabfluss, mit nur geringem bis fehlendem Gleichgewicht mit der Bodenphase (KASK 1973, SEUNA 1985, MEYER et al. 1988, SCHLESINGER 1997). Dieser Effekt wird durch Starkregenereignisse noch verstärkt (KHAN & AGUGO 1990).

  Eine signifikante Abnahme der pH-Werte mit Andauer der Regenzeit kann nicht konstatiert werden. Deutlich zeigt sich jedoch die Absenkung der pH-Werte durch den Einfluss von Niederschlägen mit geringerem pH (im Mittel 6,0). Ein Ausgleich des über die Niederschläge eintretenden pH-Absinkens wird vor allem bei gegebenen hohen Konzentrationen an Ca- und Mg- und Natriumhydrogencarbonaten auf deren Pufferwirkung zurückgeführt (SERRUYA 1983, SIGG & STUMM 1994).

  Kalium zeigt im Zusammenhang mit zunehmendem Abfluss dagegen nur geringe Zusammenhänge, da es vor allem durch mikrobielle Aktivität und Wurzelaufnahme reguliert wird. Geringe Kalium- und auch Nitratgehalte bei niedrigen Wasserständen resultieren vorwiegend aus einem erhöhten Bedarf der Vegetation (LEWIS & GRANT 1979, MCDOWELL & ASBURY 1994, LIKENS et al. 1994).

  Weitere Ursachen für die erhöhten Konzentrationen zu Beginn der Regenzeit werden im Folgenden aufgeführt.

- **Hysterese und Top Down-Effekt**

  Nach der Trockenzeit bzw. auch nach kürzeren Phasen ohne Niederschläge zeigt sich ein Hystereseeffekt, bei dem die hohen Konzentrationen gelöster und in den Bodenporen akkumulierter Stoffe durch die einsetzenden Niederschläge ausgespült werden (WHITFIELD & SCHREIER 1981, MCDIFFET et al. 1989, BORDALO et al. 2001). Weiterhin ist mit Wasseranstieg ein Mehreintrag an Sediment und organischer Substanz aus dem Überschwemmungsbereich verbunden (im Sinne eines „Top Down"-Effekts). Beide Faktoren zeigen sich deutlich betreffend der Parameter EC_{25}, Ca, Mg, Na, TNb, S und TOC/DOC.

- **Harmattan**

  Der Harmattan beeinflusst durch den erhöhten atmosphärischen Staubanteil die direkte Solarstrahlung, wodurch sich die Luft- und Wassertemperaturen signifikant erniedrigen. Damit einher gehen veränderte Lösungsbedingungen für Sauerstoff (Henry-Dalton-Gesetz, FREVERT 1983, SONTHEIMER et al. 1986), aus denen die zeitgleiche Depression der Konzentrationen gelösten Sauerstoffs resultiert.

  Die Effekte von Hysterese und Top down überlagern zum Teil den Einfluss des Harmattan.

Bedeutende Einträge über harmattanbürtige Stäube werden für Si, Al, Ca, C, S. K, Mg, Na und P konstatiert (STOORVOGEL 1993, HERRMANN 1997). Aus den Vorfluterzeitreihen lässt sich der Einfluss des Harmattans eindeutig für die Parameter Temperatur, O_2, Si, S und geringfügiger auch für Na und P_{tot} ableiten. Aufgrund der Überlagerung mehrerer Faktoren ist eine eindeutige Zuordnung als kritisch zu bewerten.

- **Brandrodung**

  In Westafrika sind Gradienten mit abnehmenden Staubdepositionen bei zunehmender Distanz zum Quellgebiet ausgebildet. Insbesondere betreffend P und C werden auch erhöhte Konzentrationen in Küstennähe gemessen, die zum Teil auf den höheren Anteil an organischen Bestandteilen durch die dichtere Vegetation und die zunehmenden Brandaktivitäten zurückgehen (HERRMANN 1997, MOUNKAILA et al. 2003).

  Nach Bränden steigen in Vorflutern häufig die Konzentrationen von Kalium, Stickstoff und teilweise auch Phosphor an. Es kommt zu einer Zunahme der Elektrischen Leitfähigkeit, während die Sauerstoffkonzentrationen absinken. Keinen Effekt auf physikalische und chemische Gewässerzustände zeigen die Brände hinsichtlich Wassertemperatur und pH-Wert (CHESSMAN 1986, GOLDAMMER 1990).

  Die Brandrodung erfolgt im Untersuchungsgebiet zum Ende der Trockenzeit und zeigt sich in den Zeitreihen der Parameter TNb und P_{tot}. Ein Einfluss auf die O_2 –Konzentrationen wird angenommen, da die niedrigen Konzentrationen auch nach Anstieg der Wassertemperaturen noch nachweisbar sind. Die EC_{25} ist in diesem Zusammenhang aufgrund der genannten Überlagerung mehrerer Effekte nur eingeschränkt zu nennen.

- **Applikation von Agrochemikalien**

  Die Ausbringung von mineralischen Düngern (NPK) erfolgt regional in der Regel zwischen März und April. In den Konzentrationssequenzen des Vorfluters ist diese Phase durch erhöhte Konzentrationen von Phosphat und Kalium charakterisiert. Einen Anstieg verzeichnet auch der gesamte gebundene Stickstoff bei gleichzeitiger Erhöhung des anorganischen Anteils (Nitrat) (vgl. JONNALAGADDA & MHERE 2001) für einen Vorfluter in Zimbabwe festellten. Beimengungen der NPK-Dünger können nicht ausgeschlossen werden. Nach ALLOWAY & AYRES (1996) sind diese vor allem mit Schwermetallen kontaminiert, was am ehesten aus verstärkten Werteamplituden dieser Parameter hervorgeht. Aufgrund des Konzentrationsverlaufs wird zudem eine Beimengung von Sulfat und geringfügiger Ca und Mg angenommen.

  Eine weitere (organische) Düngung erfolgt über die Ernte (Oktober bis Dezember), bei der die Ernterückstände (Pulpe) auf den Plantagen verbleiben. Zudem erfolgt nach der Ernte im Rahmen der Pflege der Plantagen die Beseitigung des Unterwuchses, der ebenfalls auf den Flächen belassen und kompostiert wird.

  Die Applikation von Pestiziden wird überwiegend zwischen Juli und August durchgeführt. Je nach finanziellen Mitteln der Pflanzer erfolgt eine zweite Behandlung im Dezember bzw. Januar. Die im Teileinzugsgebiet verkauften Pestizide umfassen eine Reihe von Substanzen, während des Messzeitraums kamen jedoch vor allem die Substanzen Endosulfan ($C_9H_6Cl_6O_3S$) und Dimethol-glycol-phtalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$) zum Einsatz. Aufgrund der sehr schnellen Adsorption bzw. Umwandlung im Boden sind diese im Vorfluter nur noch bedingt und am ehesten für Schwefel/Sulfat nachweisbar (HATEKAYAMA 1989, OCKENDEN et al. 2003). Deutlich zeigt sich

während dieser Phase eine extremer Anstieg der Bleikonzentrationen bis auf 1,5 ppm Pb (s. Abb. 5.49). Im Rahmen der Analysen wurde eine hohe Pb-Konzentration im Vorfluter registriert, so dass davon ausgegangen wird, dass die Pestizide fertigungsbedingt mit Pb kontaminiert sind bzw. dieses aus der Abfülldose in Lösung geht (ALLOWAY & AYRES 1996). Ein weiterer Pb-Eintrag kann aus der Applikationsmethode über benzinbetriebene Vaporisatoren resultieren. Hier kann bislang keine eindeutige Aussage getroffen werden. Die Analyse der weiteren Proben muss erweisen, ob es sich um eine einmalige Kontamination im Teileinzugsgebiet handelt oder ob diese tatsächlich auf die Pestizidapplikation zurückzuführen ist.

Die Zeitreihen der Transportfrachten des Vorfluters (Abb. 5.49) spiegeln deutlich die Abflussganglinie wider. Der Transport aller Inhaltsstoffe nimmt mit dem Abfluss zu, unabhängig von einer potentiellen Verdünnung oder Aufkonzentration. Aufgrund der dominanten Regulation durch den Abfluss ist eine Trennung nach geogenem Hintergrundwert und anthropogenem Input nicht möglich, was vorwiegend an der nur geringen Größe des Teileinzugsgebietes liegt.

Anhalt darüber liefert der Vergleich zwischen Hana und dem Referenzvorfluter Audrenisrou, der zentral im Nationalpark entspringt und nicht anthropogen beeinflusst wird (s. Kap. 5.3.4.3.).

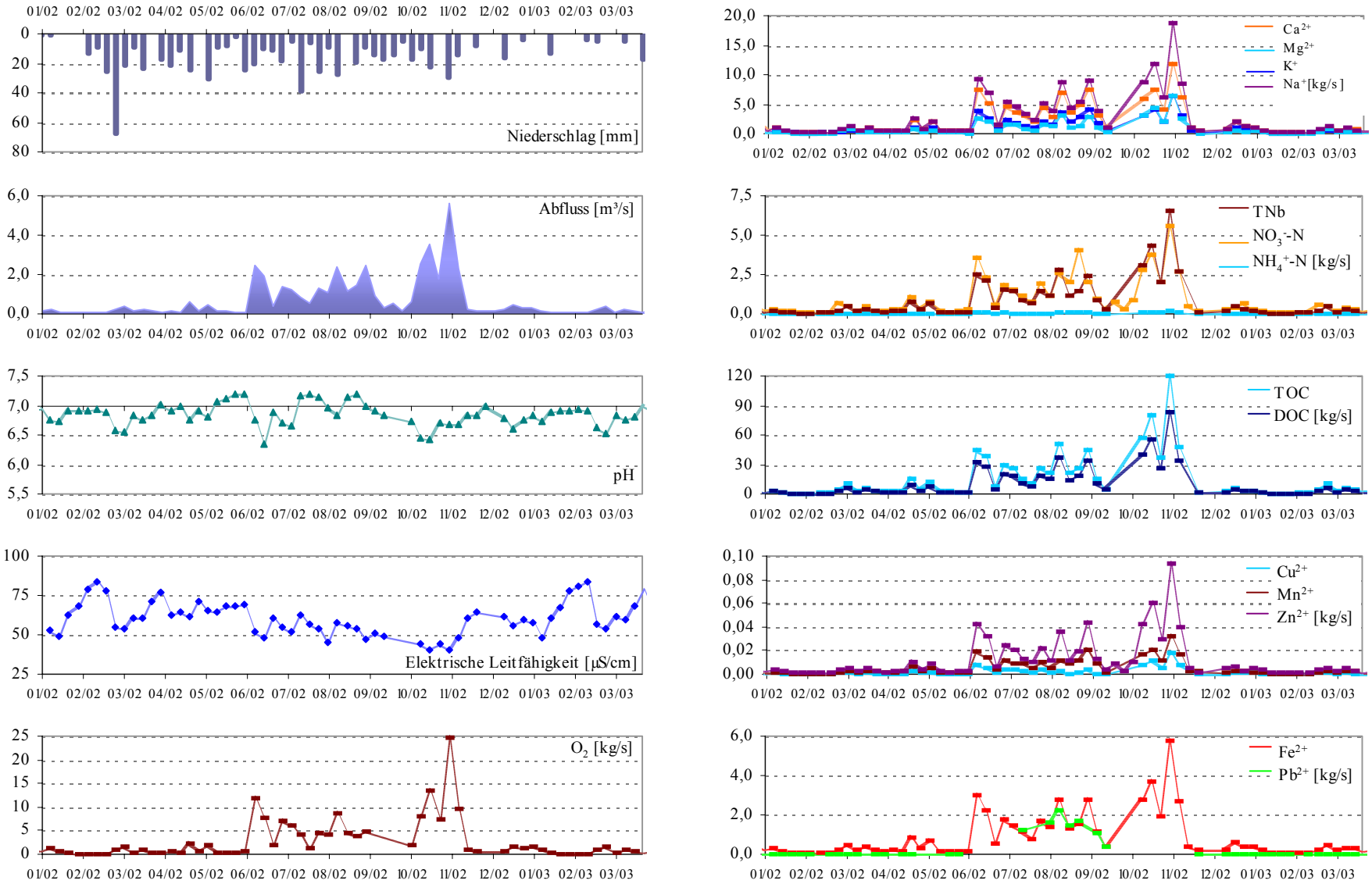


Abb.5.49: Wochenmittel Niederschlag, Abfluss, pH und EC_{25} und Transportfrachten O_2, Ca, Mg, K, Na, TNb, NO_3, NH_4, TOC, DOC, Cu, Mn, Zn, Fe und Pb, Station Hana (Vorfluter), 01.01.2002 bis 31.03.2003

5.3.4.3. Vergleich der Teileinzugsgebiete Hana - Audrenisrou

Um die Analyseergebnisse der Messstationen Hana (Vorfluter Hauptuntersuchungsgebiet) und Audrenisrou (Vorfluter ungestörter Zustand, Taï-Nationalpark) zu vergleichen, werden wiederum die Stoffkonzentrationen herangezogen. Die Frachtenermittlung stellt, insbesondere bei nicht quantifizierten Wasserflüssen im Einzugsgebiet des Audrenisrou, eine nur wenig genaue Schätzfunktion dar, um im direkten Vergleich zweier verschiedener Teileinzugsgebiete zu aussagekräftigen Ergebnissen zu kommen. Gegenübergestellt werden die deskriptiven Statistiken der Parameter und Konzentrationen im gemeinsamen Probennahmezeitraum von 01.08. bis 31.10.2002.

	Hana [363 mm Niederschlag]		**Audrenisrou [395 mm Niederschlag]**	
	Mittel	**Stabw**	**Mittel**	**Stabw**
pH	**7,1**	0,2	5,7	0,5
EC_{25}	50	12	59	9
O_2	3,3	1,0	**6,6**	0,9
Ca	3,1	0,4	**3,8**	0,6
Mg	1,7	0,2	1,7	0,3
Na	3,7	0,4	**4,4**	0,6
K	1,1	0,2	1,3	0,1
SO_4	55	43	**86**	59
Cl	**7,4**	1,7	5,4	2,2
PO_4-P	0,2	0,2	0,2	0,7
NO_3-N	**1,5**	1,0	0,6	0,3
NH_4-N	0,02	0,03	0,08	0,09
TNb	1,0	0,2	1,4	1,1
TOC	18,4	2,6	**24,8**	4,9
PM	**134,6**	19,7	118,6	34,7
S	0,4	0,1	0,3	0,1
Si	5,3	0,5	**11,1**	3,1
Fe	1,2	0,2	1,3	0,3
Al	0,05	0,03	**0,17**	0,08

Tab. 5.29: Vergleich der Basisparameter und Stoffkonzentrationen Hana / Audrenisrou, Messzeitraum 01.08. bis 31.10.2002; EC_{25} [µS/cm], Stoffkonzentrationen [ppm], markiert sind jeweils die signifikant höheren Werte

Aus der Gegenüberstellung von Hana und Audrenisrou lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

Der signifikant höhere pH-Wert des Hana ist zum einen auf die unterschiedliche Geologie zurückzuführen (Hana Muskovitschiefer – Audrenisrou Granite und assoziierte metamorphe Gneise). Zum anderen ist dieser zusammen mit den Befunden betreffend der Menge an abfiltrierbaren Stoffen (PM) und gelöstem Silicium Anzeichen für eine tiefgründigere und intensivere Verwitterung im Einzugsgebiet des Audrenisrou. Bei signifikant niedrigeren Gehalten an partikulären Stoffen wird gleichzeitig mehr Si gelöst, das damit nicht mittelbar aus diesen hervorgeht, sondern Produkt der chemischen Verwitterung ist. Weiterer Faktor, der die Unterschiede der Einzugsgebiete charakterisiert, ist der höhere TOC-Gehalt des Audrenisrou. In dem bewaldeten Teileinzugsgebiet ist die organische Auflage und die Mächtigkeit des A-Horizontes als höher einzuschätzen, so dass mehr organischer Kohlenstoff in den Vorfluter eingetragen wird.
Die höheren mittleren Sauerstoffgehalte des Audrenisrou verweisen hingegen auf die Gewässerqualität. Da der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen dort geringer ist, ist dieser nicht auf einen erhöhten Abfluss zurückzuführen, bei dem durch turbulentere Strömung mehr O_2 in den Wasserkörper übergeht. Zudem wurden gleiche Wassertemperaturen ermittelt, so dass die Unterschiede des Sauerstoffgehalts auf eine höhere Eutrophierung des Hana verweisen.
Die vor allem aus pedogenen und geogenen Prozessen resultierenden Konzentrationen der dominierenden Kationen Na^+ und Ca^{2+} und auch die von Aluminium und Sulfat sind Resultat der natürlichen Verwitterungsprozesse. Hingegen zeigen die erhöhten Werte von NO_3-N und Cl im Hana deutlich den anthropogenen Einfluss durch die Applikation von Agrochemikalien im landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebiet.

5.4. Abschätzung der Stoffbilanzen 2002

5.4.1. Bilanzierung über Input-Output-Verfahren

Die Berechnung der jeweiligen Stoffbilanzen erfolgte über die Differenz zwischen den Stoffflüssen in Freilandniederschlag und Vorfluter. Dabei wird davon ausgegangen, dass über den Niederschlag der Stoffeintrag (Input), über den Vorfluter der Stoffaustrag (Output) erfolgt. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die trockene Deposition bei fehlenden Wasserflüssen nicht erfasst wurde. Eine Abschätzung der Stoffbilanzen über alle Kompartimente hinweg erfolgt in Kap. 5.4.2.

Aus der Differenz der Stoffflüsse [kg/ha] zwischen FNS und VF ergeben sich positive und negative Werte im Sinne von Netto-Quellen und –Senken (Tab. 5.30). Die positiven Werte verweisen auf eine Speicherung des Stoffes innerhalb des Systems, die sowohl auf Retention vorwiegend in der ungesättigten Bodenzone als auch auf die Aufnahme von Pflanzennährstoffen zurückzuführen ist. Negative Werte bedeuten eine Freisetzung des jeweiligen Stoffes, die vor allem auf Verwitterungsprozesse zurückgehen und auf ein ausreichendes Angebot eines Pflanzennährstoffs verweisen. Wie in Tabelle 5.30 dargestellt, werden dem Ökosystem 2002 12,8 kg Ca/ha, 7,4 kg Mg/ha und 2,1 kg K/ha entzogen. Die unterschiedlichen Mengen sind zum einen auf den Mehreintrag von Ca gegenüber Mg zurückzuführen, die beide im Vergleich zu K eine geringere Rolle als Pflanzennährstoff spielen, was wiederum den nur geringen Austrag an K bedingt. Am deutlichsten ausgeprägt ist der Si-Austrag mit 34,8 kg Si/ha, was auf die Desilifizierung zurückzuführen ist ebenso wie der Export von 8,4 kg Fe/ha. Der Wert von –2,6 kg Pb/ha ist am ehesten auf die Applikation von Agrochemikalien zurückzuführen, die von Juli bis September 2002 sehr hohe Pb-Gehalte in Bodenlösung und Vorfluter bedingen.
Positive Werte zeigen sich hingegen bei den Stickstoffkomponenten, wobei anzumerken ist, dass innerhalb der ersten Projektphase TNb, TOC und DOC in Freiland- und Bestandsniederschlag nicht an einer ausreichenden Anzahl von Proben ermittelt wurden. Die Werte der gemessenen Stickstoffkomponenten verweisen auf eine Pflanzenaufnahme von 20,7 kg NO_3-N/ha und 5,3 kg NH_4-N/ha. Der Pflanzennährstoff P zeigt ebenfalls eine Reduktion zwischen FNS und VF, so dass dem System insgesamt 2,8 kg PO_4-P/ha bzw. 3,4 kg P_{tot}/ha entzogen werden. Eine Sonderstellung nimmt die Gruppe der Ionen SO_4, Cl und Na ein, die ebenfalls positive und zum Teil sehr hohe Werte annehmen. Hier ist davon auszugehen, dass die vor allem meerbürtigen Stoffe, die zudem nur eine geringe Bedeutung innerhalb des Pflanzenmetabolismus besitzen, zwar in einem Überangebot im FNS vorliegen, innerhalb des Systems jedoch gespeichert werden. Al^{3+} und die Schwermetalle Cu, Mn und Zn zeigen ebenfalls eine Aufnahme innerhalb des Systems. Der Eintrag mit dem FNS ist relativ gering und die genannten Ionen dienen lediglich als Mikronährstoffe. Daraus folgt, dass auch diese Stoffe im Boden gespeichert werden.

Von besonderem Interesse betreffend der Stoffflüsse ist die differenzierende Betrachtung zwischen Trocken- und Regenzeit (Abb. 5.49). Hierbei ist von Bedeutung, dass nach relativ gleichmäßig verteilten Niederschlägen bis zum Ende der Regenzeit zunächst eine Phase mit geringen Niederschlägen und wenig Abfluss eintritt (Mitte September bis Mitte Oktober). Daran schließt sich eine Phase mit hohen Niederschlägen bei zugleich hohem Abfluss an (Mitte Oktober bis Mitte November). Da der Abfluss auch bei Reduktion der Niederschläge auf einem hohen Niveau verbleibt, ist davon auszugehen, dass nach den Starkniederschlägen der Vorwochen (bis zu 65 mm/Woche) eine

Wassersättigung des Bodens erreicht wird, die sich mit zeitlicher Verzögerung langanhaltend auf den Abfluss auswirkt.

	FNS	VF	Diff FNS - VF
Ca	7,2	22,0	-14,8
Mg	2,5	11,0	-8,5
K	6,3	8,5	-2,2
Na	26,1	23,8	2,3
SO_4	888,2	409,9	478,3
Cl	72,3	39,7	32,6
P_{tot}	6,1	1,5	4,6
PO_4-P	1,3	0,6	0,7
N_{tot}	23,8	10,5	13,3
NO_3-N	19,3	10,3	9,0
NH_4-N	4,5	0,2	4,3

	FNS	VF	Diff FNS - VF
TNb	n.g.	5,9	-
TOC	n.g.	104,1	-
DOC	n.g.	78,8	-
Si	3,2	33,6	-30,4
S	5,3	2,0	3,3
Al	1,3	0,2	1,1
Cu	0,0	0,0	0,0
Fe	0,1	8,0	-7,9
Mn	0,0	0,1	-0,1
Pb	0,1	1,6	-1,5
Zn	0,2	0,1	0,1

Tab. 5.30: Stoffflüsse in Freilandniederschlag (Mittelwert), Vorfluter und Bilanzen 2002 [kg/ha] (Differenz)

Die Daten von HETZEL (1999) und FISCHER (1998), die im Osten der Côte d'Ivoire im Einzugsgebiet des Bossématié erhoben wurden, zeigen ebenfalls einen Austrag von Ca (-26,3 kg/ha*a), Mg (-8,7 kg/ha*a), K (-5,0 kg/ha*a) und Fe (-1,1 kg/ha*a) aus dem Ökosystem. Abgesehen von Fe und Mg sind die Austragsraten jedoch deutlich höher einzuordnen.
Diesen Werten steht eine Speicherung von 8,4 kg Na/ha*a, 17,3 kg N/ha*a und 4,3 kg P/ha*a gegenüber. Die P-Speicherung ist gut vergleichbar mit den vorliegenden Stoffflussberechnungen, betreffend Na und N jedoch deutlich größer. Die Abweichungen sind jeweils in Verbindung mit der guten Nährstoffausstattung der Böden im Osten der Côte d'Ivoire (v.a. betreffend Ca und Mg) zu sehen. Der niedrigere Na-Stoffffluss wird im Hana-Einzugsgebiet durch eine Festlegung in den tieferen Gesteinsschichten erklärt (Kap. 5.2.2.).

Getrennt nach Saison tendieren Ca, Mg, K, Si und Fe innerhalb der Regenzeit zu relativ gleichmäßigen Austrägen, die leicht mit Andauer der Regenzeit ansteigen. Demgegenüber werden insbesondere N, Na, Cl, SO_4 und S ebenfalls mit leicht ansteigender Tendenz über den FNS eingetragen. In der Phase geringen Abflusses besitzen alle untersuchten Komponenten eine positive Bilanz, in der mehr eingetragen als ausgetragen wird. Zugleich sind die Eintragsraten im zeitlichen Vergleich relativ hoch, was sich besonders bei N, Na, S, Cu und insbesondere Zn manifestiert. Im daran anschließenden Zeitabschnitt mit hohen Abflüssen zeigen sich im Vergleich hohe Austragsraten aller Stoffe.
Während der Trockenzeiten von Ende 12/01 bis Ende 01/02 bzw. Anfang 12/02 bis Mitte 02/03 sind

die Einträge über die auftretenden kleineren Niederschlagsereignisse gering und halten sich nahezu die Waage mit den Stoffausträgen über den geringen jedoch perennierenden Abfluss. Eine gesonderte Rolle nehmen PO_4-P, P_{tot}, NH_4-N und Cu ein. Zu Beginn der Regenzeiten findet im Vergleich zu den anderen Komponenten ein sehr hoher Eintrag statt.

Die Ursachen für das unterschiedliche Verhalten wurden bereits unter Kap. 5.3.4.2. diskutiert. Zusammenfassend nehmen insbesondere saisonale Effekte Einfluss auf die zeitlichen Trends der Ein- und Austräge und die Stoffbilanzen. Meerbürtige Einträge dominieren während der Regenzeit (Na, Cl, S), der Austrag vor allem pedogener und geogener Stoffe über den Vorfluter wird durch den hohen Abfluss reguliert (Ca, Mg, Si, Fe). Zur Trockenzeit sind Stoffeinträge und –austräge nahezu ausgeglichen, was vor allem durch die geringeren Wasserflüsse bedingt ist.
Überprägt werden die saisonalen Einflüsse während der Regenzeit durch den bei erhöhtem Abfluss einsetzenden Verdünnungseffekt und die Applikation von Agrochemikalien (N, PO_4-P, K, S und assoziiert Cu und Zn), sowie während der Trockenzeit durch die Staubdeposition des Harmattan und die Brandrodungsaktivitäten (PO_4-P, N) bzw. zu Beginn der Regenzeit durch den Hysterese und Top Down-Effekt (P_{tot}, PO_4-P, S, N).

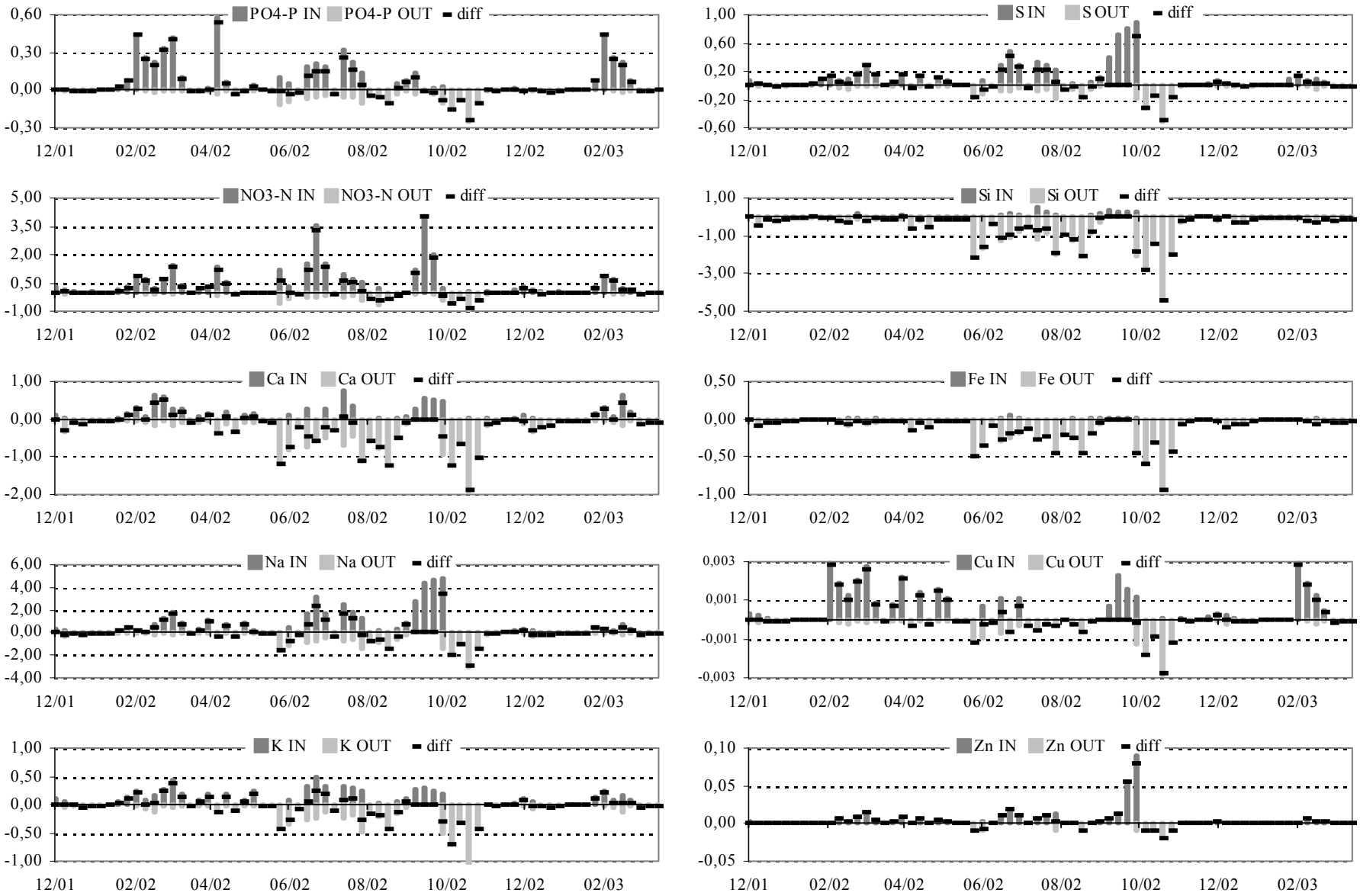


Abb. 5.50: Stoffflüsse ausgewählter Parameter [kg/ha * Woche]. IN = Freilandniederschlag, OUT = Vorfluter, 15.12.2001 bis 31.03.2003

5.4.2. Bilanzierung über die Abschätzung der Wasserflüsse in den einzelnen Kompartimenten

Aus der unter Kap 5.1. vorgenommenen Abschätzung der Wasserhaushaltsbilanz 2002 ergeben sich getrennt nach Messflächen folgende Wasserflüsse und prozentuale Anteile am Niederschlag:

	Wald		Kakao 7a		Kakao 25a	
	[mm]	[%]	[mm]	[%]	[mm]	[%]
FNS	1862	100[1]	1862	100[1]	1639	100[1]
BNS	1620	87[2]	1694	91[3]	1459	89[3]
BL25+BL65	1583	85[6]	1583	85[6]	1393	85[6]
BL105	335	18[4]	540	29[4]	508	31[4]
VF	578 mm / 33 %[1,3]					

Tab. 5.31: Abschätzung der Wasserbilanz 2002, [1]berechnet, [2]CASENAVE (1980), [3]eigene Abschätzungen, [4]Differenz, [5]HETZEL (1999), [6]MONTENY & CASENAVE (1989)

Zur Errechnung der Stoffflüsse wurden die Werte der Kakaoflächen gemittelt. Die Ergebnisse sind in Abb. 5.51 vergleichend zwischen Wald und Kakao dargestellt und werden im Folgenden diskutiert (weitere vergleichende Literaturangaben siehe Anhang IV)

Demnach sind die Einträge von N (geringer Na) durch Abspülung und Leaching im Kronenraum unter Wald größer als unter Kakao. Dagegen wird unter Kakao deutlich mehr K, Mg und P aus dem Kronenraum ab- bzw. ausgespült. Betreffend Ca sind keine Unterschiede zwischen den Beständen von Wald und Kakao nachweisbar.
Innerhalb der Berechnung der Wasser- und Stoffflüsse wird der unterschiedliche Bedeckungsgrad berücksichtigt, so dass das unterschiedliche Leachingverhalten von Wald- und Kakaobestand deutlich wird. Im Vergleich zu HETZEL (1999), sind die gemessenen Flüsse mit dem Bestandsniederschlag nahezu identisch, lediglich der Eintrag von P unter Wald bzw. Fe und Al liegen deutlich (Faktor < 2 bis > 4) unter den von HETZEL ermittelten.

Im Bereich bis 65 cm Bodentiefe (zusammengefasste Werte für BL25 und BL65) werden sowohl die Einträge aus der Dekomposition organischen Materials als auch die Umsatzprozesse im Boden aus Freisetzung/Retention und Wurzelaufnahme von Nährstoffen durch die Vegetation erfasst. Generell auf allen Untersuchungsflächen werden N, Mg und Na freigesetzt, P und K werden dem System entzogen. Für Ca besteht unter Kakao ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Freisetzung und Retention/Aufnahme, unter Wald wird Ca dagegen ebenfalls freigesetzt. Im weiteren Vergleich der Bestände ergeben sich signifikante Unterschiede mit höherem N-Austrag und höherer K-Aufnahme unter Kakao bzw. einem höheren P-Entzug unter Wald. Die Na-Flüsse sind gegenüber den Kakaoflächen unter Wald um mehr als Faktor 2 verstärkt.
Die Stoffflüsse von Na und Ca unter Wald stehen im Zusammenhang mit der oberflächennahen Pisolithschicht, aus deren Mineralbestand Verwitterungsprodukte freigesetzt werden. Dagegen sind die unterschiedlichen Flüsse von N, K und P unter Kakao vor allem auf die Applikation von Düngern und den unterschiedlichen Stoffhaushalt der Bestände zurückzuführen. Mit den Düngern werden N, P

und K eingetragen, so dass ein zuzüglicher Input besteht. Während K rasch von den Kakaopflanzen aufgenommen wird, geht relativ gesehen mehr P und N mit dem Sickerwasser verloren. Im Vergleich zu den Wald- und Kakaoflächen im Osten der Côte d'Ivoire (HETZEL 1999) ist der Befund für K nahezu identisch, während sich die Düngerapplikation der vorliegenden Untersuchung in deutlich erhöhten N- und P-Flüssen in der Bodenlösung ausdrückt. Die von HETZEL errechneten Stoffflüsse von Ca und Mg sind deutlich größer bzw. Na betreffend deutlich niedriger, was auf die unterschiedliche Nährstoffausstattung der Boden bzw. die hohen, geogen bedingten Na-Flüsse im Hana-Einzugsgebiet zurückzuführen ist.

Ab dem Niveau 105 cm wird von einer ausschließlichen Tiefenversickerung ausgegangen. Aus dem Vergleich der Stoffflüsse in BL25/65 und BL105 ergibt sich, dass alle Nährstoffe in BL105 geringere Stoffflüsse aufweisen, was auf einen Entzug von Nährstoffen durch Wurzelaufnahme und Retention in den oberen Bodenhorizonten verweist. Im Vergleich zur Waldfläche sind unter Kakaoanbau alle Flüsse deutlich höher, insbesondere die von N, P und Ca (>Faktor 4 bis 10) bzw. K, Mg, Na (>Faktor 2).
Auch in diesem Tiefenniveau zeigen sich die Auswirkungen der Düngerapplikation noch deutlich betreffend N, P und K. Im erhöhten Austrag von Ca und Mg zeigen sich wiederum die Prozesse der Mineralverwitterung bzw. die geringere Nachlieferung bei niedrigem Skelettanteil und fehlender Pisolithschicht.
Gegenüber den Untersuchungen von HETZEL (1999) zeigen sich die bereits oben erwähnten Faktoren der Bodennährstoffausstattung bzw. geogenen Voraussetzungen in deutlich niedrigeren Flüssen von Ca, Mg, K gegenüber sehr hohen Flüssen von Na im Hana-Untersuchungsgebiet. BROUWER (1996) gibt für einen Wald in Guyana vergleichbare Werte für Ca und Mg, bei deutlich höheren K-Flüssen an. Die Na-Flüsse von BROUWER liegen deutlich höher als die bei HETZEL, aber noch immer um Faktor 10 niedriger als die hier berechneten.

Die Flüsse mit dem Vorfluteraustrag werden in Kap. 5.3.4.2. ermittelt. Diese erfassen das gesamte Teileinzugsgebiet und sind als integrative Werte zu verstehen. Hier gehen die Differenzen zwischen Nettoumsätzen bis einschließlich der ungesättigten Zone (BL105) und dem Austrag über den Vorfluter auf Tiefenverwitterung, oberflächliche Bodenzuflüsse, Staubdepositionen und den direkten Eintrag organischen Materials zurück.

Im Vergleich zu den in BL105 errechneten Versickerungsflüssen der Wald- und Kakaoflächen nehmen die im Vorfluter ermittelten Flüsse für N eine Mittelposition ein. Die P-Flüsse des Vorfluters sind nahezu identisch mit denen unter Kakao, während sich hinsichtlich K, Mg, Ca und TOC deutlich höhere Stoffflüsse als in BL105 des Wald- und Kakaobestandes zeigen. Geringere Stoffflüsse zeigen sich nur hinsichtlich Na, dessen Austragsraten mit dem Vorfluter nahezu mit den Eintragsraten des Niederschlages übereinstimmt.

Der Nährstoffentzug mit der Ernte ist in Abb. 5.51 nicht berücksichtigt, da keine eigenen Messungen vorliegen. Nach Abschätzungen, die auf den Erntemengenangaben der lokalen Bauern und den Nährstoffanalysen von HETZEL (1999) basieren, werden den Kakaoplantagen durchschnittlich 17,6 kg N/ha*a, 6,4 kg P/ha*a, 1,9 kg K/ha*a, 1,1 kg Mg/ha*a und 3,0 kg Ca/ha*a mit der Ernte von 0,8 t/ha Kakaobohnen entzogen.

Da insbesondere innerhalb der Konzentrations-Zeitreihenanalysen der Einfluss der Landnutzung auf N, P, K, Cl und S/SO_4 durch Gabe von Düngern und Pestiziden nachgewiesen wurde, werden zuzüglich zu N und P in Tab. 5.32 auch die Stoffflüsse von Cl und S/SO_4 dargestellt:

	Wald			**Kakao**		
	Cl	**S**	**SO_4**	**Cl**	**S**	**SO_4**
	[kg/ha*a]			[kg/ha*a]		
FNS	76,9	5,6	945	72,3	5,3	888
BNS	81,8	7,7	804	94,0	12,2	1305
BL25+BL65	128,6	42,1	1475	133,6	24,7	1338
BL105	22,9	10,3	306	56,1	6,5	508
VF	39,7	2,0	410	39,7	2,0	410

Tab. 5.32: Abschätzung der Stoffflüsse von Cl, S und SO_4 unter Wald und Kakaoanbau (gemittelte Werte von Kakao 7a und Kakao25a) 2002, [kg/ha*a]

Der Freilandniederschlag wurde für Wald- und Kakaobestände zusammen ermittelt, so dass sich in den Stoffflüssen nur die unterschiedlichen Niederschlagsmengen der Flächen ausdrücken. Aus den Werten des Bestandsniederschlag errechnet sich im Vergleich zur Waldfläche ein deutlich höherer Eintrag von Cl, S und SO_4 trotz geringerer Wasserflüsse (im Mittel 1577 mm). Dies zeigt sich auch in BL25/65 und BL105 hinsichtlich Cl, während die Schwefelkomponenten deutlich niedrigere Flüsse aufweisen. Damit kann ein Einfluss der Pestizidapplikation auf die Stoffflüsse der Kakaoflächen bestätigt werden. Aufgrund der nur geringen Distanzen zur Waldfläche muss sogar davon ausgegangen werden, dass sich die Unterschiede unter ungestörten Bedingungen noch ausgeprägter darstellen würden.

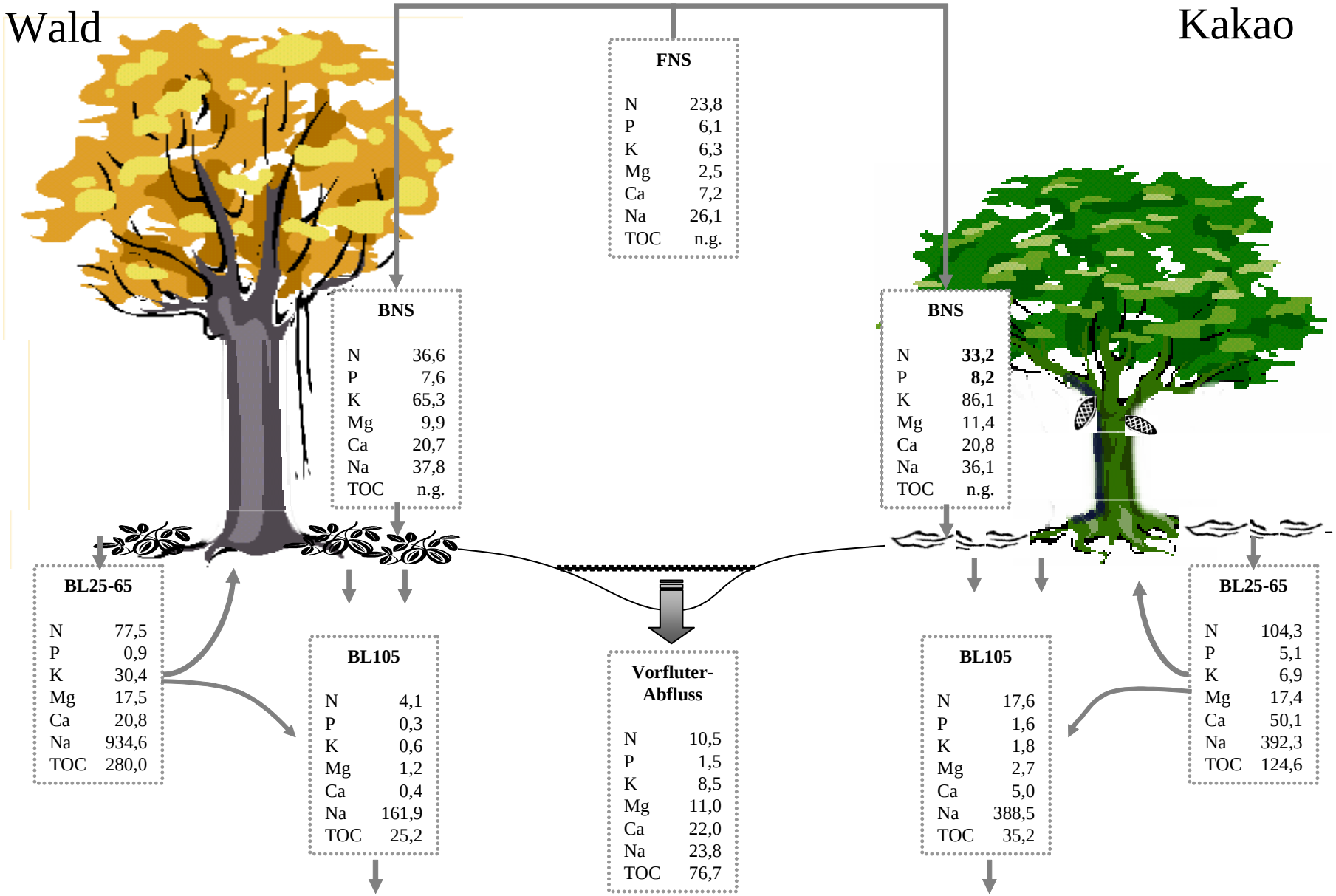


Abb. 5.51: Jährliche Flüsse der Hauptnährstoffe 2002 – Station Wald – Mittel der Stationen Kakao 7a und 25a [kg/ha]

5.5. Zusammenfassende Beurteilung des Nährstoffhaushaltes nach Messflächen

Aus den dargestellten Ergebnissen lassen sich folgende Schlüsse in Bezug auf die Nährstoffcharakteristik der Flächen Wald, Kakao 7a und Kakao 25a ziehen:

5.5.1. Wald

Die K-Konzentrationen im Austrag aus dem Kronenraum des Waldes zeigen keine signifikanten Unterschiede zu den Kakaoflächen. Ein anderes Bild stellt sich jedoch hinsichtlich der Stoffflüsse dar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Faktoren höherer Bedeckungsgrad unter Wald und verstärkte Auswaschung von Kalium aus Kakaoblättern gegenseitig aufheben. Durch die Berücksichtigung des Bedeckungsgrades bei der Abschätzung der Wasserflüsse wird dieser Faktor ausgeschlossen und der Mehreintrag in den Bestandsniederschlag deutlich. Gleichermaßen gilt dies für P, wobei sich die Unterschiede bereits anhand der Konzentrationen deutlich hervorheben. Hinsichtlich der Konzentrationen und Stoffflüsse von N, Ca, Mg, Na, Si und Fe ergeben sich zwischen Wald und Kakao keine deutlichen Konzentrationsabweichungen der Bestandsniederschläge.

Der Stoffhaushalt der Waldfläche wird vor allem durch die bodenphysikalischen Bedingungen beeinflusst. Durch die oberflächennahe Lage der Pisolithschicht kommt es zu einem Staueffekt von Wasser, wodurch wegen der längeren Kontaktzeiten vermehrt Ionen aus dem Boden und dem verhärteten Horizont gelöst werden können. Dies manifestiert sich insbesondere bei den als dominant geogen/pedogenbürtig identifizierten Nährstoffen Na und Si und dem über Leaching und Streu eingetragenen K. Die geringen P-Konzentrationen und –flüsse in der ungesättigten Bodenzone unter Wald sind auf eine rasche Wurzelaufnahme innerhalb des nahezu geschlossenen Nährstoffkreislaufes zurückzuführen. Zudem ist durch den Verhärtungshorizont nur ein begrenzter Wurzelraum vorhanden. Zu berücksichtigen ist auch die Interaktion von P mit Sesquioxiden, die unter Wald im Vergleich zu den Kakaoflächen oberflächennäher auftritt. Deutlich höhere Konzentrationen und –flüsse unter Wald werden auch für TOC/DOC nachgewiesen, die auf den Mehreintrag von organischem Material bei höherer Vegetationsdichte und Primärproduktion schließen lassen.

Die geringeren Einträge von Cl und S/SO_4 unter Wald sind durch die Landnutzungsmaßnahmen bedingt (Kap. 5.5.2.). In der Betrachtung der Konzentrationszeitreihen konnte jedoch gezeigt werden, dass aufgrund der nur geringen Distanz zwischen den Flächen auch unter Wald temporär ein abgeschwächter Anstieg der Cl-, S/SO_4-, N- und P-Konzentrationen in den Niederschlägen auftritt, der vor allem zeitgleich mit der Pestizidapplikation und weniger mit der Düngergabe deutlich wird. Durch die Zerstäubung der Pestizide im Kronen- und Stammbereich werden diese atmosphärisch auch in die benachbarten Areale transportiert. Dagegen werden die NPK-Dünger lokal begrenzt als Granulat ausgestreut, so dass für einen atmosphärischen Transport zunächst eine Ausblasung stattfinden muss. Werden diese schnell von Niederschlägen gelöst und in den Boden inkorporiert, ist der Einfluss auf das benachbarte Ökosystem gering. Bei fehlenden Niederschlägen über mehrere Tage muss von einem Staubtransport ausgegangen werden, der sich, wenn auch abgeschwächt, in den Zeitreihen von NPK der Bestandsniederschläge unter Wald zeigt.

Aus der Gegenüberstellung der Stoffflüsse von Niederschlag (Eintrag) und Tiefenversickerung (Austrag) wird deutlich, dass an der Waldfläche bis einschließlich der Tiefe BL105 N, P, K, Mg und Ca in Boden und Vegetation verbleiben, lediglich Na, S, Si und Fe werden aus dieser Tiefe

ausgewaschen. Im Vergleich zur Gesamtbilanz zwischen Niederschlag (Eintrag) und Vorfluter (Austrag) (Kap. 5.4.1.) ergibt sich aus der Bilanz zwischen Niederschlag und Versickerung für Ca, Mg und K ein anderer Befund, der in dieser Analyse ebenfalls eine positive Bilanz aufweist. Im Gegensatz dazu zeigt sich für Na eine Speicherung innerhalb des Systems. Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass in den tieferen, nicht erfassten Niveaus des Bodens Umsatzprozesse ablaufen, die dazu führen, dass Ca, Mg und K mobilisiert und Na in hohem Maße festgelegt wird. Bei der Ausbildung eines Gleichgewichts zwischen sorbierten Kationen und in der Bodenlösung gelösten Stoffen spielt zum einen die Ionenaffinität eine Rolle, zum anderen werden die Austauscherplätze jedoch bei hohen Konzentrationen eines Kations, wie hier für Na festgestellt – zunehmend durch dieses belegt.

Die ausschlaggebenden Faktoren des Nährstoffhaushalts unter Wald sind demnach die oberflächennahe Lokalisation der Pisolithschicht und der schnelle nahezu geschlossene Nährstoffkreislauf des Bestandes. Weiterhin ergeben sich Verluste hinsichtlich Na, S, Si und Fe, die vorwiegend aus der Mineralverwitterung entstammen und mit dem System mit dem Drainagewasser entzogen werden, wobei eine Na-Retention in tieferen Boden- bzw. Gesteinsschichten vor dem Export über den Vorfluter festzustellen ist. Die nur geringe Distanz zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen bewirkt, dass die Dünger- und Pestizidgaben abgeschwächt auch an der Waldfläche nachweisbar sind.

5.5.2. Kakaoplantagen

Der Nährstoffhaushalt der Kakaoplantagen wird maßgeblich durch anthropogene und zum Teil auch biogene Faktoren beeinflusst.

Der biogene Einfluss äußert sich in einer abweichenden Nährstoffaufnahme bzw. Freisetzung aus Wald- und Kakaopflanzen. Wie bereits unter Kap. 5.5.1. erläutert, wird Kalium im Kakaobestand vermehrt durch Leachingeffekte aus den Blättern gelöst. Während sich dieses Verhalten für K jedoch nicht in signifikanten Konzentrationsunterschieden, sondern nur in den Stoffflüssen zeigt, wird der Mehreintrag von P auf der Waldfläche bereits anhand der Konzentrationen deutlich.

Obwohl K unter Kakao vermehrt in den Boden eingetragen wird, sind die Konzentrationen in der ungesättigten Zone deutlich geringer als unter Wald. Zusammen mit den Stoffflüssen und einem weiteren Eintrag über Dünger ist dies ein weiteres Indiz für den hohen Kaliumbedarf der Kakaopflanzen.

Im Vergleich zur Waldfläche resultiert die Düngergabe an den Kakaoflächen in hohen Konzentrationen und –flüssen von N und P in BL25/BL65. Die K-Flüsse sind in diesem Niveau unter Wald zwar größer, gehen in BL105 jedoch stark zurück (um ca. Faktor 50). Dagegen nehmen die niedrigeren K-Flüsse unter Kakao in BL25/65 nur um ca. Faktor 3 in BL105 ab. Dennoch sind diese Werte in BL105 dreimal so hoch wie die unter Wald. Im Zusammenhang mit ähnlichen Befunden für N und P lässt das darauf schließen, dass ein bedeutender Teil der aufgebrachten Dünger mit dem Sickerwasser verloren gehen und in den Vorfluter eingetragen werden.
Die Pestizidapplikation auf den Kakaoflächen wird vor allem in den Konzentrationssequenzen mit prägnanten Anstiegen von Cl, N, P und S deutlich. Im Bestandsniederschlag äußern sich diese

Einflüsse in den Mittelwertunterschieden der jeweiligen Konzentrationen nicht signifikant. Aufgrund der Überlagerung mit Leachingeffekten im Kronenraum sind die Auswirkungen für die N- und P-Stoffflüsse nicht einzuordnen, zeigen sich aber deutlich in den Cl- und S/SO_4-Flüssen.

Die Gegenüberstellung der Stoffflüsse von Niederschlag (Eintrag) und Tiefenversickerung (Austrag) verdeutlicht, dass unter Kakao ab der Tiefe BL105 - wie schon bei der Waldfläche - Na , S, Si und Fe mit der Tiefenversickerung verloren gehen und für Mg im Gegensatz zum Waldbestand ebenfalls ein geringer Austrag zu verzeichnen ist. Unterschiedlich ist die Speicherung von N, P, K und Ca, die unter Kakao deutlich geringer ist, so dass Austräge und Einträge von N, Mg und Ca nahezu ausgeglichen sind. Aus dem Vergleich zwischen Stoffflüssen über Tiefenversickerung (bis einschließlich BL105) und Vorfluterexport wird deutlich, dass die Unterschiede zwischen Nährstoffexport über Tiefenversickerung unter Kakao und über den Vorfluter weniger stark ausgeprägt sind als unter Wald. Auch hier ist festzustellen, dass Mg, Ca und K einen weiteren Eintrag in tieferen Bodenschichten bzw. über laterale Bodenzuflüsse (v.a. Mg und Ca) und den direkten Eintrag organischen Materials (v.a. K) erfahren.

Der Nährstoffhaushalt der Kakaoflächen ist im Gegensatz zu den Waldflächen stärker durch Dünger- und Pestizidapplikationen geprägt. Dadurch sind die Austragsraten mit dem Sickerwasser insbesondere von N, P, K deutlich höher als unter Wald. Die ebenfalls erhöhten Stoffflüsse von Mg, Ca und Na im Sickerwasser sind dagegen auf pedogene Faktoren zurückzuführen, da im Gegensatz zur Waldfläche innerhalb der Bodenprofile die Pisolithschicht nicht vorhanden bzw. tiefer gelegen ist und demzufolge die Mineralverwitterung mit der Tiefe zunimmt.

Die Unterschiede zwischen den beiden Kakaoplantagen sind vor allem auf abweichende bodenphysikalische bzw. bodenchemische Bedingungen und Bestandsdichten zurückzuführen.

- Aus der größeren Bestandsdichte unter Kakao 25a folgt eine signifikant höhere K-Auswaschung aus dem Kronenraum.
- Die längere Nutzungsdauer der Fläche Kakao 25a zeigt sich in geringeren Werten der im Boden ermittelten Kationenaustauschkapazität und Basensättigung bzw. der Gehalte an organischem Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und Humus.
- Durch die Lokalisation der Pisolithschicht unter der Kakao 7a-Fläche, die unter der Kakao 25a-Fläche bis zur beprobten Tiefe nicht nachweisbar ist, sind die wesentlichen Unterschiede in der ungesättigten Zone bodenphysikalisch bedingt.
- Die Einzelbetrachtung der Nährstoffflüsse der beiden Kakaoflächen zeigt bei der älteren Plantage höhere Nährstoffexporte von Na und Si im Sickerwasser und eine geringere Speicherung von K, Cl, SO_4. Diese Unterschiede werden zum einen auf die größere Mächtigkeit der Sedimentdeckschichten der älteren Plantage zurückgeführt, betreffend K, Cl und SO_4 auf eine abweichende Applikation von Düngern bzw. Pestiziden.

5.6. Überprüfung der Hypothesen

Die Zielsetzungen der vorliegenden Arbeit sind die Identifikation der Nährstoffpfade und –flüsse von Wald- und Kakaoflächen im Teileinzugsgebiet des Hana und die Bestimmung eines potentiellen Einflusses der Landwirtschaft auf den Nährstoffkreislauf. Die formulierten Hypothesen werden im Folgenden aufgegriffen und anhand der gewonnenen Ergebnisse überprüft.

H1: Der extensive Kakaoanbau im Teileinzugsgebiet des Hana hat Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt des benachbarten Taï-Nationalparks.

Aus der vergleichenden wöchentlichen Beprobung von Wald- und Kakaoanbauflächen und der Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe in den Kompartimenten Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag, Bodenlösung in drei Bodentiefen, Grundwasser und Vorfluter konnten signifikante Unterschiede des Stoffhaushaltes festgestellt werden.
Diese beruhen zum einen auf den unterschiedlichen Bodentypen mit ferric Plinthosol unter Wald bzw. plinthic ferric Acrisol und ferric Lixisol unter Kakao. Durch die oberflächennahe Lokalisation des verfestigten, pisolithischen Horizontes unter Wald bzw. der jüngeren Kakaofläche findet aus dem konkretionären Material eine, im Vergleich zur älteren Plantage (mit Fehlen dieser Schicht), erhöhte Mineralverwitterung statt. Zudem ist von einem Wasserstaueffekt auszugehen, bei dem durch längere Kontaktzeiten zwischen Boden/Mineral- und Wasserphase vermehrt Stoffe in Lösung gehen können (nachweislich betreffend Na, Si, TOC/DOC) bzw. diese Stoffe verzögert der Tiefenversickerung unterliegen (N, P, K). Nachteilig ist der begrenzte Wurzelraum zu bewerten.
Unterschiede ergeben sich auch betreffend des Nährstoffumsatzes der Vegetationsbestände. Dies zeigt sich anhand geringerer verfügbarer Nährstoffreserven, die im Rahmen der bodenchemischen Analysen unter Kakao und vor allem betreffend des Bodens des älteren Kakaobestandes festgestellt wurden. Bedeutende Nährstoffanteile werden jährlich mit der Ernte entzogen. Die ausreichende Applikationsmenge von Düngern betreffend K und P wird jedoch in Frage gestellt, da die Konzentrationen der Bodenlösung im vertikalen Verlauf durch die pflanzliche Wurzelaufnahme bzw. die Festlegung von P im Boden rasch sinken. Dennoch sind die Stoffflüsse von N und P im Versickerungswasser durch Dünger- und Pestizidgaben signifikant höher als unter Wald.
Durch die Nähe der Walduntersuchungsfläche zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen konnte in der Zeitreihenanalyse der Stoffkonzentrationen ein temporär auftretender, abgeschwächter Konzentrationsanstieg spezifischer Stoffe nach dem Einsatz von Agrochemikalien nachgewiesen werden. Dieser ist bedingt durch den atmosphärischen Transport von Stäuben und den im Kronenraum der Plantagen zerstäubten Pestiziden. Inwieweit dieser Transport sich ins Waldesinnere fortsetzt, kann nicht beurteilt werden. Da sich diese charakteristischen Konzentrationsanstiege jedoch auch im Vorfluter manifestieren, werden die Stoffe mit dem Wasserfluss des Hana auch in den Wald transportiert. Damit muss auch für die Uferbereiche von einem Einfluss auf den Nährstoffhaushalt ausgegangen werden muss.

Betreffend der Randzone des Waldes und der Uferbereiche des Hana kann demnach die Hypothese 1 bestätigt werden.

H2: Der Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffhaushalt lässt sich anhand charakteristischer Indikatoren nachweisen.

Gegenüber der Waldfläche sind die Stoffflüsse von Cl, P, S, N und K auf den Kakaoplantagen in allen Kompartimenten mit Ausnahme des Freilandniederschlags erhöht. Die Stoffflüsse von Ca, Mg, Na, Si und TOC in der Bodenlösung bis zur Tiefe 65 cm und in der Tiefe 105 cm (Versickerung) zeigen gegensätzliche Verhältnisse. Gegenüber der Waldfläche höhere Flüsse finden sich in 25 bis 65 cm Tiefe unter den Kakaoflächen, dagegen sind niedrigere Flüsse in 105 cm Bodentiefe festzustellen. In der Analyse der Zeitreihen zeigen diese Stoffe keine charakteristischen Konzentrationsanstiege in Verbindung mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen, sondern werden vor allem von saisonalen Einflüssen dominiert. In Verbindung mit den Bodenverhältnissen ist demnach von einem geogenen und pedogenen Eintrag auszugehen. Die erhöhten Stoffflüsse von Cl, P, S, N und K sind dagegen Resultat von signifikanten anthropogen induzierten Konzentrationspeaks innerhalb der Zeitreihen. Diese Maxima treten jeweils zeitgleich mit den Düngergaben (NPK) bzw. der Pestizidapplikation mit Endosulfan ($C_9H_6Cl_6O_3S$) und Dimethyl-glycol-phthalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$). Aus den Cl-, N-, P- und S-haltigen Substanzen werden durch biologische und chemische Abbauprozesse Nitrat, Phosphat und Sulfat freigesetzt. Diese werden zusammen mit Cl ausgewaschen oder es kommt mit Ausnahme des Nitrats zur Retention und Anreicherung im Boden.

Als Indikatorgruppe zum Nachweis des Einflusses der Landnutzung wurden demnach die über Düngemittel und Pestizide eingetragenen Stoffe Cl, P, S, K und N identifiziert, wodurch die aufgestellte Hypothese bestätigt werden kann.

H3: Der Einfluss der Landnutzung ist persistent.

Obwohl sich die hohen Konzentrationen der identifizierten Indikatorparameter (Cl, P, S, K und N) nur direkt nach der Applikation von Düngern und Pestiziden ausprägen, zeigt sich aus der Berechnung der Stoffflüsse ein deutlicher und langfristiger Mehreintrag. Hinsichtlich der Beeinflussung des Waldökosystems ist zu berücksichtigen, dass die Stoffe sowohl atmosphärisch als auch in Verbindung mit den Wasserflüssen transportiert werden. Der atmosphärische Transport konnte durch die erhöhten Indikator-Stoffkonzentrationen auf der Waldfläche nachgewiesen werden. Allerdings werden die so verfrachteten Stoffe beim weiteren Transport ins Waldesinnere stark abgeschwächt und zusätzlich durch den Baumbestand ausgekämmt. Somit kann die Aussage eines Einflusses der Landnutzung auf das Ökosystem des Taï-Nationalparks nur für die Randbereiche des Waldes getroffen werden.
Der Transport über die Wasserflüsse erfolgt dominierend über den Vorfluter. Die gemessenen Konzentrationen und Flüsse der Vorfluterlösungen zeigen abgesehen von den saisonalen Amplituden eine deutliche Abhängigkeit zu den Landnutzungsmaßnahmen im Teileinzugsgebiet. Davon sind insbesondere die Uferbereiche und die im Wasserkörper lebenden Populationen betroffen. Die zuzüglichen Stoffeinträge von N und P führen zur Verstärkung der natürlichen Eutrophierung, dagegen werden unabgebaute Pestizidsubstanzen, die ebenso wie die

Düngemittel häufig mit Schwermetallen kontaminiert sind, im pflanzlichen und tierischen Gewebe akkumuliert. Den Stoffeintrag verstärkend kommt hinzu, dass der Vorfluter Hana nach dem Probenentnahmepunkt für ca. 45 km die Parkgrenze darstellt, so dass die östlichen Zuflüsse einen weiteren aus der Landnutzung resultierenden Eintrag erfahren. Im weiteren Verlauf wird der Hana jedoch zunehmend von den Wald drainierenden Vorflutern gespeist, so dass von einer starken Verdünnung der anthropogen bedingten Belastung auszugehen ist. Allerdings kommt es nach Aussagen der lokalen Bevölkerung und der Mitarbeiter der Wasser- und Forstbehörde auch zu illegalen Eingriffen im Nationalpark bis hin zum Einsatz von Pestiziden zum Fischfang.

Zur Bestätigung der Hypothese ist dementsprechend nach zeitlicher und räumlicher Persistenz zu differenzieren: Der Einfluss auf die Randbereiche des Waldökosystems und den Vorfluterabschnitt des landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebietes ist dauerhaft und äußert sich in signifikant höheren Stoffflüssen der identifizierten Indikatorparameter. Ein den gesamten Nationalpark betreffender dauerhafter Eingriff kann aufgrund der nicht abschätzbaren Faktoren, atmosphärischer Ferntransport und Verdünnung durch Vorfluterzuströme im Wald, nicht beurteilt werden, so dass die Hypothese diesbezüglich nicht bestätigt werden kann.

H4: Die Nährstoffsituation des Hana-Abschnittes des landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebiets unterscheidet sich signifikant von der des Referenzvorfluters Audrenisrou, im ausschließlich durch Wald geprägten Teileinzugsgebiet

Im übereinstimmenden Untersuchungszeitraum sind die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des Hana und des Audrenisrou signifikant unterschiedlich. Der Audrenisrou ist durch höhere Konzentrationen von Ca, Na, Si, Al und SO_4 gekennzeichnet. Dagegen sind im untersuchten Teilabschnitt des Hana höhere Konzentrationen von Cl und NO_3-N nachweisbar. Da die Unterschiede hinsichtlich des geologischen Untergrunds und der Böden nicht beurteilbar sind, kann jedoch nur betreffend einer relativen Dominanz von Cl und NO_3-N ein deutlich anthropogen bedingter Unterschied konstatiert werden. Der Befund besitzt zudem nur Gültigkeit für den betrachteten Zeitraum von August bis Oktober in der Regenzeit, so dass nicht alle Einflussfaktoren berücksichtigt werden. In dieser Phase findet im Hana-Teileinzugsgebiet die Pestizidapplikation statt, wodurch der darüber bedingte Eintrag von Cl eine Übergewichtung erfährt. Dennoch sind die erhöhten Konzentrationen im Hana Resultat der Landnutzung und die Unterschiede als signifikant einzustufen. Die höheren Konzentrationen von Ca, Na, Si, Al und SO_4, die im Audrenisrou gemessen wurden, sprechen für eine vorwiegend geogen und pedogene Beeinflussung.

Dementsprechend besitzt die aufgestellte Hypothese zwar für den betrachteten Zeitraum von drei Monaten Gültigkeit, kann jedoch bei mangelnder Kenntnis der Bodeneigenschaften und des geologischen Untergrundes abgesehen für Cl und NO_3-N nicht eindeutig beurteilt werden. Eine Aussage über die Gesamt-Nährstoffsituation ist darüber nicht zulässig, so dass die formulierte Hypothese nicht bestätigt werden kann.

6. Kritische Schlussbetrachtung und Forschungsausblick

Die zukünftige Existenz des Taï-Nationalparks hängt maßgeblich von der Aufrechterhaltung seiner Grenzen ab. Bereits jetzt ist das Waldökosystem in den Randbereichen und entlang des Hauptvorfluters durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Osten des Parks beeinflusst. Solange es jedoch zu keiner Ausweitung der Landnutzung in das Areal des Waldes kommt, wird dieser Einfluss durch die Gesamtgröße des Parks als kompensierbar bewertet.

Hauptfaktoren für das Gefährdung des Taï-Nationalparks in seiner jetzigen Zusammensetzung und ökologischen Bedeutung sind der zunehmende Bevölkerungsdruck, die aktuellen politischen Unruhen und die Reduktion der finanziellen Unterstützung durch das Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung und anderer internationaler Organisationen.

Ungeachtet der Beeinflussung des Waldökosystems durch den Kakaoanbau muss dessen Rentabilität in Frage gestellt werden. Die vorliegenden Böden besitzen nur eine geringe Eignung für den Kakaoanbau. Dies äußert sich in niedrigen Ernteerträgen im Vergleich zu Anbaugebieten mit sonnentoleranten Hybriden (z.B. Südamerika) und einer geminderten Produktqualität. Dessen sind sich die lokalen Bauern bewusst, insbesondere da in den letzten Jahrzehnten die zu erzielenden Gewinne gesunken sind. Dafür verantwortlich sind neben Erntequalität und Menge auch die jährlichen, staatlich festgelegten Mindestabnahmepreise, deren Bekanntgabe in den letzten Jahren verstärkt zu Unruhen und Diskussionen geführt hat. Kakaoabnahme und Vermarktung sind in der Untersuchungsregion mittlerweile in Eigenverantwortung genossenschaftlich organisiert. Durch einen stark politischen Charakter dieser Genossenschaften wird der Kakaopreis zum politischen Faktor.

Deshalb sind die aktuellen Unruhen seit September 2002 und die politisch instabile Situation nicht nur, wie häufig angeführt, im Zusammenhang mit den Einwanderern aus Burkina Faso, Mali und Ghana und deren Diskriminierung zu sehen. Vielmehr drückt sich hier die wirtschaftliche Situation aus. Nachdem seit den 70er Jahren die Zuwanderer gern gesehene Lohnarbeiter waren, ist durch den Bevölkerungsdruck eine gestiegene Konkurrenz um Bodenareale oder -flächen zu verzeichnen. Durch Ertragsrückgang bzw. niedrige Preise wird diese Tendenz noch verstärkt, da immer größere Flächen bepflanzt werden müssen, um den gleichen wirtschaftlichen Gewinn zu erzielen.

Die Akzeptanz der Parkgrenzen durch die lokale Bevölkerung beruht vor allem auf den strengen Kontrollen der Wasser- und Forstbehörde und der Auferlegung hoher Strafen. Im Gespräch mit den Pflanzern wird deutlich, dass das Wissen um die Bedeutung des Nationalparks gering ist, da der Wald traditionsgemäß in den Lebensraum integriert ist. Vor allem die an der Parkgrenze siedelnde Bevölkerung hat nur wenig Verständnis dafür, warum sie den direkt angrenzenden Wald nicht betreten dürfen. Zahlreiche kleinere, illegal angelegte Pfade (Laions) führen in das Waldinnere. Die Existenz dieser Pfade, die allen Dorfbewohnern bekannt sind, wird illegalen Wilderern zugeschrieben, die aus anderen Regionen von hier aus in den Wald vordringen. Das Problem der Wilderei hat im Osten des Nationalparks jedoch stark abgenommen, da - als traurige Bilanz - abgesehen von Nagetieren nahezu keine Wildbestände mehr vorzufinden sind. Die streng geschützten Arten haben sich inzwischen in den Nordosten des Parks und das Tierreservat im Norden zurückgezogen.

Durch die Etablierung der „Station écologique“ in den 70er Jahren im Nordwesten des Nationalparks liegt hier der regionale Schwerpunkt aller bislang durchgeführten Untersuchungen. Außerdem legen die meisten aktuelleren Forschungsvorhaben den Fokus auf tierökologische Bestandsaufnahmen und

Habitatanalysen, so dass auch diesbezüglich der Nordwesten prädestinierter Forschungsstandort ist. Im Osten des Parks sind bis auf die hydrologische Erfassung von BOUSQUET (1977) und die vergleichenden Bodenaufnahmen durch (MUND & GRUNERT 1999) bislang keinerlei Studien durchgeführt worden. Dabei bietet sich genau diese Region an, um weitere Untersuchungen zur Landnutzung und dessen Einfluss auf das Waldökosystem durchzuführen.

Im Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit wären die folgenden Forschungsansätze von besonderem Interesse:

- Quantifizierung der trockenen Deposition
- Langfristige Erfassung der Unterschiede zwischen Hana und Audrenisrou
- Quantifizierung des Stoffeintrags über Litterdekomposition
- Langfristige Erfassung der Wasser- und Stoffflüsse zur Quantifizierung der landnutzungsbedingten Stoffeinträge
- Erfassung der potentiellen Akkumulation von Pestizidsubstanzen und Schwermetallen in den Kakaofrüchten (Pulpe und Bohnen) bzw. in anderen pflanzlichen und tierischen Geweben und im Boden
- Untersuchung zur Beurteilung der angepassten Anwendung von Düngern und Pestiziden (nach Mengen und Substanzen)

In Rahmen des aktuellen Projektes werden in der letzten Phase die folgende weiteren Themen aufgegriffen und behandelt:

- Beurteilung der Wasserqualität unter nutzungsspezifischen Gesichtspunkten
- Beurteilung von schnellen und langsamen Stoffflüssen anhand von Indikatorstoffen
- Gangliniensepparation anhand geeigneter natürlicher Tracer

Eine vergleichende Beprobung der Vorfluterabschnitte (vor Eintritt des Hana in den Nationalpark, zentral im Nationalpark und kurz nach Verlassen des Parks) wurde innerhalb eines Screenings durchgeführt (einmalige Beprobung à drei Parallelen). Die intensive Messkampagne war im Rahmen zweier Geländeaufenthalte à 4 Wochen geplant. Dieser Aufenthalt konnte jedoch aufgrund der aktuellen politischen Situation nicht durchgeführt werden.

Trotz des großen Potentials der Untersuchungsregion für weitergehende Studien ist eine Umsetzung in den nächsten Jahren aufgrund der instabilen politischen Situation unwahrscheinlich. Das aktuell noch laufende Projekt kann nur deshalb zu Ende geführt werden, da Messflächen und Methoden bis zum Ausbruch der Unruhen im September 2002 bereits etabliert waren, und die kontinuierliche Probennahme und Analytik durch den großen Einsatz der lokalen Mitarbeiter vor Ort gewährleistet ist.

7. Zusammenfassung / Summary / Résumé

Die vorliegende Arbeit ist Teil des über das DFG/BMZ-Programm finanzierten Projekts "Charakterisierung des Nährstoffhaushaltes eines Einzugsgebietes im Westen der Côte d'Ivoire. Entwicklung einer Methodologie zur objektivierten Bewertung der Wasserqualität in den Tropen" (Leitung: Prof. G. Gerold, 2001-2004).

Schwerpunkt der Arbeit ist die Darstellung der detaillierten Ergebnisse der Nährstoffsituation im Teileinzugsgebiet des Hana im Vergleich zwischen Wald und Kakaoplantagen. Konkrete Zielsetzungen sind die Identifikation der Nährstoffpfade und –flüsse von Wald- und Kakaoflächen im Teileinzugsgebiet des Hana und die Bestimmung eines potentiellen Einflusses der Landwirtschaft auf den Nährstoffkreislauf.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Westen der Côte d'Ivoire und umfasst ein Teileinzugsgebiet des Vorfluters Hana am nordöstlichen Grenzbereich des Taï-Nationalparks (ca. 37,3 km²), das ausschließlich durch Landwirtschaft geprägt wird.
Das immerfeuchte tropische Regenwaldklima ist gekennzeichnet durch ganzjährig hohe Temperaturen und einer jährlichen Niederschlagssumme von 1590 mm (Station Soubré). Durch die Verschiebung der ITCZ nach Süden liegt das Gebiet saisonal im Einflussbereich des Harmattan. Die Geologie bestimmen Flysch-Sedimente und insbesondere Sericiten- und Grünschiefer. Ferralitische Böden dominieren, die Aufnahme von drei Leitprofilen führte zu einer Bodenklassifikation von dystric Plinthosol unter Wald, plinthic ferric Acrisol unter 7 Jahre altem Kakaobestand und ferric Lixisol unter 25 Jahre altem Kakaobestand. Die Landnutzung erfolgt vorwiegend durch monokulturellen Kakaoanbau, der einen hohen Einsatz von Düngern und Pestiziden erfordert.

Die Charakterisierung des Nährstoffhaushaltes erfolgte über die Instrumentierung dreier Flächen (Wald, Kakao 7a und Kakao 25a), welche die Untersuchung der Kompartimente Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag, Bodenlösung (in 25, 65 und 105 cm Tiefe), Grundwasser und Vorfluterabfluss ermöglichte. Im Zeitraum zwischen 15.12.2001 und 31.03.2003 wurden die täglichen Niederschlagsmengen erfasst und kontinuierlich die Wasserstände und Basisparameter (Temperatur, pH, Elektrische Leitfähigkeit, Konzentration gelösten Sauerstoffs) des Vorfluters aufgezeichnet. In Verbindung mit der wöchentlichen Bestimmung der Fließgeschwindigkeit wurden die Abflussmengen ermittelt.
Zusätzlich zum Vorfluter Hana wurde über einen Zeitraum von drei Monaten der Vorfluter Audrenisrou beprobt und untersucht. Dieser entspringt im Westen des Nationalparks und repräsentiert den ungestörten Referenzstatus.

Wöchentlich wurden Proben aller Kompartimente gewonnen und auf die Basisparameter und Wasserinhaltsstoffe untersucht. Das Analysenspektrum umfasste: pH, Elektrische Leitfähigkeit, Konzentration an Alkalimetallen (Na, K), Erdalkalimetallen (Ca, Mg), Halogeniden (Cl), Schwefelverbindungen (S/SO_4), Stickstoffverbindungen (NO_3-N, NH_4-N, TNb), Phosphorverbindungen (PO_4-P, P_{tot}), Silicium, organischen Kohlenstoffverbindungen (TOC, DOC) und Schwermetallen (Fe, Mn, Pb, Cu, Zn).

Die gewonnenen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Bei einem mittleren Niederschlag im Jahr 2002 von 1750 mm werden 578 mm entsprechend 33 % über den Abfluss exportiert.
Aus der vergleichenden wöchentlichen Beprobung von Wald- und Kakaoanbauflächen und der Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe in den Kompartimenten Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag, Bodenlösung in drei Bodentiefen, Grundwasser und Vorfluter, konnten signifikante Unterschiede des Stoffhaushaltes festgestellt werden.
Diese beruhen zum einen auf den unterschiedlichen Bodentypen. Durch die oberflächennahe Lokalisation des verfestigten, pisolithischen Horizontes unter Wald bzw. der jüngeren Kakaofläche findet aus dem konkretionären Material eine, im Vergleich zur älteren Plantage (mit Fehlen dieser Schicht), erhöhte Mineralverwitterung statt. Zudem ist von einem Wasserstaueffekt auszugehen, bei dem durch längere Kontaktzeiten zwischen Boden/Mineral- und Wasserphase vermehrt Stoffe in Lösung gehen können (nachweislich betreffend Na, Si, TOC/DOC) bzw. diese Stoffe verzögert der Tiefenversickerung unterliegen (N, P, K). Nachteilig ist der begrenzte Wurzelraum zu bewerten.

Unterschiede ergeben sich auch betreffend des Nährstoffumsatzes der Vegetationsbestände. Dies zeigt sich anhand geringerer verfügbarer Nährstoffreserven, die im Rahmen der bodenchemischen Analysen unter Kakao und vor allem betreffend des Bodens der älteren Kakaoplantage festgestellt wurden. Bedeutende Nährstoffanteile werden jährlich mit der Ernte entzogen. Die ausreichende Applikationsmenge von Düngern betreffend K und P wird in Frage gestellt, da die Konzentrationen der Bodenlösung im vertikalen Verlauf durch die pflanzliche Wurzelaufnahme bzw. die Festlegung von P im Boden rasch sinken. Dennoch sind die Stoffflüsse von N und P im Versickerungswasser durch Dünger- und Pestizidgaben signifikant höher als unter Wald.
Durch die Nähe der Waldduntersuchungsfläche zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen konnte in der Zeitreihenanalyse der Stoffkonzentrationen ein temporär auftretender, abgeschwächter Konzentrationsanstieg spezifischer Stoffe nach dem Einsatz von Agrochemikalien nachgewiesen werden. Dieser ist bedingt durch den atmosphärischen Transport von Stäuben und den im Kronenraum der Plantagen zerstäubten Pestiziden. Inwieweit sich dieser Transport ins Waldesinnere fortsetzt, kann nicht beurteilt werden. Da sich diese charakteristischen Konzentrationsanstiege auch im Vorfluter manifestieren, werden die Stoffe mit dem Wasserfluss des Hana ebenfalls in den Wald transportiert. Damit ist auch für die Uferbereiche von einem Einfluss auf den Nährstoffhaushalt auszugehen.

Gegenüber der Waldfläche sind die Stoffflüsse von Cl, P, S, N und K auf den Kakaoplantagen in allen Kompartimenten mit Ausnahme des Freilandniederschlags erhöht. Die Stoffflüsse von Ca, Mg, Na, Si und TOC in der Bodenlösung bis zur Tiefe von 65 cm und in 105 cm (Versickerung) zeigen gegensätzliche Verhältnisse. Gegenüber der Waldfläche höhere Flüsse finden sich in 25 bis 65 cm Tiefe unter den Kakaoflächen, dagegen sind niedrigere Flüsse in 105 cm Bodentiefe festzustellen. In der Analyse der Zeitreihen zeigen diese Stoffe keine charakteristischen Konzentrationsanstiege in Verbindung mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen, sondern werden vor allem von saisonalen Einflüssen gesteuert. In Verbindung mit den Bodenverhältnissen ist demnach von einem geogenen und pedogenen Einfluss auszugehen. Die erhöhten Stoffflüsse von Cl, P, S, N und K sind dagegen Resultat von signifikanten Konzentrationspeaks innerhalb der Zeitreihen. Diese Maxima treten jeweils zeitgleich mit den Düngergaben (NPK) bzw. der Pestizidapplikation mit Endosulfan ($C_9H_6Cl_6O_3S$)

und Dimethyl-glycol-phthalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$) auf. Aus den Cl-, N-, P- und S-haltigen Substanzen werden durch biologische und chemische Abbauprozesse Nitrat, Phosphat und Sulfat freigesetzt. Diese werden zusammen mit Cl ausgewaschen oder es kommt mit Ausnahme des Nitrats zur Retention und Anreicherung im Boden.

Obwohl sich die hohen Konzentrationen der identifizierten Indikatorparameter (Cl, P, S, K und N) nur direkt nach der Applikation von Düngern und Pestiziden ausprägen, zeigt sich aus der Berechnung der Stoffflüsse ein deutlicher und langfristiger Mehreintrag. Hinsichtlich der Beeinflussung des Waldökosystems ist zu berücksichtigen, dass die Stoffe sowohl atmosphärisch als auch in Verbindung mit den Wasserflüssen transportiert werden. Der atmosphärische Transport konnte durch die erhöhten Indikator-Stoffkonzentrationen an der Waldfläche nachgewiesen werden. Beim weiteren Transport ins Waldinnere werden die so verfrachteten Stoffe stark abgeschwächt und zusätzlich durch den Baumbestand ausgekämmt. Somit kann die Aussage eines Einflusses der Landnutzung auf das Ökosystem des Taï-Nationalparks nur für die Randbereiche des Waldes getroffen werden.

Der Transport über die Wasserflüsse erfolgt dominierend über den Vorfluter. Die gemessenen Konzentrationen und Flüsse der Vorfluterlösungen zeigen abgesehen von den saisonalen Amplituden eine deutliche Abhängigkeit zu den Landnutzungsmaßnahmen im Teileinzugsgebiet. Davon sind insbesondere die Uferbereiche und die im Wasserkörper lebenden Populationen betroffen. Die zuzüglichen Stoffeinträge von N und P führen zur Verstärkung der natürlichen Eutrophierung, dagegen wird betreffend der unabgebauten Pestizidsubstanzen, die ebenso wie die Düngemittel häufig mit Schwermetallen kontaminiert sind, eine Akkumulation in pflanzlichen und tierischen Geweben angenommen. Den Stoffeintrag verstärkend kommt hinzu, dass der Vorfluter Hana nach dem Probenentnahmepunkt für ca. 45 km die Parkgrenze darstellt, so dass die östlichen Zuflüsse einen weiteren, aus der Landnutzung resultierenden, Eintrag erfahren. Im weiteren Verlauf wird der Hana zunehmend von den Wald drainierenden Vorflutern gespeist, so dass von einer starken Verdünnung der anthropogen bedingten Belastung auszugehen ist. Nach Aussagen der lokalen Bevölkerung und der Mitarbeiter der Wasser- und Forstbehörde kommt es auch zu illegalen Eingriffen im Nationalpark bis hin zum Einsatz von Pestiziden zum Fischfang.

Im übereinstimmenden Untersuchungszeitraum sind die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des Hana und des Audrenisrou signifikant unterschiedlich. Der Audrenisrou ist durch höhere Konzentrationen von Ca, Na, Si, Al und SO_4 gekennzeichnet. Dagegen sind im untersuchten Teilabschnitt des Hana höhere Konzentrationen von Cl und NO_3-N nachweisbar. Da die Unterschiede hinsichtlich des geologischen Untergrunds und der Böden nicht beurteilbar sind, kann nur betreffend einer relativen Dominanz von Cl und NO_3-N ein deutlich anthropogen bedingter Unterschied konstatiert werden. Der Befund besitzt zudem nur Gültigkeit für den betrachteten Zeitraum von August bis Oktober in der Regenzeit, so dass nicht alle Einflussfaktoren berücksichtigt werden. In dieser Phase findet im Hana-Teileinzugsgebiet die Pestizidapplikation statt, wodurch der darüber bedingte Eintrag von Cl eine Übergewichtung erfährt. Dennoch sind die erhöhten Konzentrationen im Hana Resultat der Landnutzung und die Unterschiede als signifikant einzustufen. Die höheren Konzentrationen von Ca, Na, Si, Al und SO_4, die im Audrenisrou gemessen wurden, sprechen für eine vorwiegend geogen und pedogene Beeinflussung.

Summary

The present thesis is part of the project "Characterization of the nutrient budget in a catchment in Western Côte d'Ivoire. Development of a methodology for the objective evaluation of water quality in the inner tropics" (Supervisor: Prof. G. Gerold, financed within the DFG/BMZ program, 2001-2004).

The main focus of this thesis is set on the description and analysis of the results concerning nutrient conditions within a sub-catchment of the river Hana, comparing forest and cocoa plantations. The aims of the investigation encompass the identification of nutrient pathways and fluxes at the forest and cocoa site and the assessment of a potential impact of agriculture on the nutrient cycles.

The investigation site is located in the Western part of Côte d'Ivoire and covers a sub-catchment of the Hana river (37.3 km²). This area is situated at the northeastern border of the Taï National Park and is dominated by agriculture.
The perhumid climate of tropical rainforest is characterized by all-season high temperatures and annual precipitation amounts of 590 mm (Soubré station). Due to the ITCZ movement to the South the area is seasonally influenced by the Harmattan. Derived from underlying flysch sediments (especially sericite and green schists) ferralitic soils dominate the pedosphere. The recording of three characteristic soil profiles led to the classification of a dystric Plinthosol (forest), plinthic ferric Acrisol (7 year old cocoa plantation) and ferric Lixisol (25 year old cocoa plantation). Agriculture is dominated by monocultural cocoa cropping, demanding high inputs of fertilizers and pesticides.

The characterization of the nutrient budget is carried out at three sites (forest, cocoa 7y and cocoa 25y) by investigating the compartments: open field precipitation, throughfall precipitation, soil water (from 25, 65 and 105 cm depth, respectively), groundwater and runoff. Within the investigation period between 15.12.2001 and 31.03.2003 daily amounts of precipitation and water level as well as basic parameters of the receiving stream (water temperature, pH value, electrical conductivity, concentration of dissolved oxygen) have been recorded continuously. In combination with the weekly determination of stream velocity the runoff was calculated.

In addition to the Hana sub-catchment, the Audrenisrou river has been sampled and investigated for a time period of three months. The Audrenisrou originates in the Western part of the National Park and thus serves as undisturbed reference status.

Weekly samples of all compartments were analyzed for pH, electrical conductivity, concentration of alkali metals (Na, K), alkaline earth metals (Ca, Mg), halide (Cl), sulfur compounds (S/SO_4), nitrogen compounds (NO_3-N, NH_4-N, TNb), phosphor compounds (PO_4-P, P_{tot}), silicon, organic carbon compounds (TOC, DOC) and heavy metals (Fe, Mn, Pb, Cu, Zn).

The main results can be summarized as follows:

The mean annual precipitation (in 2002) accounts for 1750 mm, from which 578 mm (or 33 %) are exported by surface runoff.
Weekly solution samples from the forest and cocoa plantation sites show throughout all components significant differences in solution chemistry. Differences become obvious for concentrations and fluxes of TOC, N, P, K, Na and Si, which are likely based are based on the different soil types. Due to the presence of a consolidated pisolitic horizon close to the surface at the forest and the younger cocoa

plantation site, mineral weathering of this concretionary material is increased compared to the older cocoa site (with absence of this horizon). Furthermore, it can be assumed that this pisolithic horizon enhances the contact times between soil/mineral and water phase, thus causing higher dissolution rates (as in case for Na, Si, TOC/DOC) or increased sorption reducing deep infiltration (N, P, K). Additionally, the restricted rooting depth is to be evaluated as unfavorable.

Compared to the forest site, the nutrient fluxes of Cl, P, S, N and K at the cocoa plantations are increased within all compartments except the open field precipitation. The fluxes of Ca, Mg, Na, Si and TOC within the soil water down to the 65 cm level and the 105 cm level (drainage) show contrasting tendencies. Elevated fluxes are found in 25 and 65 cm depth of the cocoa plantations and in contrast, the fluxes in 105 cm depth are lower compared to the forest site. The analysis of time series does not provide significant concentration peaks of these substances due to agricultural treatment but are mainly regulated by seasonal influences. In association with the soil conditions, preferably geogenic and pedogenic influences have to be taken into account to explain these observations. Contrarily, the increased fluxes of Cl, P, S, N and K result from significant concentration peaks within the time series. The maxima each occur simultaneously with fertilizer (NPK) and pesticide application with endosulfane ($C_9H_6Cl_6O_3S$) and dimethyl-glycol-phthalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$). Based on biological and chemical decomposition processes, the Cl, N, P and S containing substances release nitrate, phosphate and sulphate. These are either leached together with Cl or retained and accumulated within the soils (except from nitrate).

Differences are also detected concerning the nutrient turnover of the different vegetation cover. This is shown on the basis of lower available nutrient pools which have been detected by chemistry analysis of the younger and especially the older cocoa site. Significant amounts of nutrients are detracted through harvest. Since the concentrations of N, P and K within the soil water rapidly decline vertically due to root uptake and P retention within the soils respectively, a sufficient application of fertilizers must be questioned. Nevertheless, caused by inadequate fertilizer and pesticide application on the plantations, the nutrient fluxes of N and P within the infiltration water are significantly increased compared to the forest site. Due to the proximity of the forest site to the agricultural areas, a temporary increase in concentrations of the above mentioned specific substances associated with agrochemicals is detected. This is likely caused by atmospheric transport of dusts and the applied pesticides being sprayed within the canopy of the cocoa stockings. It was impossible to assume to what extent this transport affects the forest interior and its element budgets. Since the characteristic concentration peaks are determined in the runoff, substances are basically transported via the surface water pathway reaching the forest site, as well. Therefore, the riparian areas are subjected to agricultural influences on the nutrient budgets, too.

Though elevated concentrations of these identified indicator parameters (Cl, P, S, K and N) are only detected immediately after the application of agrochemicals, the calculation of the nutrient fluxes show a significant and long-term increased input. Concerning the influences on the forest ecosystem the transport pathways of the atmospheric deposition and the water fluxes have to be considered. The atmospheric transport has been verified by elevated concentrations of indicator substances at the forest site originating from the plantations. During the further transport to the inner forest areas the substances are strongly attenuated and additionally impacted through the forest canopy. Therefore, the conclusion of an influence of agriculture on the forest ecosystem can only be drawn for the border

areas of the National Park.

The transport via the water fluxes is closely associated with the receiving stream. Besides seasonal amplitudes the concentrations and fluxes within the runoff is significantly influenced by agricultural treatment periods within the sub-catchment. This mainly would affect the riparian zone and the populations living within the water body. The additional input of N and P enhances the natural eutrophication. Furthermore, the non metabolized components of the pesticides often being contaminated with heavy metals are assumed to be accumulated in plant and animal tissue. Enforcing the matter inputs, the receiving stream Hana constitutes the National Park border for about 45 km downstream the investigation site. Thus, the left-side inflows are affected by further agricultural induced inputs. Downstream, the Hana is fed by receiving streams draining the forest which leads to the assumption that the human induced impact on water quality is diluted to a valuable extent. According to information of the local population and the collaborators of the water and forestry authority, even within the National Park pesticides are illegally used for fishing.

Comparing water solution chemistry in the investigation period of the Hana and Audrenisrou rivers reveal significant differences. The Audrenisrou data on water components are characterized by higher concentrations of Ca, Na, Si, Al and SO_4. In contrast, the investigated section of the Hana shows higher concentrations of Cl und NO_3-N. Since the differences concerning the geology and the soils cannot entirely be assessed, the relative dominance of Cl und NO_3-N points to a human induced difference. Furthermore, these findings are only valid within the considered time period from August to October 2002 during the rainy seasons and therefore not all influencing factors could be taken into account. During this period the pesticide application within the Hana sub-catchment took place. Thus, the strong Cl input is overestimated and not holds true in general. Though, the elevated concentrations within the Hana samples are the result of agricultural activities and thus, all differences compared to the Audrenisrou have to be assessed as significant. However, the higher concentrations of other compounds such as Ca, Na, Si, Al and SO_4 found in the Audrenisrou samples mainly refer to geogenic and pedogenic influences.

Résumé

La thèse présentée fait partie du projet « Caractérisation du budget des éléments nutritifs d'un bassin versant dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Développement d'une méthodologie pour l'évaluation objective de la qualité des eaux dans les tropiques » (Superviseur Prof. G. Gerold, financé en cadre du programme DFG/BMZ, 2001-2004).

La priorité de la thèse est la description des résultats détaillés de la situation nutritive d'un part du bassin versant de l'Hana en comparaison des sites de la forêt et des plantations cacaoyère. Les objectifs principaux sont l'identification des voies et flux des éléments nutritifs sur les sites de la forêt et des plantations et la détermination des influences potentielles de l'agriculture sur le cycle des éléments nutritifs.

La site de recherche est localisée à l'ouest de la Côte d'Ivoire est couvre une partie du bassin versant de l'Hana dans la zone de transition nord-est du Park National de Taï (37,3 km²) laquelle est dominée par l'agriculture exclusivement.

Le climat perhumide tropical est caractérisé par températures hautes pendant toute l'année et une somme des précipitations annuelles de 1590 mm (Station Soubré). A cause du mouvement de la Front Intertropicale (FIT) vers le Sud pendant la saison sèche la région est située dans le sphère d'influence de l'Harmattan. La géologie est caractérisé par les sédiments flysch (surtout sericites est schistes chloriteux). Les sols ferallitiques dominent. Par enregistrer trois profiles du sols caractéristique les sols ont été classifiés comme dystric Plinthosol (forêt), plinthic ferric Acrisol (plantation de cacao - 7 ans) et ferric Lixisol (plantation de cacao - 25 ans). L'agriculture est surtout la plantation des cacaoyères en monoculture et en appliquant des vastes quantités d'engrais et de pesticide.

La caractérisation du budget des éléments nutritifs est exécutée à trois sites d'investigation (forêt, cacao 7a et cacao 25a) en examinant les compartiments de précipitation incidente, précipitation nette (traversant la canopée), eau du sol (en profondeur de 25, 65 et 105 cm), eau souterraine et eau de surface. La période d'investigation intégrée est de 15.12.2001 à 31.03.2003. Pendant ce temps les précipitations ont été déterminées chaque jour et le niveau d'eau et les paramètres de base de la (température d'eau, valeur de pH, conductibilité électrique, concentrations d'oxygène dissoute) ont été enregistrés continuellement. En combinaison avec les mesures hebdomadaires de la vitesse d'écoulement le débit été calculé.

Parallèlement à la Hana des échantillons de la rivière Audrenisrou ont été examinés pendant trois mois. L'Audrenisrou prend sa source à l'ouest du Park National et représente le statut de référence et non disturbé.

Des échantillons hebdomadaires étaient pris des tous compartiments et étaient analysé. L'envergure des paramètres couvre : pH, conductibilité électrique, concentration des métaux d'alcalin (Na, K), des métaux alcalin de terre (Ca, Mg), halogénure (Cl), composés de sulfure (S/SO_4), composés d'azote (NO_3-N, NH_4-N, TNb), composés de phosphore (PO_4-P, P_{tot}), silicium, composés de carbone organique (TOC, DOC) et métaux lourds (Fe, Mn, Pb, Cu, Zn).

Les résultats obtenus donne le résumé suivant:

La précipitation annuelle (2002) est de 1750 mm, 578 mm correspondant 33 % sont exportés avec les débits.

En comparant les échantillons hebdomadaires de la forêt et des plantations de cacao et en analysant les substances d'eau de tous compartiments des différences signifiantes peuvent être déterminées. D'une part, ces différences basent sur des types des sols différents. A cause de la localisation d'un horion pisolithique consolidé près de la surface sous forêt et la plantation de cacao jeune, l'effritement des minéraux de ce matériel est augmenté en contraste de la plantation de cacao vielle (en absence de cet horizon). De plus, un effet de congestion d'eau peut être assumé causer de période de contact prolongées entre sol/minéraux et la phase d'eau. Donc, des substances peuvent être dissous d'un degré élevé (observé pour Na, Si, TOC/DOC) ou ces substances sont sujet d'infiltration retardé (N, P, K). La profondeur des racines restreintes est évaluée d'être défavorable.

Egalement, différences ont été observées concernant la rotation des substances nutritives différente d'inventaire de la végétation. Ce fait est démontré à base des analyses du sol avec un inventaire des substances nutritives inférieur de la jeune plantation et surtout la vieille plantation de cacao. Des proportions signifiantes des substances sont diminuées avec la récolte. Comme les concentrations de N, P et K dans les eaux du sol diminuent rapidement dans le cours vertical à cause de la consommation des plants et la rétention de P dans le sol, l'application suffisant des engrais doit être questionné. Néanmoins, l'application des engrais et des pesticides sur les plantations cause des fluxes élevés de N et P dans les eaux d'infiltration en comparaison avec le site de la forêt. A cause de la proximité des sites de la forêt et des plantations, une augmentation temporaire des concentrations des substances spécifiques est détectée, quelles sont associées avec des produits d'agrochimiques. Avant tout, ce fait base sur le transport atmosphérique des poussières et des pesticides (pulvérisant dans la canopée des cacaoyères). Jusqu'à quel point ces transports affectent l'intérieur de la forêt ne peut pas être estimé. Comme les sommets caractéristiques des concentrations se manifestent dans les échantillons de la rivière également, des substances sont transportées vers le chemin des eaux de surface dans la forêt aussi. Donc, les endroits riverains sont influés par l'agriculture, également.

Comparés avec le site de la forêt, les fluxes des éléments nutritifs de Cl, P, S, N et K sur les plantations de cacao sont augmentés à part de la précipitation incidente. Les fluxes de Ca, Mg, Na, Si et TOC dans les eaux du sol jusqu'au niveau de 65 cm et le niveau de 105 cm (drainage) montrent des tendances contraires. Fluxes élevés étaient déterminés dans la profondeur de 25 et 65 cm sous cacaoyères et – au contraire – les fluxes dans la profondeur de 105 cm sont inférieur que ceux de la forêt. Les analyses des séries de temps ne pas apportent des sommets signifiants des substances importer par le traitement agricultural mais sont ajustés par des influences saisonniers. Pour l'explication de ce fait et en association avec les conditions des sols, avant tout les facteurs de la géologie et la pédologie doivent être considérés. En opposition, les fluxes élevés de Cl, P. S, N et K sont résultats des sommets signifiants qui se manifestent dans les séries de temps. Les maxima se montrent simultanément avec les applications des engrais (NPK) et des pesticides avec endosulfane ($C_9H_6Cl_6O_3S$) et dimethyl-glycol-phthalate ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$). Par des procès de la décomposition biologique et chimique des substances avec Cl, N, P et S sortent nitrate, phosphate et sulfate. Ceux-ci sont également délavés avec le Cl ou retenus et accumulés dans les sols (à part de nitrate).

Cependant les concentrations élevées de ces paramètres d'indicateurs (Cl, P, S, K et N) ont été détectés jusqu'après les application des produits d'agrochimique seulement, la calcul des fluxes en substances nutritives montre une entrée élevée est persistent de long-term. En ce qui concerne les influences sur l'écosystème de la forêt le chemin de transport de l'atmosphère et des fluxes d'eau sont

de l'importance. Le transport atmosphérique était vérifié par les concentrations élevées des substances d'indicateur au site de la forêt. Pendant le transport suivant vers l'intérieur de la forêt les substances sont affaiblies fortement et concernés par la canopée de la forêt, de plus. Sur cette base, la conclusion d'une influence de l'agriculture sur l'écosystème de la forêt peut être tirée concernant les régions frontières du Park National, seulement.

Les transports avec les fluxes d'eau sont associés avant tout avec la rivière. A part des amplitudes saisonnières les concentrations et fluxes déterminés pour le Hana montrent des dépendances signifiants avec les périodes du traitement d'agriculture dans la région du bassin versant. Affectés sont spécialement la zone riveraine et les populations aquatiques. L'entrée additionnelle du N et P augment l'eutrophisation naturelle. De plus, les components non-metabolisés des pesticides souvent sont contaminés avec des métaux lourds et donc accumulent dans le tissue des plantes et des animaux. Renforçant les entrées de la matière, le Hana constitue la frontière du Park National pour environnant 45 km en aval du site d'investigation. Donc, les afflues gauches apportent des entrées d'agriculture additionnelles. Ensuite, le Hana est nourri par les afflux drainant la forêt et est dilué dans une certaine mesure. Selon des informations de la population rurale et les collaborateurs des Eaux et Forêts, des interventions illégales ont lieu dans l'intérieur du Park aussi (p.ex. l'application des pesticides pour la pêche).

Pendant la période simultanée sur les rivières du Hana et d'Audrenisrou, les concentrations des substances varient signifiants. Les valeurs d'Audrenisrou sont caractérisées par des concentrations élevées de Ca, Na, Si Al et SO_4. Au contraire, la section examinée du Hana montre des concentrations augmentées de Cl et NO_3-N. Comme les différences concernant la géologie et les sols ne sont pas à jugé, l'influence d'agriculture peut être ramené seulement à la dominance relative de Cl et NO_3-N. De plus, ces résultats sont valides seulement pour la période entre Août et Octobre 2002 pendant la saison de pluie et donc, pas tout les facteurs d'influence sont considérés. Pendant cette période, l'application des pesticides dans le bassin versant du Hana à lieu. En conséquence, l'apport de Cl est surestimé. Quand même, les concentrations élevées dans les échantillons du Hana sont résultats d'agriculture et pour ça, les différences en face d'Audrenisrou sont à évaluer comme signifiants. Les concentrations augmentées de Ca, Na, Si, Al et SO_4 des échantillons de l'Audrenisrou surtout sont basées sur les influences de la géologie et la pédologie.

8. Literaturverzeichnis

A.N.A.M. (AGENCE NATIONAL DES AERODROMES ET DE LA METEOROLOGIE) (1987): Les normales pluviométriques 1951-1980. Abidjan

ABER & MELILLO (2001): Terrestrial Ecosystems. London

ACRI – AMERICAN COCOA RESERACH INSITUTE (2004): Growing cocoa – the world's favorite crop. URL: http://www.acri-cocoa.org/acri/, 14.02.2004

AHIMON, O.A. (1990): Notice Explicative de la Carte Géologie. Feuille Daloa. Ministère des Mines, Direction de la Géologie. Mémoire No. 1

AKA, A., KOUAME, B., PATUREL, J.E., SERVAT, E., LUBES, H. & MASSON, J.M. (1995): Analyse statistique de l'évolution des écoulements en Côte d'Ivoire. In: L'hydrologie tropicale: géoscience et outil pour le développement (Actes de la conférence de Paris, mai 1995). IAHS Publ. No. 238, 1996: 167-177

AKE ASSI, L. (1987): La flore de la Côte d'Ivoire: étude descriptive et biogéographique, avec quelques notes ethnobotaniques. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, Abidjan

AKIWUMI, F.A. (1997): The need for more widespread use of geological criteria in water quality assessment in Africa. In: Freshwater Contamination (Proceedings of the Rabat Symposium 54, April-Mai 1997. IAHS Publ. No. 243, 1997: 359-365

ALEWELL, C. (1995) : Sulfat-Dynamik in sauren Waldböden – Sorptionsverhalten und Prognose bei nachlassenden Depositionen. In: Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (Ed.): Bayreuther Forum Ökologie, 19

ALLOWAY, B.J. & C. AYRES (1996): Schadstoffe in der Umwelt: chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. Heidelberg, Berlin, Oxford

ANDERSEN, M.K., K. RAULUND-RASMUSSEN, B.W. STROBEL & H.C.B. HANSEN (2002): Adsorption of cadmium, copper, nickel, and zinc to a poly(tetraflourethene) porous soil solution sampler; J. Environ. Qual. 31: 168-175

ANDERSON, J.M. & M.J. SWIFT (1983): Decomposition in tropical forests. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T.C. & A.C. CHADWICK (Eds.): Tropical Rain Forest: Ecology and Management. Special Publ. No. 2 of the British Ecological Society. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne: 287-309

ANDREAE, M.O. (1991): Biomass burning: Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. In LEVINE, J.S. (ed.): Global Biomass Burning. Cambridge, Massachusetts: 3-21

ANHUF, D. (1994): Zeitlicher Vegetations- und Klimawandel in Côte d'Ivoire. In: Veränderungen der Vegetationsbedeckung in Côte d'Ivoire. Erdwissenschaftliche Forschung, Bd. 30: 7-299

ART, H.W., BORMAN, F.H., VOIGT, G.K. & G.M. WOODWELL (1974): Barrier island forest ecosystem: The role of meteorologic inputs. Science 184: 60-62

ARTAXO, P., GERAB, F. & M.A. YAMASOE (1998): Long Term Atmospheric Aerosol Characterization in the Amazon Basin. In: WASSERMANN, J.C., SILVA-FILHO, E. & R. VILLAS-BOAS (Eds.): Environmental Geochemistry in the Tropics, Berlin: 247-272.

ASSENMACHER, W. (1998): Deskriptive Statistik. Berlin, Heidelberg, New York

AVENARD, J.M. (1971) : Aspect de la géomorphologie. In : (AVENARD, J.M., ELDIN, M., GIRARD, G., SIRCOULON, J., TOUCHEBEUF, P., GUILLAUMET, J.L., ADJANOHOUN, E. & A. PERRAUD : Le milieu de la Côte d'Ivoire. Mémoires ORSTOM no. 50, Paris

AVENARD. J.M., ELDIN, M., GIRARD, G. SIRCOULON, J. TOUCHEBEUF, P., GUILLAUMET, J.L. ADJANOHOUN, E. & A. PERRAUD (1971): LE MILIEU NATUREL DE LA COTE D'IVOIRE. MÉMOIRES ORSTOM NO. 50. PARIS

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & R. WEIBER (2000): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hongkong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio

BALEK, J. (1983): Hydrology and water resources in tropical regions. – Development in water science series: 18. Amsterdam

BARNDT, G., BOHN, B. & E. KÖHLER (1986/87): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. – Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., Bd. 53. Bonn

BAUMGARTNER, A. & H.J. LIEBSCHER (1990): Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1: Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. Berlin, Stuttgart

BERNHARD, F. (1970): Etude de la litière et de sa contribution au cycle des éléments minéraux en foret ombrophile de Côte d'Ivoire. Oecol. Plant. 5: 247-266

BERNHARD-REVERSAT, F. (1975): Nutrients in Throughfall an Their Quantitative Importance in Rain Forest Mineral Cycles. In: GOLLEY, F.B. & E. MEDINA: Tropical Ecological Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research. Ecologcial Studies 11: 153-160 Berlin

BISWAS, S. (1967) : Hydrobiology of the Volta river and some of its tributaries before the formation of the Volta lake. Ghana J. Sci., 8 (3-4): 152-166

BLOKHUIS, W.A. (1992): Cartographie des sols et évaluation des terres dans la région de Taï. In : Vooren, A.p., Schork, W. Blokhuis, W.A. & A.J.C. Spijkerman : Compte rendu du séminaire sur l'aménagement intégré des forêts denses humides et des zones agricoles périphériques. Tropenbos series 1. La Fondation de Tropenbos, Wageningen

BLOKHUIS, W.A. (1994): Le milieu physique. Géologie, Géomorphologie & Pédologie. In: RIEZEBOS, E.P., VOOREN, A.P., GUILLAUMET, J.L. (eds.): Le Parc National de Tai, Côte d'Ivoire, I. Synthèse des Connaissances, II. Bibliographie. Tropenbos Series 8, Wageningen: 28-41; 61-65

BOERNER, R.E.J. (1984) : Foliar nutrient dynamics and nutrient use efficiency of four deciduous tree species in relation to site fertility. Journal of Applied Ecology 21: 1029-1040

BORDALO, A.A., NILSUMRANCHIT, W. & K. CHALERMWAT (2001): Water quality and uses of the Bangpakong Rinver (Eastern Thailand). Wat. Res. Vol. 35. No. 15: 3635-3642

BOUSQUET, B. (1977): Le Parc National de Taï. Min. des Eaux et Forêts, RCI

BRIMBLECOMB, P. & G.A. DAWSON (1984): Wet removal of highly soluble gases. Journal of Atmospheric Chemistry 2: 95-107

BRINKMANN, W.L.F. (1983): Nutrient balance of a central Amazonian rain forest: Comparison of natural and man managed systems. In: Hydrology of the humid tropical regions with particular reference to the hydrological effects of agriculture and forestry practice. Proceedings of the Hamburg symposium, IAHS no. 140

BRINKMANN, W.L.F. (1985): Studies on Hydrobiogeochemistry of a tropical lowland forest system. In: Geo. Journal 11.1: 89-101

BRINKMANN, W.L.F. (1989): System Propulsion of an Amazonian Lowland Forest: an Outline 19: 369-380.

BROUWER, L.C. (1996): Nutrient Cycling in Pristine and Logged Tropical Rain Forest. Tropenbos Guyana Series 1

BRUIJNZEEL, L.A. (1985): Biogeochemical aspects of coniferous plantations in Central Java. Indonesia. I. composition of bulk precipitation.

BRUIJNZEEL, L.A. (1990): Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion. A state of knowledge review. Publication of the humid tropics programme - Unesco. Amsterdam

BRUIJNZEEL, L.A., WATERLOO, M.J., PROCTOR, J. KUITERS, A.T. & B. KOTTERINK (1993): Hydrological Observations in Montane Rain Forests on Gunung Silam, Sabah, Malaysia, with Special Reference to the "Massenerhebung" Effect. Journal of Ecology Bo. 81, issue 1: 145-167

BUFFARD-MOREL, J.M., LECOMTE, G. & H. THUILIER (EDS.) (1979): Atlas der Côte d'Ivoire. Abidjan

CARDON, D. (1979): Un an de mesures d'interception de la pluie en forêt de Taï. ORSTOM, Adiopodoumé

CASENAVE, A. (1981): Etude des crues décennales des petits bassins forestiers en Afrique tropicale. Rapport final. CIEH-ORSTOM, Adiopodoumé

CASENAVE, A., FLORY, J. METHIEUX, A. & SIMON, J.M. (1984): Etude hydrologique des bassins de Tai. Campagne 1980, 1981, 1984. ORSTOM, Adiopodoumé

CASENAVE, A., FLORY, J., GIUGIUN, N., RANC, N., SIMON, J.M., TOILLIEZ, J & M. TOURNE (1980): Etude hydrologique des bassins de Taï. Campagnes 1978-1979. ORSTOM, Adiopodoumé

CASENAVE, A., FLORY, J., RANC, N. & J.M. SIMON (1981): Etude hydrologiques des bassins de Taï. Campagne 1980. ORSTOM Adiopodoumé

CASENAVE, A., GUIGUEN, N. & J.M. SIMON (1979): Etude des crues décennales des petits bassins forestiers en Afrique tropicale. Détermination des caractéristiques hydrodynamiques des sols forestiers. CIEH-ORSTOM, Adiopodoumé

CASENAVE, A., GUIGUEN, N. & J.M. SIMON (1982): Etude des crues décennales des petits bassins versants forestiers en Afrique tropicale. Cah. ORSTOM, sér. Hydrologie 19(4): 229-252

CHAO, T.T., HARWARD, M.E. & S.C. FANG (1965) : Exchange reactions between hydroxyl and sulfate ions in soils. Soil Science 99: 104-108

CHAOUCHE, A. (1988): Structure de la saison des pluies en Afrique Soudano-sahélienne. Thèse de Doctorat de l'Ecole des Mines de Paris, Paris

CHAPIN, F.S. (1988) : Ecological aspects of plant mineral nutrition. Advances in Mineral Nutrition 3: 161-191

CHESSMAN, B.C. (1986): Import of 1983 wildfires on river quality in East Fippsland, Victoria. – Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 37: 399-420

CIA – CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (2002): The World Factbook 2001 – Côte d'Ivoire. URL: http://www.cia.gov/cia/publications/factbook/geos/iv.html#Econ (14.07.2002)

CLAASEN, H.C., REDDY, M.M. & D.R. HALM (1986): Use of the chloride ion in determination hydrologic-basin water budgets – a 3-year case study in the San Juan Mountains, Colorado, USA. J. Hydrol. 85: 49-71

CLAUß, G. & EBNER (1989): Statistik für Soziologen, Pädagogen, Psychologen und Mediziner. Frankfurt a.M.

COLLINET, J. & C. VALENTIN (1979): Evaluation of factors influencing water erosion in West Africa using rainfall simulation. In WALLING, D.E., FOSTER, S.S.D. & P. WURZEL (EDS.): Challenges in African hydrology and water resources. IAHS public. no. 144: 451-461

COLLINET, J. (1979): Compte rendu de deux campagnes de simulation de pluies sur le bassin cultivé de la station écologique de Taï. ORSTOM, Abidjan

COLLINET, J. (1982): Hydrodynamique superficielle et érosion comparées sur sols représentatifs des sites forestiers et cultivés de valorisation des données morphologiques. ORSTOM, Adiopodoumé

COLLINET, J. (1988): Comportements hydrodynamiques et érosifs de sols de l'Afrique de l'Ouest. Evolution des matériaux et des organisations sous simulations de pluies. Thèse Doct. Univ. Louis Pasteur Strasbourg

COMBRES, J.C. & M. ELDIN (1979): Climatologie. In: BUFFARD-MOREL, J.M., LECOMTE, G. & H. THUILIER (Eds.): Atlas der Côte d'Ivoire. Abidjan: A 3a

CROWTHER, J. (1987): Ecological observations in tropical karst terrain, West Malaysia. II. Rainfall interception, litterfall and nutrient cycling. – Journal of Biogeography 14: 145-155

CRUTZEN, P.J & M.O. ANDREAE (1990): Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles. In: Science 250: 1669-1678.

CRUTZEN, P.J., HEIDT, L.E., KRASNEC, J.P., POLLOCK, W.H. & W. SEILER (1979): Biomass burning as a source of atmospheric gases CO, H_2, N_3O, CH_3Cl and COS. Nature vol. 282: 253-256

CUEVAS, E. & E. MEDINA (1988): Nutrient dynamics within amzonian forests – II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. In: Oecologia 76: 222-235.

DANDAN, P. (1983): Etude hydropluviométrique nord San-Pedro (Pont), (Côte d'Ivoire). ORSTOM, Adiopodoumé

DAVID, M.B., VANCE, C.F. & J.S. KAHL (1992): Chemistry of dissolved organic carbon and organic acids in two streams draining forested watersheds. Water Resources Research 28: 389-396

DAVIES, S.N. & R.J.M. DE WIEST (1967) : Hydrogeology. New York, London, Sidney

DENICH, M. (1989): Untersuchungen zur Bedeutung junger Sekundärvegetation für die Nutzungsproduktivität im östlichen Amazonasgebiet, Brasilien.= Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 46, Göttingen: 265 S.

DETHIER, D.P., JONES, S.B., FEIST, T.P. & J.E. RICKER (1988): Relations among sulfate, aluminum, iron, dissolved organic carbon, and pH in upland forest soils of northwestern Massachusetts. Soil Science Society of America Journal 52: 506-512

DEV (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG). FACHGRUPPE WASSERCHEMIE DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER (Ed.) (1993): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim

DOSSKEY, M.G. & P.M. BERTSCH (1994): Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream: A hydrologic approach. Biogeochemistry 24: 1-19

DUDGEON, D. (1982): The importance of streams in tropical rain-forest systems. In: CHADWICK, E.C. & S.L. SUTTON (Eds.): Tropical Rain forest. Proceedings of the Leeds Symposium. Leeds: 71-82

EG (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT) (Ed.) (1980): Richtlinie des Rates vom 15.07.1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Nr. L 229/11-29)

EGBORGE, A.B.M. (1972): The sulphate content of a Nigerian river. Arch. Hydrobiol. 70 (1): 67-71

ELSENBEER, H. & A. LACK (1996): Hydrological Pathways and Water Chemistry in Amazonian Rain Forests. In: ANDERSON, G. & S.M. BRONKS (eds.): Advances in Hillslope Processes, Vol. 2

ELSENBEER, H., LACK, A. & K. CASSEL (1995): Chemical fingerprints of hydrological compartments and flow paths at La Cuenca, Western Amazonia. – Wat. Res. Research 31 (12): 3051-3058

EVANS, A. (1986): Effects of dissolved organic carbon on aluminium mobilisation in forest soil columns. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 1576-1578

FAO (FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION 1988): FAO-Unesco soil map of the world. World Soil Resources Report 60. Rom

FAO (FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION, 1990): International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. URL: http://www.fao.org/waicent/FaoInfo/Agricult/AGP/AGPP/Pesticid/Code/PM_Code.htm

FIEBIG, D.M., LOCK, M.A. & C. NEAL (1990): Soil water in the riparian zone as a source of carbon in headwater streams. Journal of Hydrology 116: 217-237

FINCK, A. (1991): Pflanzenernährung in Stichworten. 5. Aufl. Berlin, Stuttgart

FISCHER, E. (1998): Hydrochemische Untersuchungen von Oberflächengewässern in er Ostregion der Côte d'Ivoire. Ein Vergleich zwischen Regenwald (FCB) und landwirtschaftlicher Pufferzone. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Göttingen

FISHER, S.G. & G.E. LIKENS (1973): Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. Ecological Monographs 43: 421-439

FITTKAU, E.J., IRMLER, U., JUNK, W.J., REISS, F. & G.W. SCHMIDT (1975): Productivity, Biomass, and Population Dynamics in Amazonian Water Bodies. In: GOLLEY, F.B. & E. MEDINA (Eds.): Tropical Ecological Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research. Ecologcial Studies 11: 289-312 Berlin

FLEISCHER, G., ANDOLI, V., COULIBALY, M. & T. RANDOLPH (1998): Analyse socio-économique de la filière des pesticides en Côte d'Ivoire. In : WAIBEL, H. & P. KELLER (eds.) : Série de Publication du Projet de Politique des Pesticides No. 06/F, Hannover

FÖLSTER, H. (1991): Die Bedeutung der atmosphärischen Deposition für die Landnutzung in den Tropen. In: Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 60: Symposium zur Landnutzung und Umwelt in den Tropen. 25.-26.10.1990, Göttingen: 47-58

FRANKEN, W. & P.R. LEOPOLDO (1984): Hydrology of catchment areas of Central-Amazonian forest streams. In: SIOLI, H (Ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht, Boston, Lancaster: 501-519

FRANKEN, W. (1980): Untersuchungen im Einzugsgebiet des zentralamazonischen Urwaldbaches „Barro Branco“ und der „terra firme“. II. Abflußspende des Baches. – Amazoniana VII (I): 1-5

FRATERS, D. (1986): A study of a catena in the Taï forest, Ivory Coast. Wageningen

FREVERT, T. (1983): Hydrochemisches Grundpraktikum. Basel, Boston, Stuttgart

FRITSCH, E. (1980): Etude pédologique et répresentation cartographique à 1/15.000ème d’une zone de 1.600 ha représentative de la région forrestière du Sud-Ouest ivoirien. Rapport ORSTOM, Adiopodoumé

FURCH, K. (1984): Water chemistry of the Amazon basin: The distribution of chemical elements among freshwaters. In: SIOLI, H. (Ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht, Boston, Lancaster: 171-185

GARTSHORE, M.E. (1989): An Avifaunal Survey of Tai National Park, Ivory Coast. ICBP, Study report no 39, Cambridge

GEROLD, G. & F. HETZEL (1998): The water cycle of a moist deciduous rain-forest and a cocoa plantation in Côte d´Ivoire.- IAHS Publ. no. 252, pp. 411-418.

GEROLD, G. (1988): Zur Anwendung von Schätzmodellen der Abspülresistenz tropischer Böden bei Neulanderschließungen am Beispiel der äußeren Tropen Boliviens.= Jahrbuch der GGH, Hannover:. 161-188.

GEROLD, G. (1989): Vegetationsdegradation und fluviatile Bodenerosionsgefährdung in Südbolivien. Habilitationsschrift.- Hannover, unveröffentlicht, 404 S.

GEROLD, G. (1993): Bodenentwicklung und Bodendifferenzierung in Abhängigkeit von Relief und Klima in der Elfenbeinküste (Westafrika). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 72: 907-910

GEROLD, G. (1994): Pedo-ökologische Grundlagen der Waldrehabilitation und Stabilisierung der Landnutzung im Osten der Côte d’Ivoire. Zbl. Geol. Paläontol. Teil I (3/4): 393-407

GEROLD, G. (1997): Bodendifferenzierung, Bodenqualität und Nährstoffumsatz in ihrer Bedeutung für die Waldrehabilitation und landwirtschaftliche Nutzung in der Ostregion der Elfenbeinküste. Göttinger Geogr. Abh. 100: 147-178

GOLDAMMER, J.G. (1990): Feuer und Waldentwicklung in den Tropen. Basel

GOLLEY, F.B. & E. MEDINA (1975): Tropical Ecological Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research. Ecologcial Studies 11. Berlin

GOULDEN, P.D. (1972): The Chemical Analysis of Nutrients. In: ALLEN, H.E. & J.R. KRAMER (Eds.): Nutrients in Natural Waters.- New York, London, Sydney, Toronto: 125-146

GROSSMANN, J. & P. UDLUFT (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. In: Journal of Soil Science 42: 83-93

GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden; Diss. Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie der Technischen Universität München

GROVE, A.T. (1972): The dissolved and solid load carried by some West African rivers: Senegal, Niger, Benue and Shari. – J. of Hydrol. 16: 277-300

GU, B., SCHMITT, J. CHEN, Z., LIANG, L., & J.F. MCCARTHY (1995): ADSORPTION AND DESOPRTION OF DIFFERENT ORGANIC MATTER FRACTIONS ON IRON OXIDE. GEOCHIMICA ET COSMOCHIMIA ACTA 59: 219-229

GUGGENBERGER, G. & W. ZECH (1992): Sorption of dissolved organic carbon by ceramic P 80 cups. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 155: 151-155

GUILLAUMET, J.L. (1967): Recherches sur la végétation et la flore de région du Bas-Cavally (Côte d'Ivoire). Mémoires ORSTOM no 20

GUILLAUMET, J.L., COUTURIER, G. & DOSSO, H. (1984): Recherche et aménagement en milieu forestier tropical humide: Le projet Taï de Côte d'Ivoire. MAB 15, UNESCO, Paris

HABERHAUER, G. (1997): Adsorptionsverhalten von Saugkerzenmaterialien. 7. Gumpensteiner Lysimetertagung. BAL Gumpenstein: 27-31.

HAMMER, M.J. & K.A. MACKICHAN (1981): Hydrology and quality of water recources. New York

HATAKEYAMA, S. (1998): Assessment of overall pesticide effects on river ecosystems. . In: KUHR, R.J. (Ed.): Pesticides and the Future – Minimizing Chronic Exposure of Humans and the Environment. Amsterdam: 315 - 327

HAZEU, G.W. (1994): Le milieu physique: Hydrologie. In: RIEZEBOS, E.P., VOOREN, A.P., GUILLAUMET, J.L. (eds.): Le Parc National de Tai, Côte d'Ivoire, I. Synthèse des Connaissances, II. Bibliographie. Tropenbos Series 8, Wageningen: 51-60

HEINRICHS, H. & A.G. HERRMANN (1990): Praktikum der Analytischen Geochemie. Berlin, Heidelberg

HELLMANN, H. (1999): Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 2: Qualitative Hydrologie – Wasserbbeschaffenheit und Stoff-flüsse, Berlin, Stuttgart

HEM, J.D. (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geol. Survey Water Supply. 2254, Washington D.C.

HENDERSON, G.S., SWANK, , WAIDE, J.B. & C.C. GRIER (1976): Nutriernt budgets of Appalachian and Cascade Resion watersheds: A comparison. Forest Science 24: 385-397

HERRMANN, L. (1997): Staubdepositionen auf Böden Westafrikas – Eine Zusammenfassung. Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, I: 15-22

HETZEL, F. (1999): The nutrient and water cycle in a tropical rain forest and a cocoa plantation in Côte d'Ivoire. EcoRegio 2, Göttingen

HIDY, G.M. (1970): THEORY OF DIFFUSIVE AND IMPACTIVE SCAVENGING. IN: ENGLEMANN, R.J. & W.G.N. SINN (EDS.): PRECIPIRATION SCAVENGING. U.S. ATOMIC ENERGY COMMISSION, DIVISION OF TECHNICAL INFORAMTION, OAK RIDGE, TENNESSEE: 355-371

HJULSTROM, F. (1935): Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. – Bulletin of the Geological Institute, University of Uppsala: 25: 221-527

HÖLSCHER, D. (1995): Wasser- und Stoffhaushalt eines Agrarökosystems mit Waldbrache im östlichen Amazonasgebiet. Göttinger Beiträge zur Land- und Frostwirtschaft in den Tropen und Subtropen, 106

HÖLTING B. (1989): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 3. Aufl., Stuttgart

HOOYER, A.A. (1991): Rapport de stage. Département Pédologie et Géologie. UAW

HORNBERGER, G.M., BENCALA, K.E. & D.M. MCKNIGHT (1994): Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. Biogeochemistry 25: 147-165

HUE, N.V. (1991): EFFECTS OF ORGANIC ACIDS/ANIONS ON P SORPTION AND PHYTOAVAILABILITY IN SOILS WITH DIFFERENT MINERALOGIES. SOIL SCIENCE 152: 463-471

HUMPHREYS, G.S. (1984): The environment and soils of Chimbu province, Papua New Guinea with particular reference to soil erosion.= Research bulletin 35, Port Moresby: 109 S.

HUNINK, J.A., CASENAVE, A. & J.M. SIMON (1980): Study of hydrological characteristics of forest soils with the aid of a rain simulator. ORSTOM, Adiopodoumé

HUSTON, M. (1993): Biological diversity, soils, and economics. Science 262: 1676-1680

HUTJES, R.W.A., WIERDA, A. & A.W.L. VEEN (1990): Rainfall interception in the Taï Forest, Ivory Coast : Application of two simulation models to a humid tropical system. Journal of Hydrology 114(3-4): 259-270

HUTTEL, C. (1977) : Etude de quelques caractéristiques structurales de la végétation du bassin versant de l'Audrenisrou. ORSTOM, Adiopodoumé

HÜTTER, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - Laborbücher Chemie. Frankfurt a.M. 6. Aufl.

ILTIS, A. & C. LEVEQUE (1982): Caractéristiques physico-chimiques des rivières de Côte d'Ivoire. - Rev. Hydrobiol. trop. 15 (2): 115-130

ILTIS, A. (1982): Peuplements algaux des rivières de Côte d'Ivoire. – Rev. Hydrobiol. trop. 15 (3): 241-251

IPEN (INTERNATIONAL POPS ELIMINATION NETWORK) (2003): Body Burden Community Monitoring Handbook - 2003 Ver. Draft 2.
URL: http://www.oztoxics.org/cmwg/chemicals/POP%20chem.html

JOHNSON, D.W. & D.E. TODD (1983): Relationship among iron, aluminium, carbon and sulfate in a variety of forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 792-800

JOHNSON, D.W. & D.W. COLE (1980): Anion Mobility in Soils. Relevance to nutrient transport from forest ecosystems. Environment International 3: 79-90

JOHNSON, N.M., LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., FISHER, D.W. & R.S. PIERCE (1969): A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Water Resources Research 5: 1353-1363

JONES, B.F. & C.J. BOWSER (1978): The mineralogy and related chemistry of lake sediments. In: LERMAN, A. (Eds.): Lakes – chemistry, geology, physics. New York: 179-236

JONNALAGADDA, S.B. & G. MHERE (2001): Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. Wat. Res. Vol. 35, No. 10: 2371-2376

JORDAN, C.F. (1984): Nutrient regime in the wet tropics: Physical factors. In: MEDINA, E, MOONEY, H.A. & C. VÁZQUEZ-YÁNES (Eds.): Physiological ecology of plants in the wet tropics. Proceedings of an international symposium held in Oxatepec and Los Tuxtlas, Mexico (29.06. – 6.07.1983): 3-22

JORDAN, C.F. (1985): Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: Principles and their Application in Management and Conservation. Chichester

JORDAN, C.F. (ED.) (1989): An amazonian rain forest.= Man and the biosphere series 2. Paris

JORDAN, T.E., CORRELL, D.L. & D.E. WELLER (1997): Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. – Wat. Res. Research 33 (11): 2579-2590

JUNK, W., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. (1989): The Flood Pulse Concept in River-Floodplaine Systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aqat. Sci. 106: 110-127

JUNK, W.J. (Ed.) (1997): The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing System.- Ecological Studies, Vol. 126, Berlin

KANIEWSKA-PRUS, M. (1983): Ecological characteristics of polisaprobic section of the Vistula river below Warsaw. – Pol. Arch. Hydrobiol. 30 (2): 149-163

KARLTUN, E. & J.P. GUSTAFFSON (1993): Interference by organic complexation of Fe and Al on the SO_4^{2-} adsorption in Spodic B horizons in Sweden. Journal of Soil Science 44: 625-632

KASK, A. (1973): Einige Abhängigkeiten zwischen Abflußmengen und Beschaffenheitsparamtern in Fließgewässern Estlands. – Acta hydrochim. hydrobiol. 1: 241-250

KHAN, A. & B.A.C. AGUGO (1990): Ecological Studies and Trophic State Evaluation of a Tropical Impoundment in West Africa. – Acta hydrochim. hydrobiol. 18: 325-331

KILLINGBECK, K.T. (1996): Nutrients in senescent leaves: Keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. Ecology 77: 1716-1727

KLINGE, H. (1976): Bilanzierung von Hauptnährstoffe im Ökosystem tropischer Regenwald (Nanaus). Biogeographica 7: 59-76

KÖLLE, W. (2002): Wasseranalysen – richtig beurteilt. Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie. Weinheim

KÖPPEN, W. (1936): Das geografische System des Klima's. Berlin

KRAMER, J.R., HERBES, S.E. & H.E. ALLEN (1972): Phosphorus: Analysis of Water, Biomass and Sediment. In: ALLEN, H.E. & J.R. KRAMER (eds.): Nutrients in Natural Waters.- New York, London, Sydney, Toronto: 51-100

KRUG, E.C. & P.J. ISAACSON (1984): Comparison of water and dilute acid treatment on organic and inorganic chemistry of leachate from organic-rich horizons of an acid forest soil. Soil Science Vol. 137, no. 5: 370-378

KUNTZE, H., ROSCHMANN, G & G. SCHWERDTFEGER (1994): Bodenkunde, Stuttgart

LAL, R. (1981): Deforestation of Tropical Rainforest and Hydrological Problems. In: LAL, R. & W. RUSSELL (Eds.): Tropical Agricultural Hydrology: 131-140

LANFER, N. (2004): Landschaftsökologische Untersuchungen zur Standortbewertung und Nachhaltigkeit von Agroökosystemen im Tieflandsregenwald Ecuadors. EcoRegio 9, Göttingen

LAUER, W. & P. FRANKENBERG (1981): Untersuchungen zur Humidität und Aridität von Afrika. – Bonner Geographische Abhandlungen 66

LELONG, F., ROOSE, E., AUBERT, G., FAUCK, R. & G. PEDRO (1984): Geodynamique actuelle de differents sols a vegetation naturelle ou cultives d'afrique de l'ouest. In: Catena 11: 343-376.

LENA, P. (1984) : Le développement des activités humaines. In : Guillaumet, J.L., Couturier, G. & H. Doso (Eds.) : Recherche et aménagement en milieu forestier tropical humide: Le Projet Taï de Côte d'Ivoire. MAB, Paris : 59-112

LESACK, L.F.W. & J.M. MELACK (1991): The deposition, composition, and potential sources of major ionic solutes in rain of the central Amazon basin. Water Resources Research 27: 2953-2977

LESACK, L.F.W. (1993): Water balance and hydrologic characteristic of a rain forest catchment in the central Amazon basin. – Wat. Res. Research: 29 (3): 759-773

LEWIS, W.M. & M.C. GRANT (1979): Relationships between stream discharge and yield of dissolved substances from a Colorado Mountain watershed. Soil Science 128: 353-363

LICHTENBERG, E. & R. ZIMMERMANN (1999): Information and farmers' attitudes about pesticides, water quality and related environmental effects. Agriculture, Ecosystems and Environment 73: 227-236

LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., HEDIN, L.O., DRISCOLL, C.T. & J.S. EATON (1990): Dry deposition of sulfur: A 23-year record for the Hubbard Brook forest ecosystem. Tellus 42B: 319-329

LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., PIERCE, R.S., EATON, J.S. & R.E. MUNN (1984): Long-term trends in precipitation chemistry at Hubbard Brook, New Hampshire. Atmospheric Environment 18: 2641-2647

LIKENS, G.E., DRISCOLL, C.T., BUSO, D.G., SICCAMA, T.G., JOHNSON, C.E., LOVETT, G.M., RYAN, D.F., FAHEY, T. & W.A. REINERS (1994): The biogeochemistry of potassium at Hubbard Brook. Biogeochemistry 25: 61-125

LINDSAY, W.L. & E.C. MORENO (1960) : Phosphate phase equilibria in soils. Soil Science Society of America Proceedings 24: 177-182

LIVINGSTON, D.A. (1963): Chemical composition of rivers and lakes. – U.S. Geol. Surv. Prof. Paper. Washington

LORIERI, D. & H. ELSENBEER (1997): Aluminium, iron and manganese in near-surface waters of a tropical rainforest ecosystem. The Science of the Total Environment 205: 13-23

LUBES-NIEL, H., MASSON, J.M., PATUREL, J.E. & E. SERVAT (1998): Variabilité climatique et statistiques. Etude par simulation de la puissance et de la robustesse de quelques tests utilisés pour vérifier l'homogénitié de chroniques. Revue des Sciences de l'Eau, No. 3 : 383-408

MARTIN, C. (1989): Die Regenwälder Westafrikas: Ökologie - Bedrohung - Schutz.- Basel, Boston, Berlin

MARTINS, O. & J.L. PROBST (1991): Biogeochemistry of Major African Rivers: Carbon and Mineral Transport. In: DEGENS, E.T., KEMPE, S. & J.E. RICHEY (Eds.): Biogeochemistry of Major World Rivers. SCOPE series 42: 127-156. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore

MATTHESS, G. (1994): Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 2 – Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3.Aufl. Berlin, Stuttgart

MCCLAIN, M.E., RICHEY, J.E. & R.L. VICTORIA (1995): Andean contributions to the biogeochemistry of the amazon river system. – Bull. Inst. fr. andines 24 (3): 425-437

MCDIFFET, W.F., BEIDLER, A.W., DOMINICK, T.F. & K.D. MCKREA (1989): Nutrient concentration-stream discharge relationships during storm events in a first-order stream. Hydrobiologia 179: 97-102

MCDONALD, L., JEBELLIE, S.J., MADRAMOOTOO, C.A. & G.T. DODDS (1999): Pesticide mobility on a hillside soil in St. Lucia. Agriculture, Ecosystems and Environment 72: 181-188

MCDOWELL, W.H. & C.E. ASBURY (1994): Export of carbon, nitrogen and major ions from three tropical montane watersheds. Limnology and Oceanography 39: 111-125

MCTAINISH, G.H. & P.H. WALKER (1982): Nature and distribution of Harmattan dust. Z. Geomorph. 26(4): 417-435

MEIWES, K.J., KHANNA, P.K. & B. ULRICH (1980): Retention of sulfate by an acid brown earth and its relationship with the atmospheric input of sulphur to forest vegetation. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143: 402-411

MERKEL, B. & B. SPERLING (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 110, Bonn

MEYBECK, M. (1983): Atmospheric Inputs and River Transport of Dissolved Substances. IAHS Publication 141: 173-192 (1983)

MEYBECK, M. (1993): C, N, P and S in rivers: From sources to global inputs. In: WOLLAST, R, MACKENZIE, F.T. & L. CHOU (Eds.): Interactions of C, N, P and S in Biogeochemical Cycles and Global Change. Berlin: 163-193

MEYER, J.L., MCDOWELL, W.H., BOTT, T.L., ELWOOD, J.W., ISHIZAKI, C., MELACK, J.M., PECKARSKY, B.L., PETERSON, P.J.& R.A. RUBLEE (1988) : Elemental dynamics in streams. Journal of the North American Benthological Society 7: 410-432

MEYER, J.L., WALLACE, J.B. & S.L. EGGERT (1998): Leaf Litter as a Source of Dissolved Organic Carbon in Streams. Ecosystems 1: 240-249

MILLER, E.K., PANEK J.A., FRIEDLAND, A.J., KADLECEK, J. & V.A. MOHNEN (1993): Atmospheric deposition to a high-elevation forest at Whiteface Mountain, New York, USA. Tellus 45B: 209-247

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE, DIRECTION DE LA PROTECTION DE LA NATURE (ed.) (2001) : Plan Directeur d'Aménagement du Parc national de Taï et de la Réserve de Faune du Nzo 2001-2010. Plan du Projet – unveröffentlicht

MINISTERE DES EAUX ET FORETS (1987): Code Forestier et législation de la protection de la nature. Abidjan, 1987

MINOURA, H. & Y. IWASAKA (1996): Rapid change in nitrate and sulfate concentrations observed in early stage of precipitation and their deposition processes. Journal of Atmospheric Chemistry. 24: 39-55

MITCHELL, M.J., DAVID, M.J. & R.B. HARRISON (1992) : Sulphur cycling on the continents : wetlands, terrestrial ecosystems, and associated waterbodies. In : Howarth, R.W., Stewart, J.W.B. & M.V. Ivanov (eds.). Scope 48, London: 215-260

MOLINIER, M. (1971): Observations et mesures sur le Cavally à Fété, site de Toboto: campagne 1970-1971. ORSTOM, Adiopodoumé, RCI

MONTENY, B.A. & A. CASENAVE (1989): The forest contribution to the hydrological budget in Tropical West Africa. Annales Geophysicae 7 (4): 427-436

MONTENY, B.A. (1982): Observations climatiques à la station écologique de Tai dans le Sud-Ouest ivorien, 1978-1982. Importance de la superficie de la défriche sur les paramètres climatiques mésurés. Rapport ORSTOM, Adiopodoumé

MONTENY, B.A. (1983): Observations climatiques à la station écologique de Taï dans le Sud-Ouest ivoirien, 1978-1982. Importance de la superficie de la défriche sur les paramètres climatiques mesurés. Rapport ORSTOM, Adiopodoumé

MOUCHET, P., RIZET, M. & H. ABOUZAID (1982): Eutrophication in hot countries. – Water Sci. Technol. 14: 43-58

MOUNKAILA, M., L. HERRMANN, TH. MAURER, TH. GAISER & K. STAHR (2003): Spectral and mineralogical properties of potential dust sources on a transect from Sahara to Sahel in Chad. Mttlg. Dt. Bodenkundl. Ges. 102: 743-744

MÜLLER, J.O. (1984): Rechtliche soziokulturelle und ökologische Wirkungen unter dem Einfluss von Bodenrechtswandel im Zuge kapitalwirtschaftlicher Entwicklung. Fallstudie zur Problematik dualistischen Bodenrechts unter Bauerngesellschaften im tropischen Regenwald der Elfenbeinküste. Unveröffentlichtes Manuskript, Göttingen

Mund, J.P. & A. Szöcs (2001): Degradation tropischer Regenwaldböden als Folge der Holzexploitation – Bodenkundliche Untersuchungen an Ferralsols im Parc National de Taï (Côte d'Ivoire). Zbl. Geol. Paläontol. Teil I, H. 3/4: 375-390

MUND, J.-P. & J. GRUNERT (1999): Agro-ökologische Bedingungen des kleinbäuerlichen Bewässerungsreisanbaus in „Bas-Fonds" im Südwesten der Côte d'Ivoire. Zbl. Geol. Paläontol. Teil I, Heft 3-4, 1999: 123-138

MUND, J.-P. (1999): Agro-ökologische Bedingungen des kleinbäuerlichen Bewässerungsreisbau in „bas-fonds" im Südwesten der Côte d'Ivoire. 12. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Tropenökologie - gtö. Ulm

NEWMAN, E.I. (1995): Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. Journal of Ecology 83: 713-726

NEWSON, M. (1992): Land, water and development. River basin systems and their sustainable management. London, New York

OCKENDEN, W.A., BREIVIK, K, MEIJER, S.N., STEINNES, E, SWEETMAN, A.J. & K.C. JONES (2003) : The global recycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils. Environmental Pollution 121: 75-80

OLU OBI, A. (1989): Long-term effects of the continuous cultivation of a tropical ultisol in southwestern Nigeria. In: Expl. Agric. 25: 207-215.

ORSTOM (1968): Mésures de débits, années 1965-1966-1967-1968. ORSTOM. Adiopodoumé, RCI

PAPON, A. (1973): Géologie et minéralisation du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire; synthése ds travaux de l'opération SASCA 1962-1986. SODEMI, Abidjan

PARKER, G.G. (1983): Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Advances in Ecological Research 13: 57-133

PATUREL, J.-E. (1995) : Manifestations de la sécheresse en Afrique de l'Ouest non sahélienne. Ca de la Côte d'Ivoire, du Tot et du Bénin. Sécheresse, Vol. 6, No 1 : 95-102

PAYNE, A.I. (1986): The ecology of tropical lakes and rivers. Chichester

PEREIRA, H.C. (1973): Land use an water resources in temperate and tropical climates. Cambridge

PNT (2004): Der Taï-Nationalpark. URL: http://www.parc-national-de-tai.org/allm/index_al.html, 01.04.2004

Poels, R.L.H. (1987): Soils, Water and Nutrients in a Forest Ecosystem in Suriname. - MAB series: Ecology and Management of Tropical Rain Forests in Suriname. Wageningen

POELS, R.L.H. (1989): Nutrient input and output in undisturbed and silviculturally treated tropical rain forest in Suriname. – Netherlands Journal of Agricultural Science 37: 383-386

POTTS, M.J. (1978): Deposition of air-borne salt on Pinus radiata and the underlying soil. Journal of Applied Ecology 15: 543-550

PROCTOR, J. (1983): Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T.C. & A.C. CHADWICK (Eds.): Tropical Rain Forest: Ecology and Management. Special Publ. No. 2 of the British Ecological Society. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne: 267-273

PUGNAIRE, F.I. & F.S. CHAPIN (1993): Controls over nutrient resorption from leaves of evergreen Mediterranean species. Ecology 74: 124-129

REHEIS, M.C. & R. KIHL (1995): Dust deposition in southern Nevada and California, 1984-1989: Relations to climate, source area, and source lithology. Journal of Geophysical Research 100: 8893-8918

REHM, S. & G. ESPIG (1996): Die Kulturpflanzen der Tropen und Subtropen. Anbau, wirtschaftliche Bedeutung, Verwertung. 3rd edition. Stuttgart

REICHHOLF, J.H. (1986): Is Sahelian Dust a Major Source of Nutrients for the Amazonian Rain Forest? Studies on Neotropical Fauna and Environment 21: 251-255

REITZ, S.R, KUND, G.S., CARSON, W.G. PHILLIPS, P.A. & J.T. TRUMBLE (1999): Economics of reducing insecticide use on celery through low-input pest management strategies. Agriculture, Ecosystems and Environment 73: 185-197

RICHEY, J.E. & L.V. REYNALDO (1993): C, N, and P export dynamics in the Amazon River. In: WOLLAST, R., MACKENZIE, F.T. & L. CHOU (Eds.): Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change. NATO ASI series, Vol. 14: 123-139. Berlin, Heidelberg

RICHEY, J.E., VICTORIA, R.L., SALATI, E. & B.R. FORSBERG (1991): The Biogeochemistry of a Major River System: The Amazon Case Study. In: DEGENS, E.T., KEMPE, S. & J.E. RICHEY (Eds.): Biogeochemistry of Major World Rivers. SCOPE series 42: 57-74. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore

RIEHL, H. (1979): Climate and Weather in the tropics. London

RIEZEBOS, E.P., VOOREN, A.P., GUILLAUMET, J.L. (eds.) (1994): Le Parc National de Tai, Côte d'Ivoire, I. Synthèse des Connaissances, II. Bibliographie. Tropenbos Series 8, Wageningen

ROBINSON, D.M. & J.B. DALRYMPLE (1989): A soil-based assessment of the sustainability of a zero-input alternative to shifting cultivation in Bolivia. In: Interciencia 14: 329-340

ROGGE, K.O. (2004): Untersuchung zu Bodendifferenzierung und Bodennährstoff-charakterisierung in einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet am Rand des Taï-Nationalparks (Elfenbeinküste) - Vergleich Regenwald und Kakaoanbau. Unveröff. Diplomarbeit. Geographisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen

ROOSE, E.J. & J. GODEFROY (1977): Pédogenèse actuelle comparée d'un sol ferralitique remanié sur schiste sous forêt et sous une bananeraie fertilisée de basse Côte d'Ivoire. Azaguié : 1968-1973. Cah. ORSTOM, s´r Pédol. Vol. XV, No4: 409-436

ROUGERIE, G. (1960) : La façonnement actuel des modelés en Côte d'Ivoire forestière. Mémoire Institut Français d'Afrique Noire. Dakar

ROUW, A. DE, VELLEMA, H.C. & W.A. BLOKHUIS (1990) : Land unit survey of the Taï region, south-west Côte d'Ivoire. Tropenbos Technical Series 7, Wageningen

RUSSELL, C.E. (1983): Nutrient cycle and productivity in native and plantation forests at Jari Floestal, Pará, Brazil. Ph.D. dissertation. University of Georgia, Athens

SACHAU, N. (2003): Die Bedeutung der System- und Sozialintegration von Migranten für die Kulturlandschaft der Campements Azoumanakro und Soubré 3 im Südwesten der Côte d'Ivoire. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen

SALATI, E. (1987): The forest and the hydrological cycle. In: DICKINSON, R.E. (Eds.): The physiology of Amazonia. New York: 273-296 (1987)

SAMPAIO, E.V., DALL'OLIO, A., SMERA NUNES, K. & E.E. PINTO DE LEMOS (1993): A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. In: Journal of Tropical Ecology 9: 291-301.

SANCHEZ, P.A., BANDY, D.E., VILLACHICA, J.H. & J.J. NICHOLAIDES (1982) : Amazon Basin soils : Management for continuous crop production. Science 216: 821-827

SCANLON, T.M., RAFFENSPERGER, J.P. & G.M. HORNBERGER (2001): Modeling transport of dissolved silica in a forested headwater catchment: Implications for defining the hydrochemical response of observed flow pathways. Water Resources Research. Vol. 37, No. 4: 1071-1082

SCHEFFER & P. SCHACHTSCHABEL (Begr.) BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE & U. SCHWERTMANN (Bearb.) (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart

SCHILLING, N. (1986): Nährstoffangebot und Phytoplanktonentwicklung in Seen. - Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen: 274-295

SCHLESINGER, W.H. (1997): Biogeochemistry. An analysis of global change. London, San Diego

SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Jena, Stuttgart

SCHROTH, G. (1992): Rapport de mission pur le projet „Stabilisation des systèmes de production agricole dans la region d'Abengourou. Abidjan

SCHWÖRBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm

SEIBERT, J.N. & J.E. WOODROW (1998): Air transport of pesticides. In: KUHR, R.J. (Ed.): Pesticides and the Future – Minimizing Chronic Exposure of Humans and the Environment. Amsterdam: 287 - 294

SERRUYA, C. (1983): Lakes of the Warm Belt. Cambridge

SEUNA, P. (1985): Small basins as a tool to study human impacts. In: MÜLLER, H.E. & K.-R. NIPPES (Eds.): Problems of regional hydrology. – Methodology, Case Studies – 5th report of the IGU Working Group on the IHP. Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 5,2. Kirchzarten:527-544

SHAW, G. & D. WHEELER (1996): Statistical Techniques in Geographical Analysis. London

SHIMSHOCK, J.P. & R.G DE PENA (1989): Below-cloud scavenging of tropospheric ammonia. Tellus 41B: 296-304

SINGH, B.R. (1984): Sulfate sorption by acid forest soils: 3. Desorption of sulfate from adsorbed surfaces as a function of time, adsorbing ion, pH and amount of adsorption. Soil Science 138: 440-353

SIOLI, H. (1969): Ökologie im brasilianischen Amazonasgebiet. Naturwissenschaften 56: 284-355

SIOLI, H. (1975): Tropical Rivers as Expressions of Their Terrestrial Environments. In: GOLLEY, F.B. & E. MEDINA: Tropical Ecological Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research. Ecologcial Studies 11: 275-288 Berlin

SIRCOULON, J. (1966): Répertoire des stations hydrométriques de Côte d'Ivoire. 1. Généralités, Cavally, Sassandra, Bandama. 2: Comoé, Agnéby, Bio, fleuves côtiers secondaires, affluents. Volta Noire, Baoulé et Kouroukellé, Bagoé. ORSTOM. Adiopodoumé, RCI

SLE (SEMIINAR FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG) (1996): La gestion des ressources naturelles dans la périphérie du Parc National de Tai, Côte d'Ivoire. Schriftenreihe des Seminars für Ländliche Entwicklung, Humboldt-Universität zu Berlin Nr. S 172

SMEK, N.E. (1985): Phosphorus dynamics in soils and landscapes. Geoderma 36: 185-199

SOBIERAJ, J.A., ELSENBEER, H. & M. MCCLAIN (2002): The cation and silica chemistry of a Subandean river basin in western Amazonia. Hydrol. Process. 16: 1353-1372

SOLLINS, P., ROBERTSON, G.P. & G. UEHARA (1988) : Nutrient mobility in variable- and permanent-charge soils. Biogeochemistry 6: 181-199

SONTHEIMER, H., SPINDLER, P. & U. ROHMANN (1986): Wasserchemie für Ingenieure. Karlsruhe

STAHR, K. & L. HERRMANN (2001): Eigenschaften von äolischen Stäuben im weltweiten Vergleich. Mittlg. Dt. Bodenkundl. Ges. 96: 695-696

STATISTISCHES BUNDESAMT (2002): Auslandsstatistische Daten. URL: http://www.destatis.de/basis/d/ausl.108.htm (03.04.2004)

STEINBERG, C. (1989): Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer. In: Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 43: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination: 190-218

STOORVOGEL, J.J. (1993): Gross Inputs and Outputs of Nutrients in Undisturbed Forest, Tai Area, Côte d'Ivoire. The Tropenbos Foundation III (Tropenbos series 5), Wageningen

STOYAN, D, STOYAN, H. & U. JANSEN (1997): Umweltstatistik. Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. Stuttgart, Leipzig

STRASBURGER, A. (Begr.), SITTE, P. (Bearb.) (1991): Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. 33. Aufl. Stuttgart, Jena, New York

STUMM, W. & BACCINI, B. (1978): Man-made chemical perturbation of lakes. In: LERMAN, A. (Ed.): Lakes – chemistry, geology, physics. New York: 91-126

STUMM, W. & J.J. MORGAN (1981): Aquatic Chemistry. New York

SÜLTMANN, C. (2004): GIS- und Satellitenbildgestützte Landnutzungsklassifikation mit Change detection im Westen der Côte d'Ivoire. In: KAPPAS, M. (Ed.): Erdsicht – Einblicke in Geographische und Geoinformationstechnische Arbeitsweisen 1, Stuttgart

SWANK, W.T. & G.S. HENDERSON (1976): Atmospheric input of some cations and anions to forest ecosystems in North Carolina and Tennessee. Water Resources Research 12: 541-546

SZARZYNKSI, J., HOERSCH, B. & T. BROU (2004): Land cover dynamics and climate variability in Côte d'Ivoire as crucial determinants for agriculture and biodiversity. Proceedings Deutscher Tropentag 2003, 8.-10.12.2003 Göttingen. URL: www.tropentag.de

SZARZYNSKI, J. (1994): Inselberge im tropischen Regenwald. Geländeklimatologische Untersuchungen im Taï-Nationalpark (Rep. Côte d'Ivoire, Elfenbeinküste). Geogr. Inst. d. Univ. Bonn. Unveröffentlichte Diplomarbeit

TAKAGI, K., FAJARDO, F.F., INAO, K. & Y. KITAMURA (1998): Predicting pesticide behaviour in a lowland environment using computer simulation. In: KUHR, R.J. (Ed.): Pesticides and the Future – Minimizing Chronic Exposure of Humans and the Environment. Amsterdam: 269 - 286

TER STEEGE, H., BOOT, R.G.A., BROUWER, L.C., CAESAR, J.C., EK, R.C., HAMMOND, D.S., HARIPERSAUD, P.P., VAN DER HOUT, P., JETTEN, V.G., VAN KEKEM, A.J., KELLMAN, M.A., KHAN, Z., POLAK, A.M., PONS, T.L., PULLES, J., RAAIMAKERS, D., ROSE, S.A., VAN DER SANDEN, J.J. & R.J. ZAGT (1996): Ecology and logging in a tropical rain forest in Guyana. With recommendations for forest management. – Hrsg: The Tropenbos Foundation. Tropenbos Series 14. Wageningen

TOWNSEND, C.R. (1989): The patch dynamics concept of stream community ecology. – J.N. Am. Benthol. Soc. 8: 36-50

TRAORE, S. & L. KONAN (1989) : Caractéristiques physico-chimiques du lac de Buyo. Wageningen

TUKEY, H.B. & H.B.JR. TUKEY (1969): The leaching of Materials from Leaves. In: LINSER, H. (ed.): Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung Bd. I, Wien, New York: 585-594.

UDO, R.K. (1978): A Comprehensive Geography of West Africa.- Ibadan

UEHARA G. & G. GILMAN (1981): The Mineralogy, Chemistry and Physics of Tropical Soils with Variable Charge Clays. Boulder, Colorado

UHLMANN, D. (1985): Anforderungen an die Gütebewirtschaftung von Oberflächengewässern in tropischen und subtropischen Klimaten. – Acta hydrochim. hydrobiol. 13: 507-525

UNEP (United Nations Environmental Program) (1995): Water Quality of World River Basins – Global Environment Monitoring System (GEMS). UNEP Environment Library No 14

VAN REULER, H., N'GORAN, K. & M. WESSEL (1994): L'agriculture. In : RIEZEBOS, E.P., VOOREN A.P. & J.L. GUILLAUMET (Eds.) : Le Parc National de Taï, Côte d'Ivoire. Synthèse des connaissances. La fondation de Tropenbos. Wageningen : 133-141

VANCE, G.F. & M.B. DAVID (1991): Chemical characteristics and acidity of soluble organic substances from a northern hardwood forest floor central Maine, USA Geochimica et Cosmochimica Acta 55: 3611-3625

WADE, A.J., NEAL, C., SOULSBY, C., SMART, R.P., LANGAN, S.J. & M.S. CRESSER (1999): Modelling streamwater quality under varying hydrological conditions at different spatial scales. Journal of Hydrology 217: 266-283

WALTER, N. (1998): Atmosphärische Nährstoffeinträge in das Regenwaldschutzgebiet „FC Bossématié" in der Ostregion der Côte d'Ivoire. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Göttingen

WEDEPOHL, K.H. (Ed.) (1994): Handbook of Geochemistry. Vol. II. Berlin, Heidelberg

WEIDELT, H.-J. (1993): Some effects of selective logging on forest productivity and ecology. In: LIETH, H. & M. LOHMANN (Eds.): Restoration of tropical forest ecosystems. Proceedings of the symposium held on October 7-10, 1991 (ISTE / INTECOL) in Osnabrück. Dordrecht, Norwell: 155-162

WESSEL-BOTHE, S., S. PÄTZOLD, C. KLEIN, G. BEHRE & G. WELP (2000): Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik; J. Plant Nutr. Soil Sci., Bd. 163: 53-56

WHITE, A.F. & A.E. BLUM (1995) : Effects of climate on chemical weathering in watersheds. Geochimica et Cosmochimica Acta 59: 1729-1747

WHITFIELD, P.H. & H. SCHREIER (1981): Hysteresis in relationships between discharge and water chemistry in the Fraser River basin, British Columbia. Limnology and Oceanography 26: 1179-1182

WHO (1994): Guidelines for Drinking Water Quality (2nd ed.), vol. 1 Recommendations

WIERDA, A. (1988): Meting en modellering van de infiltratie in de bodems van een tropisch regenwoud in Ivoorkust (West-Afrika). Mesures et modèles d'infiltration dans les sols d'une forêt dense tropical en Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). Rapport no. 26, Thèse Géographie Physique et Pédologie, Université de Groningen, Pays-Bas

WIERDA, A., VEEN, A.W.L. & R.W.A. HUTJES (1989): Infiltration at the Taï rainforest (Ivory Coast): measurements and modelling. Hydrological Processes 3: 371-382

WILDE, A (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. Eine Einführung. Heidelberg, Berlin, Oxford

WOHLFAHRT-BOTTERMANN, M. (1994): Anthropogene Veränderungen der Vegetationsbedeckung in Côte d'Ivoire seit der Kolonialisierung. In: STEINER: Veränderungen der Vegetationsbedeckung in Côte d'Ivoire. Erdwissenschaftliche Forschung 30. Stuttgart

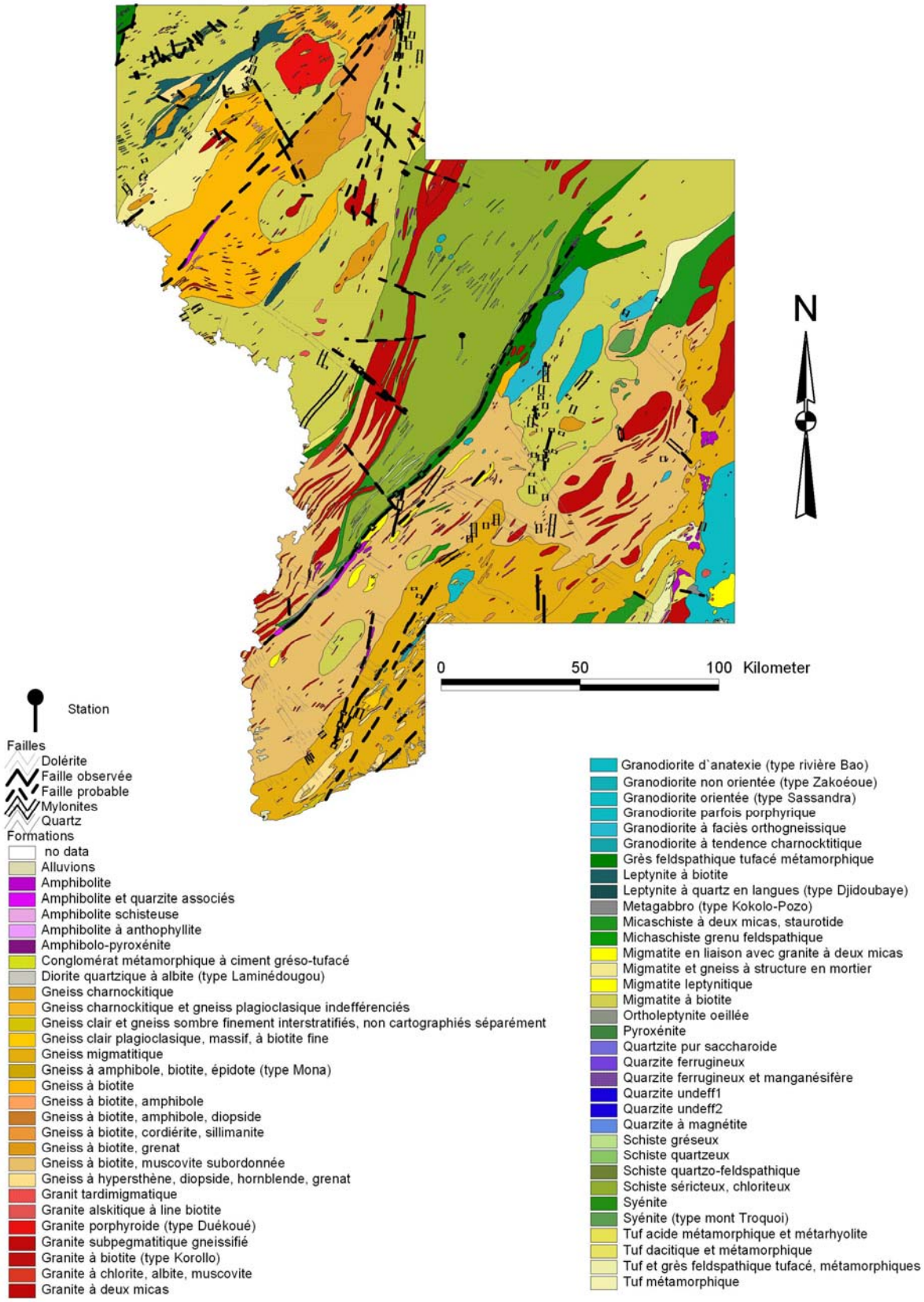
YOUBOUE, V. (1991): Caractéristiquées physiques et chimiques des aérosols et des pluies collectés dans la savane humide de Côte d`Ivoire. Dissertation Universität Paul Sabatier Toulouse

ZAUKE, G.-P., NIEMEYER, R.G., GILLES , K.-P (1992): Limnologie der Tropen und Subtropen: Grundlagen und Prognoseverfahren der limnologischen Entwicklung von Stauseen. Landsberg/Lech

ZHANG, X.C., NORTON, D. & M.A. NEARING (1997): Chemical transfer from soil solution to surface runoff. – Wat. Res. Research 33 (4): 809-815

ZIERATH, R. (1990): Der Chemismus von Niederschlagswässern und die Bedeutung des atmosphärischen Stoffeintrags in Ökosysteme. – Acta hydrochim. hydrobiol. 18 (6): 619-638

Anhang I: Geologische Karte - Blätter Tai / Guiglo / Daloa / Tabou / Soubré (1:200.000) (nach PAPON et al. 1973, Bearbeitung: A. Kreikemeier / E. Fischer)



Anhang II: Ergebnisse der bodenphysikalischen und chemischen Analyse der Leitprofile

Waldfläche - Dystric Plinthosol

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Farbe (feucht)	Zusatz-farbe (feucht)	Farbe (trocken)	Zusatz-farbe (trocken)	Lagerungs-dichte [g/cm³]	Skelett [Gew.%]	Korngröße [Gew.%] gS	mS	fS	gU	mU	fU	Sand [Gew.%]	Schluff [Gew.%]	Ton [Gew.%]	elektr. Leitfähigkeit [mS/cm]	
	+5-0																		
A	0-7	Ls3	10 YR 4/4	-	10 YR 5/3	-	1,39	45,11	1,42	18,37	25,16	19,87	12,81	3,29	44,95	35,97	19,07	182,1	
E	7-63	Ls3	10 YR 5/6	-	10 YR 6/6	-	1,45	81,43	8,90	14,27	15,77	18,63	18,07	0,73	38,94	37,43	23,64	73,7	
Bsq1	63-100	Lts	5 YR 4/6	7,5 R 4/8	5 YR 5/6	-	1,58	84,31	18,27	11,15	8,68	7,72	11,95	3,65	38,10	23,32	38,57	77,4	

Horizont	Tiefe [cm]	Effektive Kationenaustauschkapazität (1M NH_4Cl) [cmol/kg Boden] Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H+	KAK_{eff} [cmol/kg]	BS [%]	C_{org} [%]	N_t [%]	C/N	Humus (C_t*2) [%]	pH (KCl)	pH (H_2O)	pH ($CaCl_2$)	Diff.pH (KCl-H_2O)
	+5-0																		
	0-7	0,1	3,5	13,5	79,5	0,9	0,3	0,5	1,6	99,9	96,7	5,9	0,400	14,8	11,8	**5,34**	5,88	5,29	-0,54
	7-63	0,2	1,9	2,1	7,0	0,2	0,7	3,7	2,2	18,0	62,2	0,8	0,050	15,8	1,6	**4,02**	4,98	4,18	-0,96
	63-100	0,6	1,8	2,2	8,3	0,2	0,8	4,4	2,2	20,5	62,9	0,6	0,040	15,0	1,2	**4,01**	4,98	4,19	-0,97

Horizont	Tiefe [cm]	Gesamtgehalt (Aufschluss mit HNO_3, HF, HCl) [ppm] Na	K	Ca	Cu	Mn	Mg	Fe	Al	Zn	P	S	Mo	TI	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
	+5-0																		
A	0-7	570	4446	3706	10	214	1057	14971	34802	19	267	458	6	n.g.	16	0,3	48	1,1	10
E	7-63	697	5387	355	11	52	617	23671	46478	19	142	120	n.n.	n.g.	14	n.n.	64	0,8	13
Bt	63-100	1089	8364	334	19	47	836	69767	81390	25	244	148	n.n.	n.g.	33	n.n.	133	1,1	22

Kakao 7a - Ferric Plinthic Acrisol

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Farbe (feucht)	Zusatz-farbe (feucht)	Farbe (trocken)	Zusatz-farbe (trocken)	Lagerungs-dichte [g/cm³]	Skelett [Gew.%]	Korngröße [Gew.%] gS	mS	fS	gU	mU	fU	Sand [Gew.%]	Schluff [Gew.%]	Ton [Gew.%]	elektr. Leitfähigkeit [mS/cm]	
	+5-0																		
	0-9	Sl4	10 YR 4/3	10 YR 5/4	10 YR 5/3	-	1,37	0,29	1,42	18,37	25,16	27,19	11,31	1,43	44,95	39,93	15,12	151,0	
	9-35/50	Ls3	10 YR 5/6	10 YR 5/8	10 YR 7/6	-	1,68	1,73	1,36	17,50	23,96	20,38	13,82	2,38	42,82	36,58	20,60	64,4	
	35/50-100	Ls2	10 YR 5/8	10 R 3/6	10 YR 7/8	-	2,61	72,21	1,30	11,15	22,87	33,31	7,56	1,14	35,32	42,01	17,11	58,2	

Horizont	Tiefe [cm]	Effektive Kationenaustauschkapazität (1M NH_4Cl) [cmol/kg Boden] Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H+	KAK_{eff} [cmol/kg]	BS [%]	C_{org} [%]	N_t [%]	C/N	Humus (C_t*2) [%]	pH (KCl)	pH (H_2O)	pH ($CaCl_2$)	Diff.pH (KCl-H_2O)
	+5-0																		
	0-9	0,0	1,9	4,5	35,7	0,8	0,7	1,6	1,8	47,0	89,6	4,4	0,280	15,7	8,8	4,05	4,86	4,15	-0,81
	9-35/50	0,0	1,3	0,6	3,7	0,1	0,8	6,5	2,3	15,3	36,6	0,6	0,050	11,0	1,1	3,87	4,76	3,99	-0,89
	35/50-100	0,3	1,7	1,1	4,1	0,1	0,7	7,5	2,2	17,7	40,7	0,6	0,050	12,0	1,2	3,99	4,72	4,01	-0,73

Horizont	Tiefe [cm]	Gesamtgehalt (Aufschluss mit HNO_3, HF, HCl) [ppm] Na	K	Ca	Cu	Mn	Mg	Fe	Al	Zn	P	S	Mo	TI	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
	+5-0																		
	0-9	304	3046	1567	5	57	552	10204	23682	12	185	278	16	n.g.	12	1,1	31	0,6	7
	9-35/50	463	5278	219	11	26	585	18144	44192	13	91	77	3	n.g.	15	n.n.	53	1,4	10
	35/50-100	594	6860	196	11	34	731	30591	61138	18	143	86	n.n.	n.g.	21	n.n.	82	0,7	16

Anhang II: Ergebnisse der bodenphysikalischen und chemischen Analyse der Leitprofile - Fortsetzung

Kakao 25 a - Ferric Lixisol

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Farbe (feucht)	Zusatz-farbe (feucht)	Farbe (trocken)	Zusatz-farbe (trocken)	Lagerungs-dichte [g/cm³]	Skelett [Gew.%]	Korngröße [Gew.%] gS	mS	fS	gU	mU	fU	Sand [Gew.%]	Schluff [Gew.%]	Ton [Gew.%]	elektr. Leitfähigkeit [mS/cm]	
	+5-0																		
A	0-15	Slu	10 YR 3/4	-	10 YR 6/2	-	1,31	1,69	1,24	15,98	21,88	24,32	21,99	3,49	39,10	49,80	11,10	140,0	
E	15-50	Us	10 YR 5/6	-	10 YR 8/3	-	1,69	0,00	1,19	15,31	20,97	52,70	4,61	0,92	37,47	58,23	4,30	50,2	
Bt	50-80	Slu	10 YR 7/2	7,5 YR 5/8	10 YR 8/4	-	1,67	0,14	1,14	14,70	20,13	28,76	17,40	2,49	35,97	48,65	15,38	75,7	
Bts	80-115	Slu	10 YR 7/2	10 YR 6/8	10 YR 8/4	-	1,67	0,37	1,10	14,13	19,35	25,17	19,57	2,10	34,58	46,84	18,58	42,6	
	>115	Lt2	10 YR 6/6	10 R 3/6	7,5 YR 7/4	-	1,73	0,70	1,06	13,61	18,64	21,26	14,89	2,67	33,31	38,82	27,87	44,6	

Horizont	Tiefe [cm]	Effektive Kationenaustauschkapazität (1M NH_4Cl) [cmol/kg Boden] Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H+	KAK_{eff} [cmol/kg]	BS [%]	C_{org} [%]	N_t [%]	C/N	Humus (C_t*2) [%]	pH (KCl)	pH (H_2O)	pH ($CaCl_2$)	Diff.pH ($KCl-H_2O$)
	+5-0																		
	0-15	0,2	1,7	3,3	18,5	0,8	0,4	1,2	2,2	28,3	83,7	2,0	0,150	13,1	3,9	4,28	4,99	4,36	-0,71
	15-50	0,0	1,2	0,3	1,9	0,1	0,5	5,2	2,3	11,5	29,6	0,3	0,020	13,0	0,5	3,91	4,70	3,95	-0,79
	50-80	0,0	1,1	0,3	1,9	0,1	0,5	5,4	2,2	11,5	28,7	0,3	0,020	16,0	0,6	4,02	4,77	4,03	-0,75
	80-115	1,0	1,5	0,3	2,7	0,1	0,5	6,9	2,1	15,1	36,4	0,2	0,020	10,5	0,4	3,87	4,52	3,88	-0,65
	>115	0,0	1,3	0,3	1,3	0,1	0,3	8,6	2,2	14,1	20,6	0,2	0,020	12,0	0,5	3,97	4,59	4,03	-0,62

Horizont	Tiefe [cm]	Gesamtgehalt (Aufschluss mit HNO_3, HF, HCl) [ppm] Na	K	Ca	Cu	Mn	Mg	Fe	Al	Zn	P	S	Mo	Tl	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
	+5-0																		
	0-15	204	1591	868	2,3	76	440	5315	14874	9	127	167	n.n.	n.g.	9	n.n.	20	1,0	3,2
	15-50	216	2454	196	1,6	27	716	7197	23094	14	49	45	n.n.	n.g.	12	n.n.	27	0,6	3,3
	50-80	205	1864	158	1,8	20	324	6543	19076	10	57	60	n.n.	n.g.	9	n.n.	27	1,1	3,1
	80-115	255	2487	139	1,8	16	378	8528	26272	8	49	49	n.n.	n.g.	10	n.n.	32	0,6	4,1
	>115	331	3727	123	4,6	21	482	17359	40188	14	65	54	n.n.	n.g.	15	n.n.	46	1,0	5,9

Anhang III: Vergleich zwischen gemessenen Stoffkonzentrationen und Literaturangaben [ppm]

Freilandniederschlag	**Lokalisation**	**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**SO_4**	**Cl**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**N_{anorg}[1]**	**P**	**Al**	**Fe**	**Si**
diese Studie Hana (1750 mm)	Côte d'Ivoire	0,5	0,2	0,4	1,5	48,7	3,3	1,1	0,4	1,4	0,3	0,1	0,0	0,2
Stoorvogel 1993 (1968 mm)	Côte d'Ivoire	0,2	0,0	0,1	0,1		0,2	0,1	0,1	0,2		0,0	0,1	0,0
Hetzel 1999 (1320 mm)	Côte d'Ivoire	1,1	0,3	1,4	3,0			0,8	0,9	1,6	0,4	0,3	0,3	
Poels 1987 (2140 mm)	Surinam	0,7	0,1	0,6	0,4	1,5	0,9	0,5	0,4	0,9	0,0	0,0	0,2	0,1
Lanfer 2004 (1881 mm)	Ecuador													
Bruijnzeel 1985, 1993 (4670 mm)	Indonesien	0,2	0,1	0,3	0,3		0,9			0,3	<0,03			
Parker 1983	globaler Durchschnitt	0,8	0,4	0,5	1,3		1,0			1,0				

Bestandsniederschlag		**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**SO_4**	**Cl**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**N_{anorg}[1]**	**P**	**Al**	**Fe**	**Si**
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	1,4	0,7	4,4	2,3	48,0	4,7	1,9	0,5	2,4	0,3	0,1	0,0	0,4
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	1,1	0,9	2,4	6,9	91,0	6,8	1,7	0,5	2,2	0,6	0,1	0,0	0,5
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	1,3	0,8	6,0	2,2	60,0	4,3	1,8	0,5	2,3	0,5	0,1	0,0	0,5
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire	2,0	0,9	7,9	3,0			1,7	1,2	2,9	*0,7*	0,3	0,1	
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	1,7	0,9	7,6	3,2			1,7	1,2	3,0	0,6	0,3	0,1	
Brouwer 1996 (Wald)	Guyana	0,1	0,1	0,1	0,5			0,0	0,0	0,1	0,0			
Russell 1983 (Wald)	Brasilien	0,5	0,1	0,3						0,0	0,0			
Brinkmann 1983, 1985 (Wald)	Brasilien	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0	0,1	0,2	0,0			
Bruijnzeel 1993	Indonesien	0,6	0,3	1,1	2,0	2,0	2,8	0,5	0,4		0,0			
Lanfer 2004 (Wald)	Ecuador	2,0	0,6	8,2	0,3	0,9	1,4	2,0	0,6	2,3	1,6			
Lanfer 2004 (Kakao)	Ecuador	0,7	0,6	4,0	0,3	0,8	0,6	3,5	0,2	0,9	0,9			

Bodenlösung		**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**SO_4**	**Cl**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**N_{anorg}[1]**	**P**	**Al**	**Fe**	**Si**
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	1,6	1,2	2,1	64,7	100,0	8,4	3,6	0,1	3,7	0,1	0,2	0,3	10,6
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	2,0	1,1	0,6	17,7	74,0	7,4	10,6	0,1	10,7	0,3	0,2	0,0	7,8
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	4,6	1,1	0,4	57,9	63,0	10,7	3,5	0,1	3,6	0,1	0,1	0,1	8,7
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire													
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	14,5	7,6	4,3	2,7			3,0	0,5	3,4	0,2	0,1	0,0	
Poels 1987 (Wald)	Surinam	102,8	3,2	24,4	14,7	297,8	12,1	3,1	5,1	8,2	0,3	0,1	4,8	6,7

Versickerungswasser		**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**SO_4**	**Cl**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**N_{anorg}[1]**	**P**	**Al**	**Fe**	**Si**
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	0,1	0,4	0,2	49,1	96,0	6,3	2,3	0,0	2,3	0,1	0,3	0,2	7,5
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	1,5	0,9	0,2	48,0	90,0	7,1	2,5	0,0	2,5	0,3	0,1	0,1	7,2
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	1,1	0,5	0,6	52,7	118,0	13,2	4,2	0,1	4,3	0,4	0,5	0,5	14,6
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire	3,9	1,9	0,8	1,6			2,5	0,5	3,0	0,0	0,1	0,0	
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	8,0	4,5	6,4	2,9			3,1	0,7	3,8	0,0	0,2	0,0	
Lanfer 2004 (Wald)	Ecuador	2,0	0,7	0,3						0,7	0,0			
Lanfer 2004 (Kakao)	Ecuador	1,3	0,4	0,3						0,5	0,0			

[1]berechnet aus NO_3-N+NH_4-N

Anhang III: Vergleich zwischen gemessenen Stoffkonzentrationen und Literaturangaben [ppm] - Fortsetzung

Abfluss		**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**SO_4**	**Cl**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**N_{anorg} [1]**	**P**	**Al**	**Fe**	**Si**
diese Studie Hana (Kakao) (578 mm)	Côte d'Ivoire	3,9	1,9	1,6	4,2	71,8	7,1	1,9	0,0	1,9	0,3	0,0	1,4	5,9
diese Studie Audrenisrou (Wald) (ca. 304 mm)	Côte d'Ivoire	4,2	1,8	1,9	5,1	85,8	5,4	0,6	0,1	0,7	0,2	0,1	0,9	13,1
Stoorvogel 1993 Audrenisrou (Wald) (623 mm)	Côte d'Ivoire	2,9	2,0	2,0	6,2		2,9	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	1,3	20,5
Fischer 1998 Bossématié (Wald) (ca. 440 mm)	Côte d'Ivoire	17,6	5,7	10,0	13,4			0,5	0,3	0,8	0,6	0,5	2,1	12,2
Poels (Wald) (510 mm)	Surinam	2,3	1,1	0,7	5,3	2,0	4,8	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1	3,8
Bruijnzeel 1993	Indonesien	0,5		0,1	2,0	1,6	5,3	0,7	0,1		0,0			
Riehl 1979	Nordamerika (Durchschnitt)	42,0	10,2	1,6	9,0	40,0	8,1	0,2						2,0
Riehl 1979	Südamerika (Durchschnitt)	14,4	3,6	0,0	3,9	9,6	4,9	0,2						2,6
Riehl 1979	Europa (Durchschnitt)	62,4	11,4	1,6	5,3	48,0	6,7	0,8						1,6
Riehl 1979	Afrika (Durchschnitt)	7,9	7,8		21,5	9,3	20,2	0,2						10,4
Linvingstone 1963	globaler Durchschnitt	15,0	4,1	2,3	6,3	11,2	7,8							6,1
Meybeck 1983	globaler Durchschnitt	13,5	3,6	1,4	7,4	8,7	9,6							4,9

[1]berechnet aus NO_3-N+NH_4-N

Anhang IV: Vergleich zwischen gemessenen Stoffflüssen und Literaturangaben [kg/ha*a]

Freilandniederschlag	Lokalisation	Ca	Mg	K	Na	SO_4	Cl	NO_3-N	NH_4-N	N_{anorg} [1]	P	Al	Fe	Si
diese Studie Hana (1750 mm)	Côte d'Ivoire	7,2	2,5	6,3	26,1	888,2	72,3	19,3	4,5	23,8	1,3	1,3	0,1	3,2
Hetzel 1999 (1320 mm)	Côte d'Ivoire	14,9	4,6	18,4	39,8			8,2	10,9	19,0	5,7	3,5	3,8	
Poels 1987 (2140 mm)	Surinam	16,2	2,4	14,4	10,2						0,8			
Brouwer 1996 (2680 mm)	Guyana	2,6	1,3	3,3	14,1					3,0	0,1			
Russell 1983 (2300 mm)	Brasilien	15,8	3,3	10,2							0,1			
Brinkmann 1983, 1985 (2475 mm)	Brasilien	0,3	0,2							5,0	0,4			
Jordan 1985 (3565 mm)	Venezuela	10,3	3,5	12,6						11,5	23,4			
Lanfer 2004 (1881 mm)	Ecuador	8,1	2,2	18,6						22,7	2,1			

Bestandsniederschlag	Lokalisation	Ca	Mg	K	Na	SO_4	Cl	NO_3-N	NH_4-N	N_{anorg} [1]	P	Al	Fe	Si
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	20,7	9,9	65,3	37,8	803,5	81,8	29,5	7,1	36,6	4,0	0,9	0,3	7,0
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	20,8	11,4	86,1	36,1	1305,4	94,0	26,0	7,3	33,2	7,7	0,8	0,2	7,8
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire	21,2	9,8	85,3	31,8			18,0	12,9	30,9	7,1	3,2	1,3	
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	20,6	11,2	91,6	39,1			19,2	15,1	34,3	7,4	3,4	0,9	
Lanfer 2004 (Wald)	Ecuador	53,4	16,8	228,0						55,3	13,7			
Lanfer 2004 (Kakao)	Ecuador	20,0	15,0	110,3						24,5	8,3			

Bodenlösung	Lokalisation	Ca	Mg	K	Na	SO_4	Cl	NO_3-N	NH_4-N	N_{anorg} [1]	P	Al	Fe	Si
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	20,8	17,5	30,4	934,6	1474,8	128,6	57,2	1,1	58,3	1,4	3,3	3,9	166,3
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	50,1	17,4	6,9	392,3	1337,8	133,6	72,9	1,7	74,6	3,1	2,4	1,1	115,8
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire	125,6	65,9	36,8	23,6			25,5	4,2	29,7	1,5	0,9	0,2	
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	43,5	14,5	7,2	11,6			25,1	4,1	29,2	0,7	0,7	0,2	

Tiefenversickerung	Lokalisation	Ca	Mg	K	Na	SO_4	Cl	NO_3-N	NH_4-N	N_{anorg} [1]	P	Al	Fe	Si
diese Studie Hana (Wald)	Côte d'Ivoire	0,4	1,2	0,6	161,9	305,8	22,9	7,5	0,1	7,6	0,4	1,1	0,8	25,2
diese Studie Hana (Kakao)	Côte d'Ivoire	5,0	2,7	1,8	388,5	508,1	56,1	17,3	0,3	17,6	1,8	1,0	4,3	48,9
Hetzel 1999 (Wald)	Côte d'Ivoire	12,7	7,1	10,1	4,6			5,0	1,1	6,1	0,1	0,3	0,0	
Hetzel 1999 (Kakao)	Côte d'Ivoire	12,0	5,8	2,5	4,8			7,7	1,6	9,3	0,1	0,4	0,1	
Brouwer 1986 (Wald)	Guyana	1,5	1,1	3,9	25,7									
Russell 1993 (Wald)	Brasilien	16,8	8,1	12,7							2,1			
Brinkmann 1983, 1985 (Wald)	Brasilien	0,9	0,5							29,0	0,3			
Jordan 1985 (Wald)	Venezuela	3,3	0,7	4,6						14,1	28,9			
Lanfer 2004 (Wald)	Ecuador	17,3	6,8	2,4						8,8	0,1			
Lanfer 2004 (Kakao)	Ecuador	12,2	3,8	3,0						4,3	0,1			

[1] berechnet aus NO_3-N+NH_4-N

Anhang IV: Vergleich zwischen gemessenen Stoffflüssen und Literaturangaben [kg/ha*a] - Fortsetzung

Abfluss	Lokalisation	Ca	Mg	K	Na	SO_4	Cl	NO_3-N	NH_4-N	N_{anorg} [1]	P	Al	Fe	Si
diese Studie Hana (Kakao) (578 mm)	Côte d'Ivoire	22,0	11,0	8,5	23,8	409,9	39,7	10,3	0,2	10,5	1,7	0,2	8,0	33,6
diese Studie Audrenisrou (Wald) (ca. 304 mm)	Côte d'Ivoire	13,3	5,8	6,0	16,0	271,3	17,2	1,9	0,3	2,2	0,5	0,4	3,0	41,5
Stoorvogel 1993 Audrenisrou (Wald) (623 mm)	Côte d'Ivoire	9,1	6,2	6,1	19,3		9,2	0,1	0,0	0,2		0,8	4,2	63,7
Fischer 1998 Bossématié (Wald) (ca. 440 mm)	Côte d'Ivoire	41,2	13,3	23,4	31,4			1,1	0,7	1,8	1,4	1,2	4,9	28,5
Poels (Wald) (510 mm)	Surinam	9,5	4,9	3,4	23,6						0,3			

Anhang V: Deskriptive Statistiken, physikalisch-chemische Parameter und Konzentrationen

EC25 in [µS/cm], Stoffkonzentrationen in [ppm], 15.12.2001 bis 31.03.2003

Deskriptive Statistik, Freilandniederschlag (FNS)

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	58	4,99	6,81	6,04	0,42
EC_{25}	58	3,25	39,85	12,91	8,93
Na	58	0,10	2,70	1,53	0,71
K	58	0,09	0,80	0,38	0,22
Ca	58	n.n.	1,77	0,52	0,47
Mg	58	0,02	0,43	0,16	0,13
Cl	58	n.n.	13,00	3,31	4,38
SO_4	58	n.n.	164,00	50,30	39,10
S	46	0,11	0,69	0,32	0,14
NO_3-N	58	n.n.	2,30	1,08	0,56
NH_4-N	58	0,01	1,29	0,36	0,26
PO_4-P	58	n.n.	0,63	0,25	0,21
P	36	n.n.	1,08	0,38	0,39
Si	46	0,02	0,49	0,20	0,13
Fe	32	n.n.	0,04	0,01	0,01
Cu	32	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Mn	32	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pb	32	n.n.	0,12	0,01	0,02
Zn	32	n.n.	0,04	0,01	0,01
Al	32	n.n.	0,19	0,08	0,06

Deskriptive Statistik, Bestandsniederschlag (BNS) Wald

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	56	5,60	6,84	6,04	0,34
EC_{25}	56	14,71	81,62	42,63	20,50
Na	56	1,54	3,61	2,31	0,53
K	56	1,24	8,20	4,43	2,03
Ca	56	0,59	2,42	1,37	0,59
Mg	56	0,22	1,40	0,66	0,32
Cl	56	n.n.	23,00	4,68	5,78
SO_4	56	11,00	168,00	48,04	35,74
S	44	0,38	1,51	0,79	0,34
NO_3-N	56	0,20	3,50	1,91	0,89
NH_4-N	56	0,11	1,12	0,46	0,26
PO_4-P	54	0,01	0,66	0,28	0,18
P	34	n.n.	1,05	0,87	0,47
Si	44	0,23	0,73	0,42	0,15
Fe	32	0,01	0,07	0,01	0,01
Cu	32	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	32	n.n.	0,04	0,01	0,01
Pb	32	n.n.	0,03	0,01	0,01
Zn	32	n.n.	0,04	0,02	0,01
Al	32	n.n.	0,20	0,06	0,07

Deskriptive Statistik, Bestandsniederschlag (BNS) Kakao 7a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	56	5,51	7,20	6,24	0,38
EC_{25}	56	18,60	123,09	51,50	23,82
Na	56	1,34	3,74	2,42	0,55
K	56	1,14	20,60	6,02	3,59
Ca	56	0,63	6,26	1,12	1,28
Mg	56	0,26	3,23	0,89	0,64
Cl	56	n.n.	13,00	6,75	4,21
SO_4	56	9,00	189,00	91,41	58,95
S	44	0,39	1,87	0,72	0,33
NO_3-N	56	0,30	3,80	1,69	0,91
NH_4-N	56	0,14	1,23	0,51	0,26
PO_4-P	54	0,07	1,03	0,57	0,25
P	34	n.n.	1,26	0,49	0,41
Si	44	0,29	0,87	0,53	0,18
Fe	32	n.n.	0,03	0,01	0,01
Cu	32	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	32	n.n.	0,04	0,01	0,01
Pb	32	n.n.	0,02	0,01	0,01
Zn	32	0,01	0,03	0,01	0,01
Al	32	n.n.	0,17	0,05	0,06

Deskriptive Statistik, Bestandsniederschlag (BNS) Kakao 25a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	56	5,46	7,15	6,24	0,35
EC_{25}	56	21,41	105,34	47,90	23,65
Na	56	1,37	3,55	2,22	0,55
K	56	0,54	11,82	5,96	3,58
Ca	56	n.n.	4,43	1,25	1,01
Mg	56	0,24	2,37	0,80	0,56
Cl	56	n.n.	18,00	4,30	5,60
SO_4	56	9,00	218,00	60,34	47,49
S	44	0,44	2,10	0,95	0,49
NO_3-N	56	0,30	3,50	1,83	0,93
NH_4-N	56	0,06	1,41	0,46	0,34
PO_4-P	54	0,09	1,63	0,51	0,36
P	34	n.n.	1,62	0,56	0,46
Si	44	0,26	1,51	0,54	0,33
Fe	32	n.n.	0,03	0,02	0,01
Cu	32	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	32	n.n.	0,05	0,01	0,01
Pb	32	n.n.	0,15	0,01	0,02
Zn	32	n.n.	0,03	0,01	0,01
Al	32	n.n.	0,32	0,05	0,07

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 25 cm Tiefe (BL25), Wald

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	39	6,29	8,13	7,72	0,58
EC_{25}	39	69,48	649,42	396,14	210,76
Na	39	6,37	133,53	78,80	62,81
K	39	0,10	6,15	2,00	1,11
Ca	39	0,01	4,61	1,50	1,81
Mg	39	0,30	2,57	1,09	0,73
Cl	39	n.n.	34,00	10,42	10,35
SO_4	39	19,00	360,00	105,45	95,43
S	39	0,38	5,22	2,90	1,27
NO_3-N	39	n.n.	8,60	4,01	2,41
NH_4-N	39	0,01	0,10	0,05	0,02
TNb	39	2,40	10,60	7,39	3,27
PO_4-P	39	n.n.	0,37	0,14	0,12
P	19	n.n.	0,09	0,04	0,03
Si	34	3,40	18,28	12,36	4,71
TOC	17	3,78	68,25	24,28	19,57
DOC	17	3,04	41,60	17,96	13,70
Fe	17	0,01	1,69	0,44	0,54
Cu	17	n.n.	0,01	0,01	0,00
Mn	17	n.n.	0,04	0,02	0,01
Pb	17	n.n.	0,07	0,03	0,33
Zn	17	0,01	0,22	0,06	0,05
Al	17	0,03	0,91	0,30	0,27

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 25 cm Tiefe (BL25), Kakao 7a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	39	6,85	8,02	7,58	0,34
EC_{25}	39	7,00	282,30	143,44	68,93
Na	39	7,70	57,24	28,41	14,64
K	39	0,14	1,48	0,59	0,34
Ca	39	0,01	4,82	1,89	1,59
Mg	39	0,12	2,23	1,33	0,58
Cl	39	n.n.	16,00	6,36	5,01
SO_4	39	25,00	200,00	62,00	40,93
S	39	0,61	3,66	1,36	0,93
NO_3-N	39	n.n.	11,10	4,83	2,66
NH_4-N	39	n.n.	0,32	0,08	0,10
TNb	39	4,70	13,00	7,97	2,50
PO_4-P	39	n.n.	0,64	0,24	0,23
P	19	n.n.	0,52	0,17	0,23
Si	34	4,07	12,77	8,13	2,42
TOC	20	8,32	15,69	12,53	2,19
DOC	20	8,14	15,66	12,20	2,07
Fe	19	0,01	0,07	0,03	0,02
Cu	19	n.n.	0,33	0,07	0,12
Mn	19	n.n.	0,01	0,01	0,00
Pb	19	n.n.	0,05	0,02	0,01
Zn	19	0,02	0,07	0,04	0,02
Al	19	0,03	1,36	0,34	0,47

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 25 cm Tiefe (BL25), Kakao 25a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	38	6,42	8,15	7,44	0,56
EC_{25}	38	128,53	1520,76	401,59	423,42
Na	38	8,50	144,00	49,90	41,72
K	38	0,12	0,62	0,39	0,17
Ca	38	0,83	9,57	5,74	3,29
Mg	38	0,48	2,76	1,39	0,68
Cl	38	n.n.	40,00	11,96	14,21
SO_4	38	20,00	161,00	65,11	37,22
S	33	1,94	3,75	3,10	0,57
NO_3-N	38	2,10	8,30	4,58	1,68
NH_4-N	38	0,02	0,13	0,08	0,03
TNb	38	7,60	11,10	7,12	4,33
PO_4-P	38	n.n.	0,67	0,16	0,19
P	19	0,25	3,29	1,10	1,10
Si	31	4,07	9,44	7,42	1,72
TOC	15	6,35	14,10	9,80	2,95
DOC	15	5,81	12,88	9,28	2,73
Fe	15	0,02	0,08	0,05	0,02
Cu	15	n.n.	0,02	0,01	0,01
Mn	15	0,02	0,17	0,07	0,04
Pb	15	n.n.	0,08	0,03	0,03
Zn	15	0,02	0,08	0,05	0,02
Al	15	0,02	0,10	0,07	0,03

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 65 cm Tiefe (BL65), Wald

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	38	6,46	8,22	7,50	0,46
EC_{25}	38	108,89	1057,94	341,00	238,00
Na	38	4,10	120,83	50,48	42,20
K	38	0,23	2,73	2,05	0,81
Ca	38	0,06	2,53	1,56	0,76
Mg	38	0,57	1,84	1,24	0,40
Cl	38	n.n.	20,00	6,44	5,55
SO_4	38	20,00	231,00	94,10	70,63
S	33	1,45	3,58	2,59	0,65
NO_3-N	38	n.n.	7,40	3,08	1,59
NH_4-N	38	n.n.	0,19	0,09	0,05
TNb	38	2,30	5,10	3,35	0,84
PO_4-P	38	n.n.	0,17	0,04	0,06
P	10	0,04	0,10	0,07	0,02
Si	33	7,51	11,08	8,78	1,17
TOC	33	5,27	16,13	9,10	4,25
DOC	33	4,91	15,15	7,83	3,64
Fe	16	0,02	0,39	0,13	0,12
Cu	16	n.n.	0,03	0,01	0,01
Mn	16	n.n.	0,05	0,03	0,01
Pb	16	n.n.	0,21	0,04	0,06
Zn	16	0,02	0,94	0,37	0,30
Al	16	0,03	0,17	0,08	0,04

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 65 cm Tiefe (BL65), Kakao 7a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	39	6,74	8,81	7,65	0,62
EC_{25}	39	48,45	1063,21	453,17	373,37
Na	39	2,71	15,27	6,92	4,71
K	39	0,35	0,76	0,55	0,11
Ca	39	0,01	3,03	2,11	1,02
Mg	39	0,41	1,17	0,84	0,26
Cl	39	n.n.	24,00	8,30	7,51
SO_4	39	16,00	200,00	86,07	61,56
S	34	0,36	0,73	0,51	0,11
NO_3-N	39	1,50	19,38	6,32	4,76
NH_4-N	39	0,02	0,39	0,12	0,09
TNb	39	3,60	4,50	4,00	0,34
PO_4-P	39	n.n.	0,86	0,26	0,30
P	19	0,03	0,17	0,08	0,06
Si	34	4,76	16,15	7,43	3,06
TOC	14	2,65	6,74	3,69	1,28
DOC	14	2,36	3,34	2,83	0,33
Fe	14	n.n.	0,08	0,02	0,02
Cu	14	n.n.	0,02	0,01	0,01
Mn	14	0,02	0,03	0,02	0,01
Pb	14	n.n.	0,04	0,01	0,01
Zn	14	0,02	0,05	0,03	0,01
Al	14	n.n.	0,52	0,12	0,15

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 65 cm Tiefe (BL65), Kakao 25a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	36	7,35	8,17	7,91	0,24
EC_{25}	36	184,38	1471,73	627,65	415,94
Na	36	30,00	126,27	65,86	34,61
K	36	0,27	0,52	0,41	0,11
Ca	36	0,74	5,97	3,30	2,13
Mg	36	0,10	1,52	0,82	0,44
Cl	36	n.n.	32,40	9,44	8,93
SO_4	36	33,00	483,00	159,70	127,99
S	34	0,38	3,08	2,13	0,96
NO_3-N	36	n.n.	6,21	2,30	1,78
NH_4-N	36	0,01	0,45	0,04	0,03
TNb	36	7,10	7,10	7,06	0,00
PO_4-P	36	n.n.	0,88	0,24	0,26
P	10	0,02	0,04	0,03	0,01
Si	31	5,42	15,51	10,04	3,29
TOC	14	5,30	9,50	7,42	1,41
DOC	14	4,30	8,40	6,35	1,49
Fe	14	0,03	0,50	0,17	0,16
Cu	14	n.n.	0,01	0,01	0,00
Mn	14	0,01	0,10	0,05	0,03
Pb	14	0,01	0,50	0,11	0,17
Zn	14	0,02	0,08	0,05	0,02
Al	14	0,02	0,27	0,09	0,08

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 105 cm Tiefe (BL105), Wald

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	32	6,94	8,23	7,61	0,37
EC_{25}	32	179,00	523,97	322,24	115,40
Na	32	19,69	67,73	49,13	12,63
K	32	0,08	0,30	0,19	0,09
Ca	32	0,01	0,29	0,14	0,10
Mg	32	0,21	0,73	0,37	0,12
Cl	32	n.n.	19,00	6,25	5,59
SO_4	32	17,00	206,00	96,44	52,38
S	27	1,96	4,58	3,13	0,70
NO_3-N	32	n.n.	5,40	2,31	1,75
NH_4-N	32	n.n.	0,14	0,04	0,03
TNb	32	0,40	3,10	1,29	0,95
PO_4-P	32	n.n.	0,51	0,12	0,15
P	12	0,01	0,10	0,07	0,03
Si	27	4,41	13,03	7,53	2,39
TOC	17	5,39	10,34	7,45	1,61
DOC	17	4,61	8,13	5,85	1,14
Fe	17	n.n.	0,69	0,22	0,21
Cu	17	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	17	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Pb	17	n.n.	0,21	0,13	0,51
Zn	17	n.n.	0,04	0,02	0,01
Al	17	0,04	0,87	0,30	0,22

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 105 cm Tiefe (BL105), Kakao 7a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	36	7,02	8,10	7,75	0,38
EC_{25}	36	37,92	467,09	263,02	145,67
Na	36	16,03	90,97	47,99	32,25
K	36	0,13	0,31	0,20	0,09
Ca	36	0,09	3,43	1,45	1,80
Mg	36	0,07	1,92	0,86	0,98
Cl	36	n.n.	29,00	7,12	8,71
SO_4	36	14,00	200,00	90,18	70,09
S	31	0,35	0,78	0,65	0,19
NO_3-N	36	n.n.	6,30	2,51	2,15
NH_4-N	36	n.n.	0,13	0,04	0,04
TNb	36	5,30	6,10	5,81	0,47
PO_4-P	36	n.n.	1,00	0,25	0,32
P	16	0,05	0,08	0,07	0,02
Si	31	5,95	8,71	7,20	1,15
TOC	14	3,87	7,35	5,81	1,77
DOC	14	3,15	6,41	4,93	1,65
Fe	14	0,02	0,22	0,08	0,08
Cu	14	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	14	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Pb	14	n.n.	0,22	0,08	0,09
Zn	14	n.n.	0,04	0,02	0,02
Al	14	0,03	0,10	0,07	0,03

Deskriptive Statistik, Bodenlösung aus 105 cm Tiefe (BL105), Kakao 25a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	34	7,15	8,50	8,01	0,34
EC_{25}	34	208,05	1262,96	753,72	328,76
Na	34	26,31	84,04	52,74	30,61
K	34	0,08	0,85	0,61	0,32
Ca	34	0,27	2,05	1,08	0,89
Mg	34	0,34	0,54	0,45	0,09
Cl	34	3,00	20,00	13,18	6,34
SO_4	34	32,00	335,00	118,20	114,96
S	31	1,74	2,05	1,90	0,18
NO_3-N	34	1,90	6,40	4,24	1,44
NH_4-N	34	0,01	0,15	0,09	0,05
TNb	34	2,30	4,10	3,50	1,04
PO_4-P	34	n.n.	1,38	0,40	0,44
P	14	0,54	0,54	0,54	0,02
Si	29	3,05	20,40	14,61	10,02
TOC	15	3,70	13,00	10,74	2,63
DOC	15	3,69	12,40	9,94	2,47
Fe	15	0,02	1,57	0,70	0,75
Cu	15	n.n.	0,03	0,02	0,01
Mn	15	0,01	0,12	0,06	0,05
Pb	15	0,01	0,04	0,02	0,02
Zn	15	0,01	0,14	0,08	0,05
Al	15	0,05	1,19	0,51	0,62

Deskriptive Statistik, Grundwasser (GW), Wald

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	33	3,50	5,40	5,00	0,30
EC_{25}	33	13,08	25,90	18,44	4,43
O_2	33	1,42	7,07	4,19	1,54
Na	33	0,44	1,61	1,11	0,31
K	33	0,40	1,10	0,67	0,26
Ca	33	0,08	0,48	0,18	0,11
Mg	33	0,03	0,23	0,10	0,06
Cl	33	n.n.	14,00	5,78	4,69
SO_4	33	8,00	128,00	42,08	33,40
S	28	0,05	0,66	0,33	0,17
NO_3-N	33	n.n.	3,30	1,17	0,92
NH_4-N	33	0,06	0,56	0,26	0,16
TNb	33	0,40	1,30	0,69	0,29
PO_4-P	33	n.n.	0,46	0,14	0,18
P	16	0,01	0,02	0,02	0,01
Si	33	0,98	2,05	1,37	0,32
TOC	16	1,12	3,78	2,42	0,68
DOC	16	1,47	2,62	2,09	0,37
Fe	16	n.n.	0,04	0,02	0,01
Cu	16	n.n.	n.n.	n.n.	0,00
Mn	16	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Pb	16	n.n.	0,04	0,01	0,01
Zn	16	0,01	0,05	0,03	0,01
Al	16	0,01	0,11	0,04	0,04
PM	16	104,77	221,89	144,63	45,57

Deskriptive Statistik, Grundwasser (GW), Kakao 7a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	26	4,82	5,84	5,34	0,29
EC_{25}	26	33,10	54,68	41,15	6,56
O_2	26	0,80	3,86	2,07	0,96
Na	26	0,44	1,80	1,10	0,42
K	26	0,43	1,04	0,86	0,21
Ca	26	0,58	2,83	1,36	0,71
Mg	26	0,44	1,56	0,90	0,35
Cl	26	n.n.	16,00	5,55	5,10
SO_4	26	7,00	62,00	23,54	15,86
S	26	0,07	0,45	0,28	0,11
NO_3-N	26	n.n.	3,70	1,40	0,98
NH_4-N	26	0,34	1,54	0,91	0,34
TNb	26	0,70	2,60	1,79	0,62
PO_4-P	26	n.n.	0,61	0,13	0,22
P	16	0,21	0,55	0,31	0,16
Si	26	1,44	6,10	3,35	1,65
TOC	16	1,02	4,00	2,94	0,76
DOC	16	1,38	2,73	2,11	0,39
Fe	16	0,01	0,43	0,22	0,12
Cu	16	n.n.	n.n.	n.n.	0,00
Mn	16	0,02	0,09	0,03	0,02
Pb	16	n.n.	0,33	0,12	0,13
Zn	16	0,02	0,06	0,03	0,01
Al	16	0,02	0,12	0,07	0,03
PM	16	98,69	145,48	126,44	16,67

Deskriptive Statistik, Grundwasser (GW), Kakao 25a

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	26	4,49	5,39	4,98	0,29
EC_{25}	26	31,91	48,09	40,10	4,97
O_2	26	0,48	3,61	1,89	1,23
Na	26	0,48	1,79	1,46	0,39
K	26	0,82	2,07	1,47	0,35
Ca	26	0,54	1,25	0,77	0,20
Mg	26	0,28	0,50	0,41	0,07
Cl	26	n.n.	19,00	6,91	6,65
SO_4	26	9,00	183,00	75,75	67,96
S	26	0,31	1,05	0,67	0,21
NO_3-N	26	0,60	1,70	1,21	0,42
NH_4-N	26	0,22	1,55	0,77	0,48
TNb	26	1,20	3,20	2,14	0,69
PO_4-P	26	n.n.	0,46	0,12	0,15
P	16	0,11	0,42	0,20	0,11
Si	26	2,23	3,49	2,99	0,40
TOC	16	4,58	10,68	6,86	2,25
DOC	16	2,61	7,29	4,42	1,56
Fe	16	0,01	0,48	0,20	0,13
Cu	16	n.n.	n.n.	n.n.	0,00
Mn	16	0,01	0,03	0,02	0,01
Pb	16	n.n.	0,48	0,16	0,16
Zn	16	0,02	0,05	0,03	0,01
Al	16	0,02	0,39	0,20	0,14
PM	16	140,83	178,71	153,43	15,36

Deskriptive Statistik, Vorfluter Hana (VF)

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	208	6,40	7,20	6,88	0,24
EC_{25}	208	20,00	113,00	62,68	13,59
O_2	208	0,06	6,02	3,48	1,25
Na	208	1,87	5,89	4,16	0,69
K	208	0,60	3,03	1,55	0,59
Ca	208	1,28	8,20	3,86	1,07
Mg	208	0,58	3,94	1,91	0,53
Cl	208	n.n.	11,90	7,08	2,48
SO_4	208	9,00	253,00	71,78	56,09
S	208	0,11	1,04	0,36	0,22
NO_3-N	208	0,40	4,30	1,86	0,78
NH_4-N	208	0,00	0,12	0,03	0,03
TNb	208	0,50	6,74	4,43	0,93
PO_4-P	208	n.n.	0,64	0,32	0,18
P	200	n.n.	1,52	0,26	0,24
Si	208	4,04	8,32	5,92	0,99
TOC	197	8,61	35,21	18,07	7,44
DOC	197	8,69	20,55	14,02	3,64
Fe	197	0,51	2,35	1,39	0,37
Cu	197	n.n.	0,01	n.n.	0,00
Mn	197	n.n.	0,03	0,01	0,00
Pb	197	n.n.	1,49	0,18	0,43
Zn	197	n.n.	0,05	0,02	0,01
Al	197	n.n.	0,14	0,04	0,03
PM	197	47,95	223,79	106,06	37,64

Deskriptive Statistik, Vorfluter Audrenisrou, 01.08. bis 30.10.2004

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-abweichung
pH	81	4,89	6,59	5,70	0,50
EC_{25}	81	34,67	74,45	59,25	8,80
O_2	81	5,18	8,52	6,58	0,89
Na	81	3,21	5,36	4,43	0,59
K	81	1,16	1,46	1,30	0,09
Ca	81	2,71	4,55	3,80	0,56
Mg	81	1,10	2,02	1,68	0,27
Cl	81	1,00	10,40	5,44	2,15
SO_4	81	13,00	273,00	85,84	58,88
S	78	0,19	0,41	0,27	0,06
NO_3-N	81	0,29	1,60	0,61	0,25
NH_4-N	81	n.n.	0,41	0,08	0,09
TNb	81	0,75	5,62	1,41	1,11
PO_4-P	82	n.n.	6,31	0,16	0,70
P	77	0,01	0,05	0,03	0,01
Si	79	4,58	15,00	11,06	3,04
TOC	77	19,60	34,86	24,75	4,89
DOC	n.g.				
Fe	77	0,51	1,77	1,25	0,30
Cu	77	n.n.	n.n.	n.n.	0,00
Mn	77	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
Pb	n.g.				
Zn	77	n.n.	0,01	-0,01	0,01
Al	77	0,06	0,33	0,17	0,08
PM	77	56,71	183,94	118,59	34,74

Anhang VI: Berechnung von Stoffflüssen [kg/ha*a], 2002

Wald

	Wasser-flüsse	Wasser-flüsse	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4	S	NO_3-N	NH_4-N	TNb	N_{org}	PO_4-P	P_{tot}	Si	Al	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	TOC	DOC	POC
	[mm]	[%]	[kg/ha]																						
FNS	1862	100	27,7	6,7	7,6	2,6	76,9	944,8	5,6	19,6	6,2	n.g.	n.g.	4,2	6,5	3,4	1,4	0,2	0,0	0,1	0,0	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BNS	1620	87	37,8	65,3	20,7	9,9	81,8	803,5	7,7	29,5	7,1	n.g.	n.g.	4,0	7,6	7,0	0,9	0,3	0,2	0,1	0,1	0,3	n.g.	n.g.	n.g.
BL25/BL65	1583	75	934,6	30,4	20,8	17,5	128,6	1474,8	42,1	57,2	1,1	77,5	19,1	1,4	0,9	166,3	3,3	3,9	0,4	0,3	0,1	3,5	280,0	214,7	65,3
BL105	335	18	161,9	0,6	0,4	1,2	22,9	305,8	10,3	7,5	0,1	4,1	-3,6	0,4	0,3	25,2	1,1	0,8	0,0	1,3	0,0	0,1	25,2	19,9	5,2
VF	578	33	23,8	8,5	22,0	11,0	39,7	409,9	2,0	10,3	0,2	5,9	-4,6	1,7	1,5	33,6	0,2	8,0	0,1	1,6	0,0	0,1	104,1	78,8	25,3

Kakao 7a

2002	Wasser-flüsse	Wasser-flüsse	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4	S	NO_3-N	NH_4-N	TNb	N_{org}	PO_4-P	P_{tot}	Si	Al	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	TOC	DOC	POC
	[mm]	[%]	[kg/ha]																						
FNS	1862	100	27,7	6,7	7,6	2,6	76,9	944,8	5,6	20,5	4,8	n.g.	n.g.	1,4	6,5	3,4	1,4	0,2	0,0	0,1	0,0	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BNS	1657	89	38,8	95,2	26,5	12,1	118,0	1646,6	11,4	26,6	8,1	n.g.	n.g.	8,5	8,0	8,6	0,8	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BL25/BL65	1583	85	260,1	8,5	31,4	17,8	118,8	1186,2	13,3	89,8	1,4	92,7	1,5	3,3	1,5	119,5	3,5	0,4	0,3	0,3	0,6	0,5	128,1	118,7	9,4
BL105	508	29	302,3	1,0	5,2	3,2	44,5	449,4	3,4	14,4	0,2	31,4	16,7	1,5	0,4	38,3	0,4	0,5	0,0	0,5	0,0	0,1	31,4	26,6	4,7
VF	578	33	23,8	8,5	22,0	11,0	39,7	409,9	2,0	10,3	0,2	5,9	-4,6	0,6	1,5	33,6	0,2	8,0	0,1	1,6	0,0	0,1	104,1	78,8	25,3

Kakao 25a

2002	Wasser-flüsse	Wasser-flüsse	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4	S	NO_3-N	NH_4-N	TNb	N_{org}	PO_4-P	P_{tot}	Si	Al	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	TOC	DOC	POC
	[mm]	[%]	[kg/ha]																						
FNS	1639	100	24,4	5,9	6,7	2,3	67,7	831,6	4,9	18,0	4,2	n.g.	n.g.	1,2	5,8	3,0	1,2	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BNS	1491	87	33,3	77,0	15,1	10,6	70,0	964,2	13,1	25,3	6,4	n.g.	n.g.	6,9	8,5	7,0	0,8	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BL25/BL65	1393	75	524,5	5,4	68,9	16,9	148,3	1489,5	36,1	56,0	2,0	115,9	57,9	2,9	8,7	112,2	1,2	1,8	0,9	1,2	0,1	0,6	121,0	108,1	12,9
BL105	508	31	474,7	2,6	4,8	2,2	67,7	566,7	9,6	20,1	0,4	16,3	-4,2	2,1	2,8	59,5	1,6	8,1	0,2	0,1	0,1	0,4	38,9	18,7	20,2
VF	578	33	23,8	8,5	22,0	11,0	39,7	409,9	2,0	10,3	0,2	5,9	-4,6	0,6	1,5	33,6	0,2	8,0	0,1	1,6	0,0	0,1	104,1	78,8	25,3

Mittel Kakao

2002	Wasser-flüsse	Wasser-flüsse	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4	S	NO_3-N	NH_4-N	TNb	N_{org}	PO_4-P	P_{tot}	Si	Al	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	TOC	DOC	POC
	[mm]	[%]	[kg/ha]																						
FNS	1751	100	26,1	6,3	7,2	2,5	72,3	888,2	5,3	19,3	4,5	n.g.	n.g.	1,3	6,1	3,2	1,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BNS	1574	88	36,1	86,1	20,8	11,3	94,0	1305,4	12,2	26,0	7,3	n.g.	n.g.	7,7	8,2	7,8	0,8	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	n.g.	n.g.	n.g.
BL25/BL65	1488	80	392,3	6,9	50,1	17,3	133,6	1337,8	24,7	72,9	1,7	104,3	29,7	3,1	5,1	115,8	2,4	1,1	0,6	0,7	0,3	0,6	124,6	113,4	11,1
BL105	525	30	388,5	1,8	5,0	2,7	56,1	508,1	6,5	17,2	0,3	23,8	6,2	1,8	1,6	48,9	1,0	4,3	0,1	0,3	0,0	0,2	35,1	22,7	12,5
VF	578	33	23,8	8,5	22,0	11,0	39,7	409,9	2,0	10,3	0,2	5,9	-4,6	0,6	1,5	33,6	0,2	8,0	0,1	1,6	0,0	0,1	104,1	78,8	25,3

Lebenslauf

Name:	Elke Kerstin Fischer
Geburtsdatum:	01. Juli 1971
Geburtsort:	Ansbach
Staatsangehörigkeit:	Deutsch

Schulausbildung

08/1982 – 05/1990	Theresien-Gymnasium Ansbach Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Studium

10/1991 – 04/1998	Georg-August-Universität Göttingen:
	Grundstudium Geographie (Diplom) mit den Nebenfächern Botanik und Geologie
	Hauptstudium Geographie (Diplom) mit den Nebenfächern Botanik und Bodenkunde, Diplom 05/1998

Beruf

10/1998 – 08/1999	Wissenschaftliche Hilfskraft, Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen
seit 09/1999	Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen

Promotion

Seit 04/2001	Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen mit dem Dissertationsthema:

„Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffhaushalt im Teileinzugsgebiet des Hana an der Grenze des Taï-Nationalparks (Côte d'Ivoire)"

Ein Vergleich zwischen Wald und Kakaoplantagen