

**Monitoring der Vegetationsdynamik in Ostafrika mit multisensoralen
Satellitendaten**

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch–Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich–Wilhelms–Universität Bonn

vorgelegt von

Doris Klein

aus

Reußmarkt

Bonn, Juni 2008

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch–Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich–Wilhelms–Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. G. Menz
2. Referent: Prof. Dr. S. Schmidlein

Tag der Promotion: 21.10.2008

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn unter
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2009

Danksagung

Mein Dank gilt in erster Linie Herrn Prof. Dr. Gunter Menz für die Betreuung, Unterstützung und konstruktive Diskussion meiner Arbeit sowie die Möglichkeit, die Dissertation im Rahmen des DFG-Projektes in der Fernererkundungsarbeitsgruppe zu schreiben. Ebenso möchte ich mich bei Dr. Matthias Braun für die wertvollen Diskussionen und die Unterstützung bei der Feldarbeit bedanken.

Des Weiteren geht mein Dank an die Deutsche Forschungsgesellschaft (DFG) für die Finanzierung des Projektes „Erfassung und Modellierung regionaler Vegetationsveränderungen in Zentralkenia mit multisensoralen Satellitendaten“ (ME-919/1-4), in dessen Rahmen diese Arbeit durchgeführt wurde, sowie der Europäischen Welt- raumorganisation (ESA) für die kostenlose Bereitstellung der ENVISAT-Daten im Rahmen des Principal-Investigator-Projektes AO-113. Für die Informationen über lokale Gegebenheiten und GIS-Daten möchte ich den Mitarbeitern des Natural Resource Management Trust in Nanyuki einen herzlichen Dank aussprechen. Für die IDL-Programme zur Klassifikation mit Neuronalen Netzen möchte ich mich bei Dr. Mort Canty (Forschungszentrum Jülich) bedanken sowie bei Albert Moll für die IDL-Programme zur Berechnung der Texturmaße und bei Jan Richters für die Hilfe bei dem IDL-Programm für die Geokorrektur der MERIS-Daten.

Ein spezieller Dank gilt meinen Mitarbeitern im DFG-Projekt Christoph Pannhausen, Albert Moll, Andreas Vater und Jan Blöthe für ihren Einsatz und ihre Hilfe bei der Bestellung, Prozessierung und Archivierung der Satelliten- und Felddaten.

Ein herzlicher Dank geht an Benson Mwangi, meinen Fahrer und Feldassistenten in Kenia, der uns heil und sicher zu alle gewünschten Orten brachte und bei Befragungen übersetzte sowie an Joseph Ndungu, der unsere Aufenthalte in Nanyuki organisierte. Ebenfalls danken möchte ich Dr. Nick Giorgiadis für die Diskussionen und die Ermöglichung eines Aufenthaltes auf Mpala. Des Weiteren geht mein Dank an Dr. Hans-Peter Liniger für die Möglichkeit, in seinem wunderbaren Haus in Nanyuki wohnen zu dürfen und Wambui und Ben für ihre Hilfe dort. Nicholas und Zacchary danke ich für ihre Hilfe bei den Exkursionen zum Mt. Kenya und bei der Befragung von Bauern. Dankbar bin ich auch den Farmbesitzern des Laikipia und dem Management der Forststationen am Mt. Kenya für Informationen über das Vegetationsmanagement und die Bereitstellung ihrer Regendaten.

Ein besonderer Dank gilt den Mitgliedern der Fernerkundungsarbeitsgruppe (RSRG) für Ihre Unterstützung. Insbesondere möchte ich Julia Röhrig danken für die Zusammenarbeit bei der Berechnung der phänologischen Maße. Für die vielen wichtigen Diskussionen und Aufmunterungen möchte ich ihr und auch Torsten Welle, Peter Poete und Birte Schöttker herzlich danken. Für die Diskussionen zur PLS-Regression danke ich Konstanze Kleinod und für die Einführung in Latex geht mein Dank an Jan Richters, Michael Schmidt und Michael Judex. Für seine zuverlässige Hilfe bei allen technischen Belangen und Gemütslagen möchte ich Tomasz Dobrzeniecki danken.

Außerdem möchte ich mich herzlich bei Victoria Lenz für ihre Ermutigungen und Hilfe nicht nur beim Korrekturlesen bedanken. Und nicht zuletzt geht mein Dank von ganzem Herzen an meinen Freund Heinrich Lingner für die Liebe und Geduld sowie an meine gesamte Familie für ihre unermüdliche Unterstützung und Aufmunterungen während der letzten Jahre.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	x
Abkürzungsverzeichnis	xi
Zusammenfassung	xv
Abstract	xvii
1. Vorwort	1
2. Vegetationsdynamik, Landnutzungswandel und Landdegradation	3
2.1. Stand der Forschung	4
2.1.1. Vegetationsdynamik und Landnutzungswandel	4
2.1.2. Landnutzungswandel und Landdegradation	7
2.1.3. Erfassung der Vegetationsdynamik mit Fernerkundung	9
2.1.4. Multisensoralität als Kombination unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Skalen	11
2.2. Ziel und Struktur dieser Arbeit	12
2.2.1. Inhaltliche Einbettung	12
2.2.2. Methodische Vorgehensweise	15
3. Landnutzungsdruck im Mt. Kenya-Gebiet	19
3.1. Lage des Mt. Kenya-Gebietes	19
3.2. Niederschlag - eine unzuverlässige Größe	21
3.3. Pedologische Gegebenheit	25
3.4. Natürliche Vegetation	26
3.5. Landnutzungswandel und Konflikte	29
3.6. Wachsender Bevölkerungsdruck	31
3.7. Zusammenfassung	33

4. Datengrundlage und Aufbereitung	37
4.1. ENVISAT MERIS	39
4.1.1. Vorverarbeitung	42
4.2. ENVISAT ASAR	44
4.2.1. Georeferenzierung	45
4.2.2. Filter	46
4.3. SPOT VEGETATION	46
4.3.1. Vorverarbeitung	47
4.4. LANDSAT TM und ETM+	47
4.5. TERRA ASTER	48
4.6. Vergleich der spektralen Aufnahmebereiche der unterschiedlichen Sensoren	49
4.7. Geländedaten	49
4.7.1. Felddaten	49
4.7.2. Digitale Luftbilder	50
4.7.3. Zusätzliche Datensätze	52
4.8. Zusammenfassung	52
5. Multisensorale Vegetationsklassifikation	53
5.1. Vegetationsklassifikation mit Mikrowellendaten von ASAR	55
5.1.1. Vegetationsspezifische Rückstreuung von Mikrowellen	56
5.1.2. Klassifikationsschema	58
5.1.3. Berechnung von Texturmaßen	60
5.1.4. Ergebnisse und Diskussion	62
5.1.4.1. Einfluss der Texturmaße	62
5.1.4.2. Einfluss der Anzahl der Texturmaße	63
5.1.4.3. Einfluss der Polarisierung	64
5.1.4.4. Einfluss von Multitemporalität	66
5.1.4.5. Maximum Likelihood Klassifikation	67
5.1.5. Schlussfolgerung	69
5.2. Datenfusion von MERIS und ASAR	71
5.2.1. Datenfusionsmethoden und Klassifikation	71
5.2.2. Ergebnisse und Diskussion	74
5.2.3. Schlussfolgerung	79

5.3.	Vergleich mit anderen Klassifikationen	80
5.3.1.	Klassifizierte Flugsequenz	80
5.3.2.	Globale und regionale Klassifikationen	85
5.3.3.	Schlussfolgerung	88
5.4.	Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Datensätze	89
6.	Innerannuelle Vegetationsschwankungen	91
6.1.	Erfassung saisonaler Variation mit statistischen Maßen	92
6.1.1.	Neue MERIS Vegetationsindizes	93
6.1.1.1.	MERIS Global Vegetation Index (MGVI)	94
6.1.1.2.	MERIS Red Edge Position (REP)	94
6.1.1.3.	MERIS Terrestrial Chlorophyll Index (MTCI)	96
6.1.2.	Saisonale Variation der MERIS Indizes und der ASAR-Rückstreuungen	96
6.1.2.1.	MGVI, REP, MTCI und ihre saisonale Variation	97
6.1.2.2.	ASAR HH-, HV- und VV-Polarisation und ihre saisonale Variation	98
6.1.2.3.	Innerannuelle Variation entlang eines ökologischen Gradienten	98
6.1.2.4.	Innerannuelle Variation innerhalb der Landbedeckungsklassen	102
6.1.3.	Saisonale Variation zwischen 1999-2004	105
6.1.4.	Schlussfolgerung	106
6.2.	Erfassung saisonaler Variation mit phänologischen Maßen	108
6.2.1.	Phänologische Maße	109
6.2.2.	Phänologische Maße zwischen 1999-2004	112
6.2.2.1.	Vegetationsperioden entlang eines ökologischen Gradienten	115
6.2.2.2.	Vergleich der phänologischen Daten mit Werten aus der Literatur	116
6.2.3.	Schlussfolgerung	117
6.3.	Niederschlag und Vegetationsreaktion im semiariden Raum	118
6.3.1.	Zusammenhang zwischen Niederschlag und NDVI	118
6.3.2.	Schlussfolgerung	121

7. Interannuelle Vegetationsveränderungen	123
7.1. Erfassung mit einer hohen räumlichen Auflösung (LANDSAT/ASTER)	124
7.2. Erfassung mit einer hohen zeitlichen Auflösung (SPOT VEGETATION)	129
7.3. Veränderungsmagnitude, Phänologie und Vegetationsklassen	132
7.4. Vergleich der Ergebnisse von LANDSAT/ASTER und SPOT VEGETATION	137
7.5. Schlussfolgerung	138
8. Vegetationsdynamik und Landnutzung im Mt. Kenya-Gebiet	141
8.1. Vegetationsveränderungen und Landnutzung	142
8.2. Interannuelle Vegetationsschwankungen und Landdegradation	144
8.2.1. Trend des annuellen V _k als Zeichen von Degradation?	145
8.2.2. Weideland im Equilibrium oder Disequilibrium?	147
8.3. Die Unbeständigkeit der Vegetationsperioden und Landnutzung	150
8.4. Zusammenfassung: Degradierete und degradationsgefährdete Gebiete	152
9. Fazit und Ausblick	157
Literatur	164
A. Anhang	185

Abbildungsverzeichnis

2.1. Übergangsstadien der Landnutzung	6
2.2. Einflussfaktoren der Vegetationsdynamik	13
2.3. Methodische Vorgehensweise in der Arbeit	16
3.1. Lage des Untersuchungsgebietes	20
3.2. Langjährige Jahresniederschläge (1934-2004)	21
3.3. Lage der Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet	22
3.4. Variationskoeffizient des Jahresniederschlags	23
3.5. Anteile der saisonalen Niederschläge am Jahresniederschlag	24
3.6. Böden des Untersuchungsgebietes	26
3.7. Typische Acaia-Themeda-Grasflur	27
3.8. Kleinbäuerliche Farmen südlich von Nanyuki	32
3.9. Zeitliche Einordnung wichtiger Ereignisse und Prozesse im Laikipia-Distrikt	35
4.1. Übersicht der verwendeten Satellitendaten	38
4.2. Das Aufnahmesystem von MERIS	40
4.3. Schematische Darstellung eines MERIS-Detektors	40
4.4. Eine georeferenzierte Sequenz der digitalen Luftbilder	51
5.1. Jeffries-Matusita-Distanz für unterschiedliche Texturmaße	63
5.2. Jeffries-Matusita-Distanz für eine unterschiedliche Anzahl von Texturmaßen	64
5.3. Jeffries-Matusita-Distanz für alle Texturmaße für die unterschiedlichen Polarisationen	65
5.4. Klassentrennbarkeit für eine zunehmende Anzahl von Bildern unterschiedlicher Zeitschnitte	66

5.5. Vergleich der Maximum-Likelihood-Klassifikationen der unterschiedlichen Datensätze	74
5.6. Lage der kleinbäuerlichen Farmen und ihre Landbedeckung	78
5.7. Vergleich der Klassifikation der Flugsequenz auf unterschiedlichen Skalen	82
5.8. Vergleich der Klassifikation der Flugsequenz und der MERIS-ASAR-Klassifikation des Layerstack	84
5.9. Vergleich von globalen Klassifikationen und der MERIS-ASAR-Klassifikation des Layerstack	86
6.1. Saisonaler mittlere MGVI- und REP-Verlauf	97
6.2. Mittlere Rückstreuintensität für die Polarisationen HH, HV und VV im saisonalen Verlauf	98
6.3. Verlauf der Mittelwerte und Variationskoeffizienten von MGVI, REP, MTCI, ASAR HH, HV, VV im Vergleich zu der Landbedeckung entlang des Flugtransektes	100
6.4. Jahresmittelwert und Variationskoeffizient (Vk) mit ihrer Standardabweichung für verschiedene Klassen für den Zeitraum August 2003 bis Juli 2004	103
6.5. Landnutzung, Landbedeckung und Variationskoeffizienten entlang des Flugtransektes	105
6.6. Bestimmung der Vegetationsperiode	109
6.7. Beginn und Länge der Vegetationsperioden von August 2003 bis Juli 2004	110
6.8. Relative Häufigkeit der verschiedenen Vegetationsperioden	112
6.9. Mittlerer Beginn und Länge der Vegetationsperioden von 1999 bis 2004	114
6.10. Landnutzung, Landbedeckung und phänologische Maße entlang des Flugtransektes	115
6.11. Ausprägung der Vegetationsperioden in Bezug auf die Landbedeckungsklasse und den Niederschlag	119
6.12. Maximale Korrelation zwischen Niederschlag und NDVI	120
7.1. Vegetationsveränderungen über den Zeitraum 1987-2005	127
7.2. Veränderungsrichtung je Vegetationsklasse	128
7.3. Anzahl der Jahre mit einer hohen Veränderungsmagnitude	130

7.4. Prozentuale Anteile der Jahre mit einer hohen Veränderungsmagnitu- de von 1999-2004 je Vegetationsklasse	131
8.1. Vegetationsveränderungen ausgewiesen mit LANDSAT/ASTER je Landnutzung und Vegetationsklasse	142
8.2. Ein kleinbäuerliches Feld	143
8.3. Mittlerer dekadischer Verlauf des Niederschlags, des SPOT VEGE- TATION NDVI und ihre jeweilige Standardabweichung von 1999 bis 2004	145
8.4. Signifikanter Trend der annualen Variationskoeffizienten von 1999-2004	146
8.5. Interannualer Variationskoeffizient (Vk) der NDVI-Jahressummen im Vergleich zu den Vk der Niederschlagsjahressummen	148
8.6. Länge der Vegetationsperioden und Lage der kleinbäuerlichen Farmen	151
8.7. MLK Layerstack mit einer Übersicht degradationsgefährdeter Gebiete	153
8.8. Vergleich der „Hot Spot“-Gebiete mit den Flächen verringerter Vege- tationsbedeckung	154

Tabellenverzeichnis

4.1. Operationelle Aufnahmebereiche, Bandbreiten und mögliche Anwendungsfelder der einzelnen MERIS-Kanäle	41
4.2. Verfügbare ASAR-Datensätze	45
4.3. Vergleich der Aufnahmebereiche der unterschiedlichen Sensoren . . .	49
5.1. Anteil der unterschiedlichen Vegetationskomponenten an der Abschwächung der Mikrowellen vom Sensor zur Erde	57
5.2. Klassifikationsschema	59
5.3. Klassentrennbarkeit für den Mittelwert und die Varianz für alle Zeitschnitte und beide Polarisationen	67
5.4. MLK des Mittelwertes und der Varianz beider Polarisationen von 4 ASAR-Zeitschnitten	68
5.5. Vergleich der Klassifikationsgenauigkeiten der unterschiedlichen Datensätze	76
5.6. Prozentuale Übereinstimmung der Flugtransektklassifikation und der MLK des MERIS-ASAR-Layerstack auf unterschiedlichen Skalen . .	85
7.1. Gewichtete Regressionskoeffizienten für die PLS-Regression zwischen CVA-Magnitudo und der Veränderung von Beginn, Länge und integriertem NDVI	135
A.1. Konfusionsmatrix der MLK, des Mittelwertes und der Varianz der ASAR-Daten für 4 Zeitschnitte und beide Polarisationen	186
A.2. Anzahl der Pixel und Polygone je Trainings- und Validierungsdatensatz für die Klassifikation	186
A.3. Zuordnung der eigenen Klassen zu den IGBP-Klassen	187
A.4. Regressionskoeffizient, Bestimmtheitsmaß und Anzahl der Pixel pro Vegetationsklasse entlang des ökologischen Gradienten	187

A.5. Gewichtete PLS-Regressionskoeffizienten für tatsächliche und modellierte Veränderungsmagnituden basierend auf den Veränderungen für Beginn und Länge der verschiedenen Vegetationsperioden je Vegetationsklasse	188
A.6. Anteil der Landbedeckungsklassen je Landnutzung	188

Abkürzungsverzeichnis

ADS	Annotation Data Set
ASAR	Advanced Synthetic Aperture Radar
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer
AVIRIS	Airborne Visible/Infra Red Imaging Spectrometer
CASI	Compact Airborne Spectrographic Imager
CVA	Change-Vector-Analyse
CVM	Change-Vector-Magnitude
DDV	Dark Dense Vegetation
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DHM	Digitales Höhenmodell
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
ENSO	El Niño Southern Oscillation
ENVI	Environment for Visualizing Images
ENVISAT	Environmental Satellite
ERS-1/2	European Remote Sensing Satellite
ESA	European Space Agency
ETM+	Enhanced Thematic Mapper
EVI	Enhanced Vegetation Index
FAO	Food and Agricultural Organisation
FSK	Flugstreifenklassifikation
FNN	Feed-forward Neural Networks
GADS	Global Annotation Data Sets
GCP	Ground Control Point
GCTE	Global Change and Terrestrial Ecosystems
GIS	Geographisches Informationssystem

GLP	Global Land Project
GEF	Global Environment Facility
GPS	Global Positioning System
HDF	Hierarchical Data Format
HSV	Hue-Saturation-Value
IDL	Interactive Data Language
IFOV	Instantaneous Field of View
IGBP	International Geosphere-Biosphere Programme
IHDP	International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LADA	Land Degradation Assessment in Drylands
LAI	Leaf Area Index
LCCS	Land Cover Classification System
LUCC	Land Use and Cover Change
MAD	Multivariate Alteration Detection
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer
MGVI	MERIS Global Vegetation Index
MLK	Maximum Likelihood Klassifikation
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MPH	Main Product Header
MSS	Multi Spectral Scanner
MTCI	MERIS Terrestrial Chlorophyll Index
MVC	Maximum ValueComposite
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalised Differenced Vegetation Index
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NPP	Nettoprimärproduktion
NRC	Non-Residential Cultivation System
NRM ³	Natural Resource Monitoring, Modelling and Management
PCA	Principle Component Analysis
PLS	Partial Least Squares
REP	Red Edge Position
RFE	Rainfall Estimate

RMS	Root Mean Square
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-view
SMAC	Simplified Method for Atmospheric Correction
SPH	Specific Product Header
TM	Thematic Mapper
UTM	Universal Transverse Mercator
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification
UNCOD	United Nations Conference on Desertification
UNEP	United Nations Environmental Programme
USGS	United States Geological Survey
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
Vk	Variationskoeffizient

Zusammenfassung

Diese Arbeit hat zum Ziel, die Vegetationsbedeckung sowie die Vegetationsdynamik in ihrer saisonalen und interannuellen Ausprägung mit Hilfe multisensoraler Satellitendaten zu erfassen. Auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen werden vor allem degradierte Flächen, im Sinne einer verringerten Vegetationsbedeckung, analysiert. Das Untersuchungsgebiet liegt westlich des Mount Kenya in Zentralkenia, in einem semihumiden bis semiariden Gebiet, geprägt von einer hohen raum-zeitlichen Niederschlagsvariabilität, hohem Bevölkerungsdruck und unterschiedlichen Landnutzungssystemen.

Die Klassifikation der Vegetationsbedeckung erfolgte mit Hilfe unterschiedlicher Methoden, um das Potential der Kombination der neuen ENVISAT MERIS- und ASAR-Daten zu prüfen. Für die untersuchten 10 Landbedeckungsklassen wurde mit der Maximum Likelihood Klassifikation des Layerstack von MERIS- und ASAR-Daten die höchste Gesamtgenauigkeit mit 64 % erreicht, gefolgt von 62 % bei der Klassifikation mit Neuronalen Netzen. Der Vorteil gegenüber der Klassifikation von MERIS-Daten allein liegt hauptsächlich in der erhöhten räumlichen Auflösung. Die Klassifikation von ASAR-Daten allein oder unter Verwendung zusätzlicher Texturmaße ergab nur geringe Gesamtgenauigkeiten.

Die Analyse der saisonalen Dynamik erfolgte zum einen über den annualen Variationskoeffizienten (V_k) der neuen MERIS Vegetationsindizes, „MERIS Global Vegetation Index“ (MGVI), „MERIS Terrestrial Chlorophyll Index“ (MTCI), „Red Edge Position“ (REP) und der Radarrückstreuung von ASAR (HH-, HV- und VV-Polarisation), zum anderen über phänologische Maße, die mit SPOT VEGETATION NDVI berechnet wurden. Die klassenweise Analyse des V_k über den Verlauf eines Jahres zeigt, dass degradierte Flächen mehrheitlich einen höheren V_k bei einem niedrigeren Mittelwert aufweisen. Die räumlichen Muster von Vegetationsbeginn und -länge geben vor allem die Niederschlagsmuster wieder. Bei geringen Niederschlagsmengen scheinen sich die degradierten Flächen jedoch in ihrer Phänologie zu unterscheiden. Entsprechend ist die Korrelation zwischen geringen Niederschlägen und dem NDVI standortspezifisch.

Für die Untersuchung der interannuellen Vegetationsänderungen wurde mit einer hohen räumlichen jedoch geringen zeitlichen Auflösung die NDVI-Differenz von LANDSAT TM, ETM+ und ASTER für den Zeitraum 1987 bis 2005 berechnet. Für

die Veränderungsdetektion mit einer hohen zeitlichen jedoch geringen räumlichen Auflösung wurde mittels Change-Vektor-Analyse (CVA) eine SPOT VEGETATION NDVI-Zeitreihe von 1999 bis 2004 analysiert. Während die multitemporale CVA in diesem semiariden Ökosystem vor allem niederschlagsbedingte Änderungen zeigte, konnten mit den LANDSAT- und ASTER-Daten Gebiete höchster und konstant negativer Vegetationsänderung ausgewiesen werden. Sie liegen vor allem im Bereich der kleinbäuerlichen Farmen und deuten auf die Übernutzung der Savannenvegetation hin.

Schließlich wurden die verschiedenen Ergebnisse in einem Geographischen Informationssystem zueinander in Beziehung gesetzt, um bereits degradierte und degradationsgefährdete Gebiete, sogenannte „Hot Spots“ der Vegetationsentwicklung, auszuweisen. Insbesondere für diese Regionen ist ein angepaßtes Ressourcenmanagement dringend notwendig, um eine weitere Degradation zu verhindern und eine nachhaltige Nutzung zu ermöglichen. Die Ergebnisse dieser Studie bezüglich Vegetationsdynamik und Landdegradation können als Grundlage für ein weiteres Monitoring in diesem fragilen Ökosystem dienen, sowie als Basis für ein Entscheidungsunterstützungssystem für Landmanagement.

Abstract

In this thesis, vegetation cover as well as vegetation dynamics in its seasonal and interannual variation are analysed using multi-sensoral satellite data. Especially degraded areas in terms of a reduced vegetation cover are investigated on different spatial and temporal scales. The study area is located in central Kenya, west of Mount Kenya, in a semi-humid to semi-arid environment characterised by high rainfall variability, a high population density and different land use systems.

The vegetation cover was classified using different methods in order to test the potential of combining ENVISAT MERIS and ASAR data. The highest classification accuracy (65 %) was achieved using the Maximum Likelihood classification of a layer stack of MERIS and ASAR data for 10 land cover classes. Using feed-forward neural networks resulted in a similarly good classification accuracy (62 %). The main advantage in using a combination of MERIS and ASAR data lies in the higher spatial resolution of the resulting classification in comparison with a classification based on the MERIS data alone. The classification of ASAR data alone or in combination with texture measures resulted in rather low classification accuracies.

The seasonal dynamics were analysed first by using the coefficient of variation (CV) of several new MERIS vegetation indices, „MERIS Global Vegetation Index“ (MGVI), „MERIS Terrestrial Chlorophyll Index“ (MTCI), „Red Edge Position“ (REP), and the HH-, HV- and VV-polarized radar data from ASAR sensor. Second, phenological metrics were calculated based on SPOT VEGETATION NDVI. The class specific investigation of CV over one year showed that degraded areas are mainly characterised by higher CV and lower mean values. The spatial pattern of start and length of the vegetation periods reflected primarily the main rainfall patterns. However, after sparse precipitation, differences in phenology can be attributed to different land cover types. Accordingly the correlation of time series with low rainfall amounts and NDVI shows site specific differences.

To monitor interannual vegetation cover changes at high spatial but low temporal resolution, NDVI differences were calculated for LANDSAT TM, ETM+ and ASTER images between 1987 and 2005. To calculate vegetation changes at low spatial but high temporal resolution Change-Vector-Analysis (CVA) of SPOT VEGETATION NDVI-time series from 1999 to 2004 was applied. While the multitemporal CVA captures mainly changes due to the high rainfall variability in this semi-arid

environment, by using LANDSAT- and ASTER-data enabled the identification of areas characterised by a pronounced and constant negative vegetation change. These sites are found mostly within the area of small scale farms and indicate an overuse of savanna vegetation.

Finally, the different results were displayed using a Geographic Information System (GIS) to delineate areas either being at risk of degradation or already degraded areas. Areas with uncertain vegetation periods, high rainfall variability, vegetation decrease and a high population pressure may lead to „hot spots“ of vegetation change. Particularly for these regions an adapted resource management is essential to avoid further land degradation and to ensure more sustainable land use practices. The results on vegetation dynamics and land degradation may provide not only a comprehensive basis for the further monitoring of this fragile ecosystem but could also serve as decision support on land management.

1. Vorwort

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Erde durch den menschlichen Eingriff immens verändert (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Im globalen Wandel spielt neben dem Klimawandel der Landnutzungswandel eine bedeutende Rolle. Die Folgen der landwirtschaftlichen und weidewirtschaftlichen Landnutzung auf die Funktionen des Ökosystems sowie die Rückkoppelung auf das Erdsystem müssen verstärkt untersucht und quantifiziert werden (GLP, 2005). Afrika ist wegen seiner sozial-ökologischen Struktur besonders vulnerabel bezüglich des globalen Wandels. Selbst die kürzlich vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) prognostizierte Zunahme der Niederschläge in Ostafrika im Laufe dieses Jahrhunderts (Solomon et al., 2007), wird die Vulnerabilität nicht direkt mindern, da eines der größten Probleme die extremen interannuellen Niederschlagsvariabilitäten darstellen.

Der Landnutzungswandel wirkt sich direkt auf die Vegetationsdynamik aus, deren Bedeutung von der globalen bis zur lokalen Ebene reicht. Die Vegetation spielt global unter anderem beim Kohlenstoffkreislauf eine wesentliche Rolle. Lokal ist die Bedeutung als eine lebensnotwendige Ressource für die Bevölkerung insbesondere in Ländern, in denen der Agrarsektor eine herausragende Stellung einnimmt, fundamental. In Kenia arbeiten 80 % der Bevölkerung in der Landwirtschaft und erwirtschaften direkt und indirekt 53 % des Bruttoinlandprodukts (World Resources Institute et al., 2007). Die Tatsache, dass lediglich 19 % der Fläche Kenias ackerbaulich nutzbar sind (World Resources Institute et al., 2007) und ein jährliches Bevölkerungswachstum von 2,75 % zu verzeichnen ist (Kenya National Bureau of Statistics), unterstreicht die Notwendigkeit einer nachhaltigen Landnutzung.

Im Mount Kenya-Gebiet wird diese Problematik besonders deutlich. Zusätzlich ist hier mit der Beziehung zwischen dem ressourcenreichen, semihumiden Mount Kenya und dem ressourcenärmeren, semiariden bis ariden Umland, das sogenannte „High Land-Low Land“-System ein weiteres Spannungsfeld gegeben, das aus der Konkurrenz um knappe Ressourcen, allen voran Wasser und Land, resultiert. Daher wurde

die Region am westlichen Bergfuß des Mount Kenya als Untersuchungsgebiet gewählt, um auf lokaler Ebene die Vegetationsschwankungen sowie die Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen im Zeitraum von 1987 bis 2004 auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen zu untersuchen.

Forschungsarbeiten im Mount Kenya-Gebiet haben eine lange Tradition. An der Universität Bonn existiert seit mehr als 15 Jahren eine enge Zusammenarbeit mit dem „Natural Resource Management Trust“, vormals „Natural Resource Monitoring, Modelling and Management“ (NRM³), aus Nanyuki (Winiger, 1981; Winiger & Menz, 1993; Menz, 1993; Vescovi, 2000; Klein, Poete & Menz, 2002). In diesem Zusammenhang entstand nach einer Vorstudie 1999 das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderte Projekt „Erfassung und Modellierung regionaler Vegetationsveränderungen in Zentralkenia mit multisensoralen Satellitendaten“ (2003 bis 2006), in dessen Kontext diese Doktorarbeit angesiedelt ist. Über einen erfolgreichen Antrag als „Principal Investigator“ (PI) bei der europäischen Weltraumorganisation ESA war es zudem möglich als eine der ersten Arbeitsgruppen Daten des europäischen Satellitensystems ENVISAT zu nutzen. So konnte in dieser Arbeit das Potenzial der neuen Datensätze zur multisensoralen Klassifikation und zur Analyse des ostafrikanischen Savannenökosystems zusammen mit weiteren Satellitendaten geprüft werden.

2. Vegetationsdynamik, Landnutzungswandel und Landdegradation

Die Vegetation ist eine zentrale Größe des Ökosystems. Die Ökologie, Hydrosphäre, Atmosphäre sowie der Mensch beeinflussen die Vegetationsdynamik und werden von ihr beeinflusst (Linderman et al., 2005). Mit diesen Wechselwirkungen ist die Vegetationsdynamik ein wichtiges Forschungsfeld, um die Auswirkungen der menschlichen Aktivitäten auf die natürlichen Prozesse der terrestrischen Biosphäre und die daraus folgenden Wechselwirkungen mit der Atmosphäre und Hydrosphäre besser zu verstehen (GLP, 2005). Innerhalb dieses Wirkungsgeflechts wird in dieser Arbeit die Vegetationsdynamik im Zusammenhang mit Landnutzung untersucht und wie sich Landdegradation, als eine unerwünschte Folge der Landnutzung, mit unterschiedlichen Satellitendaten erfassen lässt.

In diesem Kapitel wird im ersten Teil der Stand der Forschung und der Hintergrund der Forschungsfrage erläutert. Dabei wird zuerst die Vegetationsdynamik definiert sowie der globale Landnutzungswandel als eine zentrale Ursache der Vegetationsveränderung (Kap. 2.1.1) und die Landdegradation in ihrer globalen Dimension vorgestellt (Kap. 2.1.2). Diese beiden Unterkapitel bilden den allgemeinen Hintergrund zu der oben gestellten inhaltlichen Frage nach dem Zusammenhang von Landnutzung, Vegetationsdynamik und Landdegradation. Die darauf folgenden beiden Unterkapitel befassen sich mit dem methodischen Stand der Forschung. Es werden die generellen Möglichkeiten der Fernerkundung zur Analyse der Vegetationsdynamik aufgezeigt (Kap. 2.1.3) und die zeitlichen und räumlichen Skalen von Satellitendaten diskutiert, sowie die Möglichkeit, verschiedene Daten in multisensoralen Untersuchungen zu nutzen (Kap. 2.1.4). Schließlich wird die inhaltliche Einbettung dieser Arbeit in den aufgezeigten globalen Forschungskontext vorgestellt (Kap. 2.2.1) und die metho-

dische Vorgehensweise, die gleichzeitig die inhaltliche Struktur der Arbeit beschreibt, erläutert (Kap. 2.2.2).

2.1. Stand der Forschung

2.1.1. Vegetationsdynamik und Landnutzungswandel

Unter Vegetationsdynamik versteht man allgemein die Veränderungen der Vegetation auf einer zeitlichen Skala, die von täglich bis saisonal, jährlich, dekadisch oder darüber hinaus reichen kann. Diese Veränderungen können sich je nach Ursache langsam oder schnell vollziehen, katastrophenhaft oder unterschwellig. Die Ursachen sind vielfältig, beginnend mit saisonalen Variationen (Phänologie), interannuellen meteorologischen Schwankungen, langjährigem klimatischem Wandel, menschlichen Aktivitäten, Vulkanausbrüchen oder auch plattentektonischen Bewegungen über geologische Zeiträume (NASA, 2007). Vegetationsdynamik wird im folgenden als Oberbegriff gebraucht, der sowohl annuelle und interannuelle Vegetationsschwankungen als auch Vegetationsveränderungen umfasst.

Die Untersuchung der Vegetationsdynamik ist Bestandteil der globalen Programme zur terrestrischen Ökosystemforschung. Das erste große internationale Projekt „Global Change and Terrestrial Ecosystems“ (GCTE) wurde im Rahmen der Forschung zum globalen Wandel von dem „International Geosphere-Biosphere Programme“ (IGBP) Anfang der 90er ins Leben gerufen. Dieses Projekt geht der Frage nach, wie der globale Wandel sich auf das terrestrische Ökosystem auswirkt und wie die Rückkopplung des physikalischen Klimasystems sein wird. Mitte der 90er Jahre rückte die Rolle des Menschen im globalen Wandel und sein aktiver Einfluss auf das Ökosystem verstärkt in den Vordergrund. In der Folge initiierten das naturwissenschaftlich geprägte IGBP, zusammen mit dem sozialwissenschaftlich geprägten „International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change“ (IHDP), gemeinsam das Projekt „Land-Use/Cover Change“ (LUCC). Dieses Projekt hatte zum Ziel, sowohl die Landnutzungsdynamik als auch die Landbedeckungsdynamik in ihrem regionalen Kontext zu erfassen und über integrative Modelle darzustellen. Obwohl das GCTE- und das LUCC-Projekt im Jahre 2003 bzw. 2005 endeten, wird die Forschung über die Wechselwirkungen im gekoppelten Mensch-Umweltsystem, bezogen auf die Landoberfläche im „Global Land Project“ (GLP), weitergeführt. Ziel

des GLP ist es, das gekoppelte Mensch-Umwelt-System zu erfassen, zu modellieren und zu verstehen. Die Untersuchungen gelten der Dynamik der Systemveränderungen, den Konsequenzen dieser Veränderungen und der Integration von Analysen sowie von Modellierung für die Nachhaltigkeit der Landsysteme. Es werden unterschiedliche räumliche Skalen betrachtet: sowohl das Erdsystem als ganzes, als auch die Veränderung der gekoppelten Mensch-Umwelt-Systeme auf lokaler bis regionaler Ebene (GLP, 2005).

Auf globaler Ebene sind Klima- und Landnutzungswandel zwei wesentliche Einflussfaktoren für die Vegetationsbedeckung. Dabei handelt es sich um eine komplexe gegenseitige Interaktion dieser drei Systemkomponenten. Veränderungen der Vegetation führen zu einer Veränderung der Oberflächeneigenschaften, wie Albedo oder Rauigkeit, und ändern die Austauschrate von Kohlendioxid und Wasser mit der Atmosphäre (Solomon et al., 2007). Landnutzung und -bedeckung beeinflussen somit das Klima signifikant auf regionaler und lokaler Ebene (Foley et al., 2005), was wiederum durch Telekonnetion das Klima über die Gebiete hinaus, wo die Änderungen stattfinden, bestimmen kann (Solomon et al., 2007). Sich ändernde klimatische Bedingungen führen ihrerseits zu Vegetationsänderungen, die mit sozialen und ökologischen Landnutzungsänderungen interagieren bzw. diese bedingen. Lambin, Geist & Lepers (2003) definiert fünf Faktoren, die in Kombination zu Nutzungsänderungen führen: Ressourcenknappheit führt zu einem erhöhten Druck auf Ressourcen, Märkte bieten sich ändernde Möglichkeiten, politische Interventionen, Verlust adaptiver Kapazität und Veränderungen der sozialen Organisationen sowie Einstellungen. Die Änderungen der Ökosystemgüter und -funktionen infolge von Landnutzungsänderungen zeigen eine Rückkopplung zu den Antriebsfaktoren dieser Landnutzungsänderungen (Lambin, Geist & Lepers, 2003).

In den letzten 50 Jahren wurden die Ökosysteme der Erde durch menschlichen Einfluss so stark und weitreichend verändert wie nie zuvor in einer vergleichbaren Zeitspanne. Im Vordergrund steht dabei die Nachfrage nach Nahrung, Wasser, Holz, Fasern und Energie (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Der globale Landnutzungswandel kann in mehrere Stadien unterteilt werden, beginnend mit dem Zustand vor der ersten Besiedlung der Landflächen bis hin zu einer intensiven Landnutzung (Abb.2.1). Diese Stadien stellen einen idealtypischen Verlauf dar, verschiedene Regionen der Welt können sich jedoch in unterschiedlichen Stadien befinden, die nicht notwendigerweise linear ineinander übergehen (Foley et al., 2005).

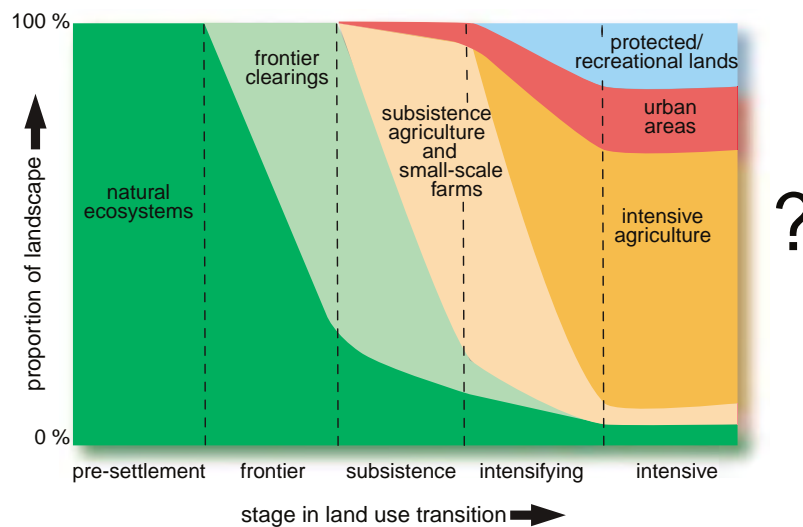


Abb. 2.1.: Übergangsstadien der Landnutzung (Quelle: Foley et al., 2005)

Die weltweit bedeutsamsten Landnutzungsänderungen der letzten Jahrzehnte sind die starke Entwaldung und die Zunahme der landwirtschaftlichen Flächen. Zwischen 1990 und 2000 wurde die Fläche des tropischen Regenwaldes weltweit jährlich um 0,52 % verringert. In Afrika waren es 0,43 %. Nicht berücksichtigt sind Baumsavannen und Trockenwälder (Achard et al., 2002). Die Gründe für den Rückzug der Wälder sind regional unterschiedlich: Während in Lateinamerika ein Großteil der Fläche für Viehzucht genutzt wurde, und sich in Asien der Wanderfeldbau ausgebreitet hat, haben sich in Afrika die kleinbäuerlichen Farmen ausgeweitet (Lambin, Geist & Lepers, 2003). Die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion erfolgte früher hauptsächlich durch Ausbreitung der landwirtschaftlichen Flächen. Seit den 1960er Jahren ist die Nahrungsmittelproduktion von der Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen entkoppelt. Eine 1,97-fache Vergrößerung der Nahrungsproduktion von 1961 bis 1996 ging mit der Ausweitung der Agrarfläche um lediglich 10 % einher, es begann also eine Intensivierung. Global gesehen wurde die bewässerte Anbaufläche erhöht und die Düngung intensiviert. Nur Afrika folgte diesem Trend nicht, die Verwendung von Düngemittel hat im gleichen Zeitraum um 1,83 % abgenommen. Ebenso sind die bewässerten Flächen nur um 0,31 % gewachsen, während weltweit die Rate bei 1,22 % liegt (Lambin, Geist & Lepers, 2003).

Auf regionaler Ebene, im Mt. Kenya-Gebiet, sind die Landnutzungsänderungen komplexer: Einerseits nehmen hier, entsprechend dem globalen Trend, die landwirtschaftlichen Flächen in Form von kleinbäuerlichen Farmen zu, andererseits gibt es zeitgleich seit den 90er Jahren auf kleinen Flächen eine Intensivierung der Landwirtschaft in Form von Hortikulturbetrieben mit Bewässerung und Düngung (Schuler, 2004). Ebenso ambivalent ist die Veränderung der Gehölzdichte: auf öffentlich zugänglichem Land wird verstärkt abgeholzt, um Kohle zu gewinnen (Kyengo, 1999), während auf privaten Wildreservaten und Viehranches teilweise eine Verbuschung stattfindet (Okello, O'Conner & Young, 2001) (siehe hierzu Kap. 3.5).

Neben den offensichtlichen Veränderungen von einer Landnutzung zu einer anderen, auch als Transformationen („conversion“) bezeichnet, stehen die Änderungen innerhalb einer Landnutzungs/-bedeckungsklasse, die sogenannten Modifikationen („modification“). Während die Transformationen recht gut dokumentiert sind, existieren wenige quantitative Studien zu Landbedeckungsmodifikationen, wie z.B. Desertifikation, Walddegradation und subtile Modifikationen des Weidelandes (Lambin, Geist & Lepers, 2003).

2.1.2. Landnutzungswandel und Landdegradation

Für die Menschheit ist Landnutzung essentiell, um den Bedarf an natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen zu decken. Andererseits führt manche Landnutzung zu einer Degradation des Ökosystems und seiner Funktionen, von denen die Menschheit abhängig ist (Foley et al., 2005).

Grundsätzlich wird Degradation des Landes definiert als die Verringerung oder der Verlust der biologischen oder ökonomischen Produktivität von Regenfeldbau, bewässertem Anbau, Weideland, Baumsavanne oder Wald durch Landnutzung oder andere menschliche Aktivität in ariden, semi-ariden oder trockenen sub-humiden Gebieten. Das beinhaltet 1.) Bodenerosion, 2.) Verminderung der physikalischen, chemischen, biologischen oder ökonomischen Eigenschaften des Bodens sowie 3.) den langfristigen Verlust natürlicher Vegetation (UNCCD, 2004).

In dieser Arbeit wird dieser dritte Aspekt der Degradation, der Verlust natürlicher Vegetation, untersucht. Die Vegetationsbedeckung gibt nicht nur durch ihre Zusammensetzung, Dichte und Güte (als „Distanz bezüglich der Klimaxvegetation“) einen Hinweis auf den Zustand des Ökosystems und damit dessen Degradation (de Jong &

Epema, 2001), sondern dient auch dem Schutz und der Verbesserung der Bodenstruktur und trägt damit zur Verminderung von Erosion sowie Erhöhung von Infiltration und Nährstoffgehalt im Boden bei (Archer, Boutton & Hibbard, 2001).

Der Aspekt der Landdegradation und in verstärkter Form, der Desertifikation genießt schon seit den 70er Jahren öffentliche Aufmerksamkeit. Bereits 1977 wurde von den Vereinten Nationen (UN) die erste Konferenz zu Desertifikation (UNCOD) in Nairobi ausgerichtet, als Folge der immer stärkeren Degradation der Trockenräume, insbesondere des Sahelgebietes. Landdegradation wird weiterhin als eines der weltweit wichtigsten Umweltprobleme gesehen. Fast 20 Jahre nach der UNCOD wurde die Convention to Combat Desertification (UNCCD) von der UN ins Leben gerufen. In dem von der UN kürzlich veröffentlichten Millennium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) wurde festgestellt, dass die weltweiten Veränderungen der letzten 50 Jahre zu einer Ökosystemdegradierung führen, die sich in den nächsten Jahrzehnten noch verstärken könnte. Vor wenigen Jahren wurde zudem von der „Global Environment Facility“ (GEF) ein neuer Schwerpunkt auf Landdegradation gelegt. Durch das Projekt „Land Degradation Assessment in Drylands“ (LADA), das Ursachen, Zustand und Folgen der Landdegradation in Trockengebieten untersucht, wurde die Problematik der Landdegradation verstärkt in den Fokus der Forschung und der Öffentlichkeit gerückt.

Insbesondere in agrarisch und weidewirtschaftlich geprägten Gebieten im semiariden Raum führt Landdegradation zu einer erhöhten Vulnerabilität, da sich klimatische Schwankungen besonders stark auswirken und oft die Möglichkeiten einer ökonomischen Kompensation fehlen. So werden z.B. die Auswirkungen von Dürre durch Landdegradation, eine Folge des Landnutzungswandels, noch verstärkt (UNEP, 2005). Die Nahrungs- und Futtermittelproduktion kann in diesen Gebieten oft nicht aufrechterhalten werden. Erschwert wird die Situation für Nomaden durch die Ausbreitung der Agrarflächen und die Landaufteilung vormals gemeinschaftlich genutzter Gebiete im semiariden Raum. Dies führt zu einem Verlust an Weidefläche, die sowohl Nomaden als auch Wildtiere während der Trockenzeit als Ausweichflächen dienten. Die Folge ist eine Übernutzung der verbleibenden Flächen und eine Verstärkung der Degradation.

Die Wahrnehmung von Degradation impliziert die Bewertung der Veränderungen vor dem Hintergrund der anthropogenen Nutzung und Bedürfnisse. Trotz dieser Bedeutung für den Menschen, ist Landdegradation immer noch ungenügend doku-

mentiert und verstanden (Lambin, Geist & Lepers, 2003). Eine weltweite Untersuchung der Ursachen für Desertifikation anhand von Fallstudien (Geist & Lambin, 2004) zeigt, dass Degradation die Folge einer Kombination von multiplen sozialen und biophysikalischen Faktoren ist. Dominierend sind: landwirtschaftliche Aktivitäten, erhöhte Aridität, Vergrößerung der Infrastruktur und Holzentnahme, jedoch mit unterschiedlichen regionalen Variationen. Ein kontinuierliches Monitoring von Desertifikation ist bedeutsam (Lambin et al., 2005). Während global die degradationsgefährdeten Gebiete ungefähr erfasst sind, ist das Wissen auf regionaler Ebene noch lückenhaft und fragmentiert (Hill & Mehl, 2003). Insbesondere im Bereich der quantitativen Erfassung besteht noch Forschungsbedarf (Ustin et al., 2005).

2.1.3. Erfassung der Vegetationsdynamik mit Fernerkundung

Die Untersuchung von Landnutzung und Landbedeckung ist eine klassische Anwendung von Fernerkundungsdaten (Aplin, 2004). Die Erfassung und Beobachtung von Veränderungen der Erdoberfläche ist für unterschiedliche Fragestellungen relevant. Im Bereich der Vegetationsdynamik wurden die Veränderungen bestimmter Vegetationsklassen mittels Fernerkundung untersucht, wie z.B. die Veränderung der tropischen Wälder (Achard et al., 2002), Veränderungen in der Komposition von Grasland (z.B. Bradley & Mustard, 2005) oder Erweiterung landwirtschaftlicher Nutzflächen (z.B. Petit, Scudder & Lambin, 2001).

Neben der Erfassung bestimmter Vegetationsklassen werden des Weiteren mit Hilfe von Zeitreihen von Fernerkundungsdaten (meistens Vegetationsindizes) Trends untersucht, wie z.B. der Trend zum verstärkten Ergrünen in den nördlichen Breiten von 1982-1998 (z.B. Xiao & Moody, 2004), die Erholung der Vegetation im Sahel in den letzten 10 Jahren nach der extremen Dürre 1983-1985 (z.B. Anyamba & Tucker, 2005), langjährige phänologische Veränderungen (Myneni et al., 1997; Zhou et al., 2001) oder interannuelle Variationen als Degradationsindikator (Milich & Weiss, 2000).

Ein weiterer Ansatz umfasst die Bestimmung unterschiedlicher biophysikalischer Vegetationsgrößen. Diese werden als Parameter zur Charakterisierung des Ökosystems oder als Eingangsvariablen zur Modellierung genutzt. Die wichtigsten Größen sind Biomasse (Santos et al., 2002; Hill et al., 2005; Lu, 2006), Anteil der Kronen- und Vegetationsbedeckung (Hansen et al., 2002; Scanlon et al., 2002), Blattflächenindex

„Leaf Area Index“ (LAI) (Jonckheere et al., 2004; Myneni, Nemani & Running, 1997) und Anteil der absorbierten photosynthetisch aktiven Strahlung (FAPAR) (Hansen et al., 2002; Gobron et al., 2005).

Alle Untersuchungen der Vegetationsdynamik sind im globalen Kontext insbesondere hinsichtlich der Kohlenstoffbindung relevant (z.B. Woodwell, 1984). Gleichzeitig müssen die Veränderungen jedoch auch lokal betrachtet werden, in ihrer Bedeutung als Lebensgrundlage und Ressource für die davon abhängige Bevölkerung (z.B. Galvin et al., 2001). In diesem Zusammenhang bedeutend ist auch das regionale und globale Feuermonitoring (z.B. Verbesselt et al., 2006).

Grundsätzlich stellt sich die Frage nach den menschlich verursachten und nach den klimatisch bedingten Vegetationsänderungen. Ein Ansatz für semiaride Gebiete besteht darin, die Korrelation zwischen Niederschlag und NDVI zu bestimmen und dann eine geringe Korrelation als Hinweis auf einen menschlichen Eingriff zu interpretieren (Evans & Geerken, 2004; Geerken & Ilaiwi, 2004; Li et al., 2004).

Grundsätzlich können Fernerkundungsdaten zur direkten Erfassung von Degradationsmerkmalen herangezogen werden oder zur Erfassung von Informationen, die dann weiter als Eingangsvariablen für Modelle dienen (de Jong & Epema, 2001). Traditionelle Monitoringansätze im semiariden und ariden Raum beinhalten die Verwendung von Vegetationsindizes zur Erfassung der Vegetations- oder Bodenbedeckung. Vegetationsindizes beruhen auf der charakteristisch hohen Reflexion von grüner Vegetation im Nahen Infrarotbereich und der geringen Reflexion im roten Spektralbereich. Dabei wird der Einfluss der Atmosphäre, des Bodens und der Sonnenwinkel minimiert und der Anteil der grünen Vegetation verstärkt. Die bekanntesten Vegetationsindizes sind z.B. der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Tucker, 1979), der Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) (Huete, 1988), der Enhanced Vegetation Index (EVI) (Huete et al., 2002) oder Tasseled Cap (Crist & Cicone, 1984). In Kombination mit Feldmessungen können mit Hilfe der Vegetationsindizes statistisch die Bedeckung mit grüner Vegetation für große Gebiete berechnet und Veränderungen beschrieben werden (Tucker, Dregne & Newcomb, 1991; de Jong, 1994).

In den meisten Studien wird ein bestimmter Aspekt der Vegetationsdynamik untersucht. Umfassende Untersuchungen der unterschiedlichen Aspekte der Vegetationsdynamik in einem Gebiet sind hingegen selten.

2.1.4. Multisensorialität als Kombination unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Skalen

Unterschiedliche Beobachtungsskalen sind oft notwendig, um die verschiedenen räumlichen Skalen, auf denen ökosystemare Prozesse stattfinden, zu erfassen. Gleichzeitig muss die zeitliche Auflösung des Beobachtungssystems der Dynamik der Prozesse entsprechen. Die räumliche Skala der Fernerkundungsdaten wird durch das Aufnahmesystem vorgegeben ebenso wie die zeitliche Dimension (Aplin, 2006). Die räumliche Auflösung wird bestimmt durch die kleinste erkennbare Einheit und diese wird hauptsächlich von der Pixelgröße bestimmt (Atkinson & Aplin, 2004). Bei den Ergebnissen, die aus Fernerkundungsdaten gewonnen werden, muss berücksichtigt werden, dass diese durch die räumliche und zeitliche Auflösung der Aufnahmesysteme bestimmt werden. Oft muss ein Kompromiss zwischen der räumlichen und zeitlichen Dimension gefunden werden. Wegen der limitierten Speicher- und Verarbeitungskapazität von Fernerkundungssensoren ist es unmöglich mit einer hohen räumlichen Auflösung und gleichzeitig ein großes Gebiet, d.h. mit einer hohen zeitlichen Auflösung, aufzunehmen (Aplin, 2006). So besitzt z.B. ASAR APP eine Pixelgröße von $12,5 \times 12,5 \text{ m}^2$ bei einer Szenenbreite von 60 km und einer Wiederholrate von 35 Tagen, LANDSAT nimmt mit einer Pixelauflösung von $30 \times 30 \text{ m}^2$ eine 185 km breite Szene alle 16 Tage auf, MERIS mit $300 \times 300 \text{ m}^2$ Pixelauflösung eine 1140 km breite Szene alle 3 Tage und SPOT VEGETATION mit 1 km^2 Pixel-Auflösung eine 2250 km breite Szene täglich.

Mit der Verfügbarkeit mehrerer neuer Sensoren mit einer räumlichen Auflösung von 1 km bis 250 m wie SPOT VEGETATION, Terra MODIS und ENVISAT MERIS im Laufe des letzten Jahrzehnts, sind kontinentale bis globale Untersuchungen verstärkt in den Fokus gerückt. Gleichzeitig bleibt die Frage nach der Genauigkeit auf lokaler Ebene. Im Bereich der Vegetationsbedeckungsänderung und Vegetationsdynamik gab es in den letzten 4 Jahren einige Untersuchungen im kontinentalen bis subkontinentalen Bereich (Lupo, Reginster & Lambin, 2001; Linderman et al., 2005; Vanacker et al., 2005). Der Schwerpunkt dieser Untersuchungen lag auf der Erfassung von Veränderungsmagnituden interannueller Vegetationsindexzeitreihen und der Untersuchung des statistischen Zusammenhangs dieser Änderung mit unterschiedlichen Einflussfaktoren. Diese Studien arbeiten auf einer regionalen Skala oft unter Hinzunahme globaler Datensätze. Ein Vergleich mit detaillierten lokalen Daten ist bislang nicht erfolgt. Jedoch gerade die Verbindung der regionalen und

lokalen Skala ist notwendig: Die natürlichen Ressourcen und die Umwelt werden hauptsächlich vom global und regional bestimmten Klima beeinflusst (Begni, 2002), während lokal die Landnutzung und ihr Management als Folge der Bevölkerungsdynamik wichtig werden.

Multisensorales Monitoring ermöglicht dem komplexen Wirkungsgefüge gerecht zu werden. Mehrere Perspektiven sind notwendig, um die Unzulänglichkeiten der einzelnen Methoden und Sensoren auszugleichen und ihre Vorzüge zu verbinden.

2.2. Ziel und Struktur dieser Arbeit

Mit dieser Arbeit soll ein Beitrag zum tieferen Verständnis der Zusammenhänge zwischen Landnutzung, Landbedeckung und deren klimatisch bedingte Schwankungen sowie Veränderungsrate und Veränderungsintensität in semihumid bis semiariden Gebieten geleistet werden. Die Untersuchung der Vegetationsdynamik erfolgt auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen mit dem Fokus auf degradierten Flächen. Diese unterschiedlichen Skalen bedingen den Einsatz unterschiedlicher Fernerkundungsdatensätze und Methoden, deren Vor- und Nachteile diskutiert werden.

Zuerst wird die Einbettung der inhaltlichen Untersuchung im allgemeinen Forschungskontext skizziert (Kap. 2.2.1), danach die methodische Vorgehensweise und damit der Aufbau der Arbeit aufgezeigt (Kap. 2.2.2).

2.2.1. Inhaltliche Einbettung

Der Kontext der inhaltlichen Untersuchung lässt sich anhand von Abb. 2.2 verdeutlichen: Grundsätzlich beeinflussen sich die Vegetationsbedeckung und Landnutzung gegenseitig. Die Landnutzung wird zudem von unterschiedlichen sozialen Faktoren bestimmt. Dazu gehören Kultur, Wissensstand und Technologie der agierenden Bevölkerung, sowie die Marktsituation, politische und institutionelle Gegebenheiten (GLP, 2005). Über die so geprägte Landnutzung verändert der Mensch die Vegetation durch Feldanbau, Beweidung, Holzentnahme und Abbrennen (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Foley et al., 2005). Die daraus resultierende Vegetationsbedeckung bestimmt die weitere Landnutzung (Lambin, Geist & Lepers, 2003). Abgesehen von dem menschlichen Eingriff wird die Ausprägung der Vegetationsbedeckung in ihrem Bedeckungsgrad, ihrer Struktur, Vitalität, Phänologie und Biodiversität von den Bodeneigenschaften (dem Nährstoffgehalt und der Wasserverfügbarkeit), sowie der Nie-

derschlagsmenge in ihrer raum-zeitlichen Verteilung bestimmt (Skarpe, 1992; Dougill, Thomas & Heathwaite, 1999; Sankaran et al., 2005).

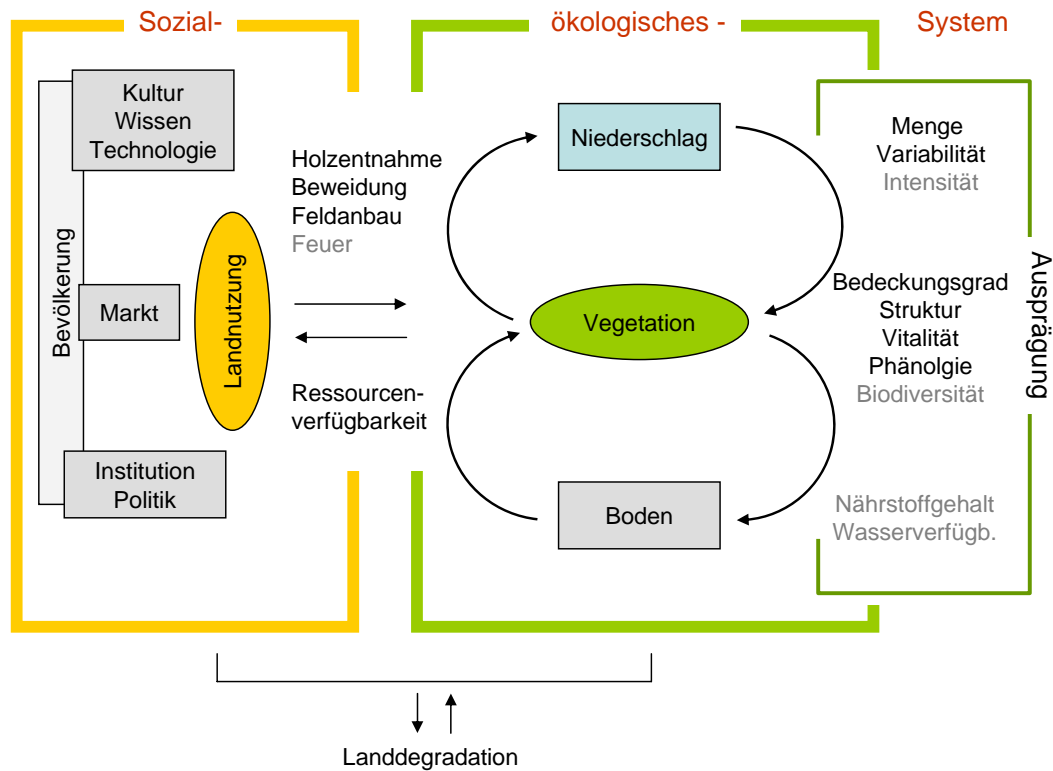


Abb. 2.2.: Die wichtigsten Einflussfaktoren der Vegetation und ihrer Dynamik, die Ausprägung der Faktoren des ökologischen Systems, sowie die Interaktion mit dem sozialen System. Landdegradation ist ein Resultat der Interaktion des sozialen und ökologischen Systems (Abgeleitet nach Lambin, Geist & Lepers (2003); GLP (2005); Foley et al. (2005); Skarpe (1992); de Jong & Epema (2001); UNCCD (2004)). Grau hinterlegt oder in grauer Schrift sind die Faktoren, die in dieser Arbeit nicht explizit berücksichtigt werden

Die Charakteristik der Vegetationsbedeckung gibt Hinweise auf ihre Degradation und bei einem geringen Bedeckungsgrad auf Degradationsgefährdung des Bodens durch Erosion (de Jong & Epema, 2001). Eine Analyse der Vegetationsbedeckung und -struktur ermöglicht, vor dem Hintergrund der Landnutzung durch den Menschen, Rückschlüsse auf Landdegradation (UNCCD, 2004). Als degradiert werden in dieser Studie in erster Reihe Flächen betrachtet, die eine geringe Vegetationsbe-

deckung aufweisen ($> 30\%$ Bodenanteil). Dabei muss jedoch beachtet werden, dass eine tatsächliche Degradation dieser Flächen nur dann vorliegt, wenn es sich um einen Verlust natürlicher Vegetation handelt und nicht um eine klimatisch bedingte geringe Bedeckung.

In dieser Arbeit wird die Vegetation in ihrer Ausprägung (Bedeckungsgrad, Struktur, Vitalität, Phänologie) in Abhängigkeit von Landnutzung und Niederschlag analysiert und degradierte sowie degradationsgefährdete Flächen lokalisiert.

Daraus ergeben sich konkret folgende Fragen:

- Wie gut lässt sich ein heterogenes semihumides bis semiarides Gebiet mit Hilfe der ENVISAT MERIS- und ASAR-Daten nach physiognomisch-strukturellen Kriterien klassifizieren, insbesondere Flächen mit geringerer Vegetationsbedeckung?
- Wie unterscheiden sich solche Flächen in ihre Vitalität über Chlorophyllgehalt und FAPAR im Jahresverlauf? Wie ist ihre Radar-Rückstreuung im Jahresverlauf?
- Wie ist der Verlauf der Phänologie in dem Untersuchungsgebiet? Gibt es klassenspezifische Unterschiede?
- Wie ist die Korrelation zwischen Niederschlag und Vegetationsreaktion, gemessen über den NDVI, bezüglich unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen und Niederschlagsmengen?
- Können neben Vegetationstransformationen auch graduelle Änderungen (Modifikationen) ausgewiesen werden? Welchen Nutzen bringt die Untersuchung der Vegetationsveränderungen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen?
- Wie sind die Vegetationsveränderungen und -schwankungen in Bezug auf die Landnutzung zu bewerten? Wo liegen degradationsgefährdete Gebiete und welchen Vorteil bringt der multisensorale Ansatz?

Neben dem Erkenntnisgewinn über die spezifischen Vegetationsschwankungen und -veränderungen im Mt. Kenya-Gebiet, wird in dieser Arbeit auch methodischen Fragestellungen nachgegangen: Wie das grundsätzliche Potenzial der Kombination von

ENVISAT ASAR und MERIS, sowie der neuen MERIS Vegetationsindizes zur Charakterisierung von physiognomisch-strukturellen Vegetationsklassen in semiariden Räumen zu bewerten ist und ob der Variationskoeffizient eine geeignete Methode zur Charakterisierung von degradierten oder degradationsgefährdeten Flächen in diesem Gebiet darstellt.

Die verwendeten Methoden und Daten sind teils auf lokale und teils auf regionale Anwendungen zugeschnitten. Durch eine Kombination kann somit die Güte der regionalen Ansätze geprüft werden. Ebenso wird auf der zeitlichen Skala sowohl die saisonale als auch interannuelle Vegetationsänderung erfasst, um somit eine Aussage über die natürliche Variabilität zu erhalten.

2.2.2. Methodische Vorgehensweise

In Abb. 2.3 wird die methodische Vorgehensweise und damit der Aufbau der Arbeit skizziert. Neben den genutzten Datensätzen, werden die daraus entnommenen oder abgeleiteten Bildinformationen sowie der methodische Ansatz und das Ergebnis aufgeführt. In Klammern ist das entsprechende Kapitel zu den unterschiedlichen Analyse aufgeführt. Zusätzlich wird über die grauen Kästen hervorgehoben, wie die einzelnen Analysen den drei untersuchten Aspekte Landbedeckung, inner-annuelle und interannuelle Dynamik, zugeordnet sind.

Nach dem in diesem Kapitel beschriebenen Stand der Forschung (Kap. 2.1) wird im nächsten Kapitel das Untersuchungsgebiet in seiner naturräumlichen Ausstattung vorgestellt und die Landnutzungs- und Bevölkerungsdynamik aufgezeigt (Kap. 3). Im Anschluss daran wird ein Überblick über die benutzten Daten und deren Aufbereitung gegeben (Kap. 4).

Als nächstes wird der aktuelle Zustand der Vegetation mit Hilfe der verschiedenen Datensätze (ENVISAT ASAR, MERIS) klassifiziert (Kap. 5). Dafür werden für die ASAR-Daten zusätzlich Texturmaße berechnet. Die Datensätze werden einzeln und zusammen mit Hilfe der Maximum Likelihood Methode (MLK) und im Vergleich dazu mit Hilfe von neuronalen Netzen (FFN) klassifiziert.

Die innerannuellen Schwankungen der Vegetation innerhalb der verschiedenen zuvor ausgewiesenen Klassen werden anhand von ASAR-, MERIS- und SPOT VEGETATION-Daten analysiert (Kap. 6). Für MERIS werden dazu unterschiedliche Vegetationsindizes berechnet: MERIS Global Vegetation Index (MGVI), Red Edge

2. Vegetationsdynamik, Landnutzungswandel und Landdegradation

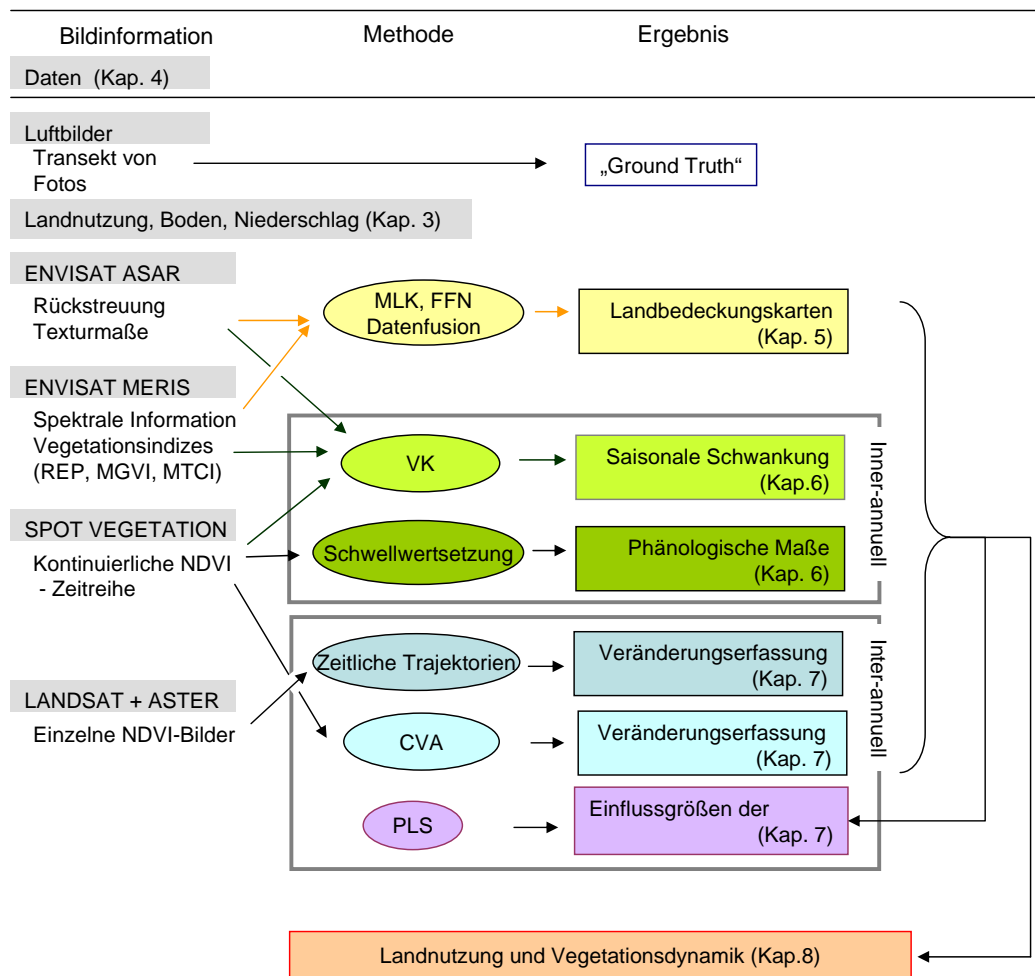


Abb. 2.3.: Übersicht der methodischen Vorgehensweise in der Arbeit mit den benutzten Daten, hauptsächlichen Methoden und Ergebnissen. In Klammern sind die Kapitelnummern der entsprechenden Arbeitsschritte aufgeführt

Position (REP) und MERIS Chlorophyll Index (MTCI). Für alle Größen wird klassenweise der annuelle Variationskoeffizient und Mittelwert untersucht. Im Gegensatz zu diesen statistischen Maßen werden über Schwellenwerte Beginn und Länge der Vegetationsperiode berechnet, um somit ein zusätzliches Maß für die saisonalen Vegetationsschwankungen zu erhalten.

Als nächstes wird die interannuelle Veränderung (Transformation), sowie die Mo-

difikation der Vegetationsklassen, entlang einer räumlich hoch- aber zeitlich niedrig aufgelösten zeitlichen Trajektorie von einzelnen LANDSAT TM-, ETM+- und ASTER-NDVI-Bildern diskutiert (Kap. 7).

Im Gegensatz dazu basiert die Veränderungsdetektion über die Change-Vector-Analyse (CVA) auf einer kontinuierlichen, zeitlich hoch, räumlich jedoch niedrig aufgelösten SPOT-VEGETATION-NDVI-Zeitreihe. Um den Anteil der variablen Vegetationsperioden an diesen Änderungen zu ermitteln, wurde mit Hilfe der Partial-Least-Square-Regression die Vegetationsveränderung der CVA aus Beginn, Länge und integrierter NDVI der einzelnen Vegetationsperioden modelliert.

Schließlich werden die einzelnen Ergebnisse, die Klassifikation, inner- und interannuellen Schwankungen, phänologischen Charakteristika, Transformationen und Modifikationen der Vegetationsklassen innerhalb des Untersuchungsgebietes, in Bezug zu der Landnutzung gesetzt. In Verbindung mit der Bevölkerungsdichte werden die aus den einzelnen Ergebnissen abgeleiteten degradierten sowie degradationsgefährdeten Flächen aufgezeigt, um ihre sozial-ökologische Bedeutung zu verdeutlichen (Kap. 8).

3. Landnutzungsdruck im Mt. Kenya-Gebiet

3.1. Lage des Mt. Kenya-Gebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt am westlichen Fuße des Mount Kenya in Zentral-Kenia und gehört zu den Verwaltungsdistrikten Laikipia und Nyeri. Es bildet einen Transekt vom Berg in Richtung Laikipia Hochebene, der sich von Südosten bei ca. $0^{\circ}4' N / 37^{\circ}13' O$ nach Nordwesten bei ca. $0^{\circ}13' N / 36^{\circ}40' O$ erstreckt und damit eine Länge von etwa 70 km bei einer Breite von 36 km quer zu diesem Transekt aufweist (Abb. 3.1).

Der nordwestliche Teil liegt auf 1700 m bis 1900 m, während das Gelände östlich der Verbindungsstraße von Nanyuki nach Naru Moru sehr schnell ansteigt und an der Waldgrenze bereits eine Höhe von ca. 2200 m erreicht. Der seit dem Pleistozän nicht mehr aktive Vulkan Mt. Kenya erhebt sich auf eine Höhe von 5199 m.

Dank seiner Insellage bildet der Berg ein einzigartiges Ökosystem und hat nicht nur auf die naturräumlichen Ausprägungen, sondern auch auf die agrarischen Nutzungsformen seines Umlandes einen erheblichen Einfluss. Als Wasserspeicher für das umliegende Hochland und als Quellbereich der perennierenden Flüsse ergibt sich ein ökologischer Gradient von den hygriech bevorzugten Berghängen zu den semiariden bis ariden Gebieten des Plateaus (Gichuki et al., 1998; Winiger & Menz, 1993).

Das Untersuchungsgebiet liegt im oberen Einzugsgebiet des Ewaso Ng'iro, der sowohl von Zuflüssen vom Mt. Kenya als auch von den Aberdares (Nyandarua) gespeist wird (Kiteme et al., 1998). Die ökologische Heterogenität auf engem Raum, gepaart mit einer hohen Niederschlagsvariabilität und einem rapiden Landnutzungswandel bei einer wachsenden Bevölkerung, führt zu einem hohen Konfliktpotenzial um die begrenzten Ressourcen Land und Wasser. Der Landnutzungsdruck macht das Gebiet zu einem fragilen Ökosystem, in dem sich die sozial-ökonomische Veränderungen in

3. Landnutzungsdruck im Mt. Kenya-Gebiet

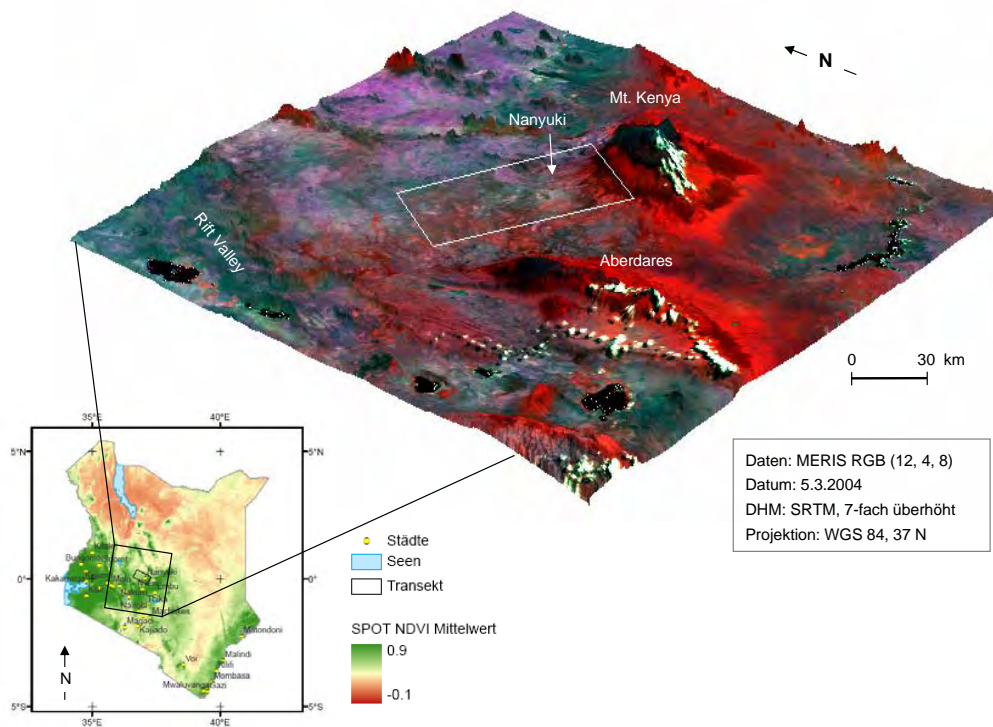


Abb. 3.1.: Lage des Untersuchungsgebietes in Zentralkenia, westlich des Mt. Kenya

der Veränderung der Vegetationsbedeckung widerspiegeln. Die Verbreitung der unterschiedlichen Pflanzenformationen, im speziellen die Gras- und Gehölzanteile der Savannen in den Tropen und Subtropen, hängt einerseits von den Ressourcen Wasser und Bodennährstoff ab, andererseits von Störfaktoren wie Feuer und Beweidung (Bader, 1979; Sankaran et al., 2005). In bewirtschafteten Gebieten sind diese Störgrößen anthropogen bedingt und umfassen aktives Feuermanagement, Beweidungsstrategien, Holzentnahme, Aufforstungen sowie das Erweitern landwirtschaftlicher Flächen.

Im folgenden werden die wichtigsten Faktoren, die für das Erscheinungsbild der Vegetationsbedeckung maßgeblich sind, vorgestellt. Beginnend mit dem variablen Niederschlag, den Böden und der natürlichen Vegetation im Untersuchungsgebiet, wird danach die Landnutzung und die sich daraus ergebenden Konflikte, sowie die Bevölkerungsdynamik gekoppelt mit der Landnutzungsänderung vorgestellt. Abschließend werden die unterschiedlichen sozial-ökologischen Prozesse im Gebiet noch einmal zu-

sammenfassend dargestellt.

3.2. Niederschlag - eine unzuverlässige Größe

Bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 16° C bis 20° C (Berger, 1989) für das Laikipia-Plateau, mit sehr geringen jahreszeitlichen Schwankungen, liegt der limitierende Faktor für die landwirtschaftliche Nutzung in der Wasserverfügbarkeit.

Im Untersuchungsgebiet ist der Niederschlag hoch variabel, sowohl bezüglich der Niederschlagssumme als auch der raumzeitlichen Verteilung und Niederschlagsintensität. Um den Untersuchungsraum in homogene Teilgebiete mit ähnlichen Niederschlagsmustern für nachfolgende Untersuchungen zu gliedern, wurden insbesondere zwei Aspekte herangezogen: erstens die langjährige Variabilität des Jahresniederschlags, zweitens die Charakteristik der Regenzeiten in Bezug auf Beginn, Länge, Menge und Wahrscheinlichkeit.

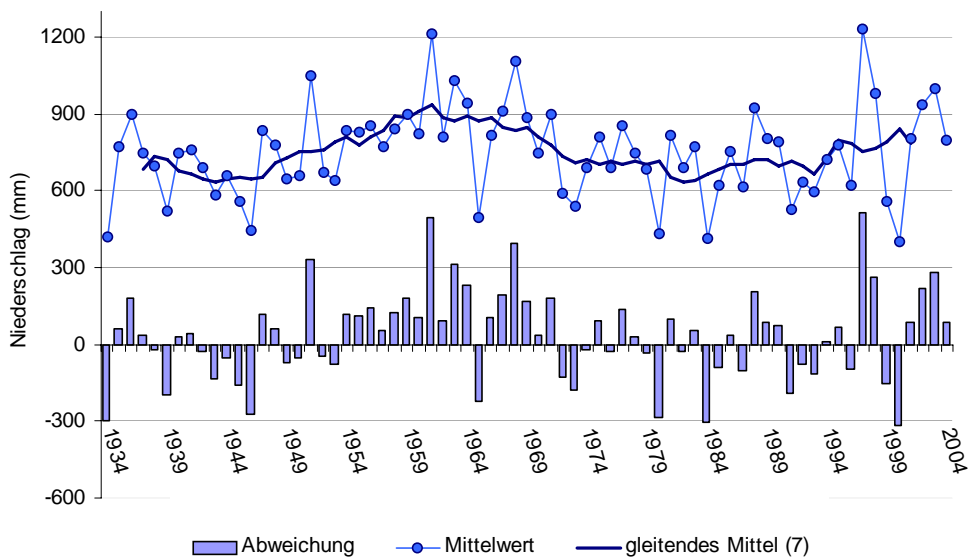


Abb. 3.2.: Langjährige Jahresniederschläge (1934 - 2004) über die Stationen Gathiru Forest Station, Jacobson Farm, Mutara ADC Farm und Mogwoni Farm gemittelt (Daten: NRM³)

3. Landnutzungsdruck im Mt. Kenya-Gebiet

Es treten immer wieder markante Phasen mit über- bzw. unterdurchschnittlichen Niederschlagssummen auf (Abb. 3.2). Besonders auffällig ist die lange Periode überdurchschnittlicher Niederschläge in den 50er und 60er Jahren, die lediglich ein Jahr (1965) mit sehr geringen Regenfällen verzeichnet. Ab den 70er Jahren ist kein mehrjähriger Trend mehr erkennbar und überdurchschnittlich trockene oder feuchte Jahre wechseln alle 2 bis 3 Jahre. Berger (1989) berechnete eine „quasi biennale Oszillation“ von 2,4 Jahren. Ein wesentlicher Einflussfaktor für die Niederschlagschwankungen ist das El Niño Southern Oscillation (ENSO)-Phänomen (Kijazi & Reason, 2005; Mutai & Ward, 2000). Insbesondere die Variabilität der „short rains“ (Mitte September bis Mitte Dezember) korreliert mit der ENSO (Mutai & Ward, 2000).

a) Langjährige Variabilität der Niederschlagssumme

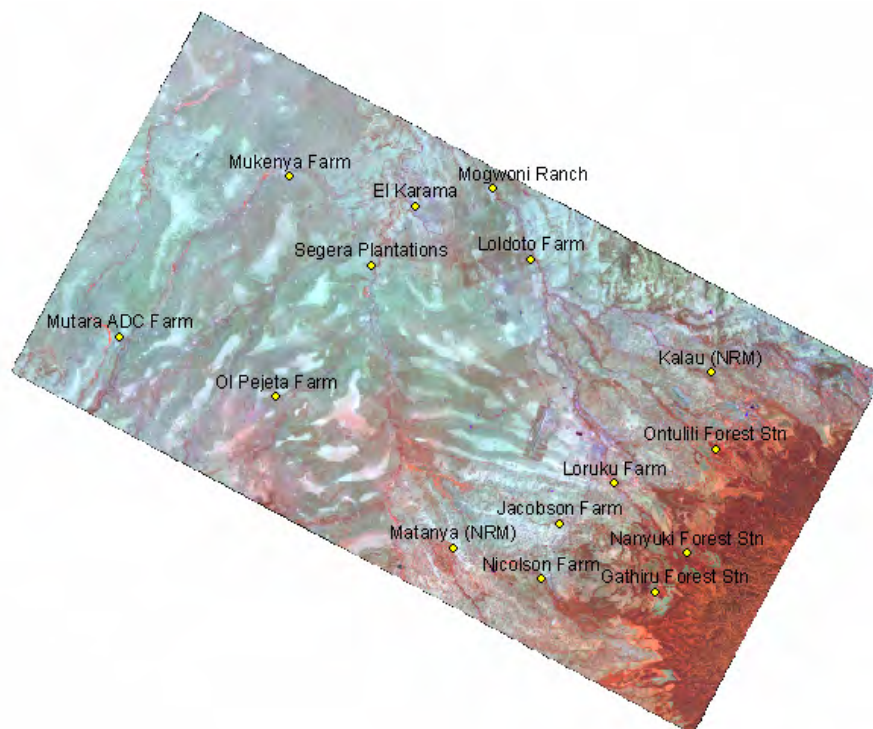


Abb. 3.3.: Lage der Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet auf einem LANDSAT ETM+ Bild vom 10.2.2002, RGB: 4,5,3

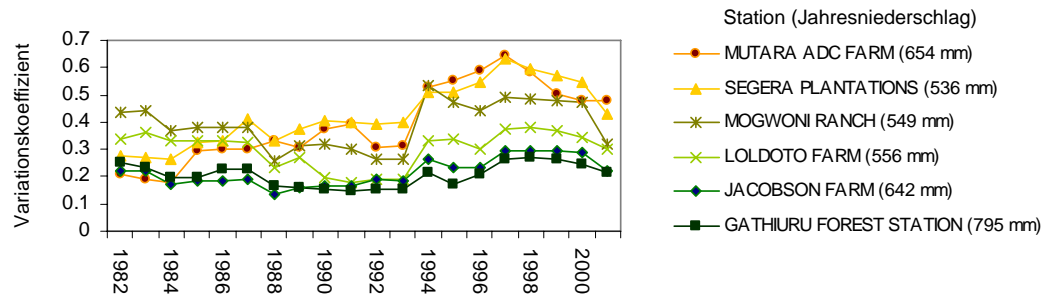


Abb. 3.4.: Variationskoeffizient des Jahresniederschlags als gleitendes Mittel von 7 Jahren (Daten: NRM³)

Mit zunehmender Distanz zum Mt. Kenya erhöht sich die raumzeitliche Variabilität der Niederschläge. So nimmt der Variationskoeffizient der Jahresniederschlagssumme von Südosten nach Norden (Gathiru Forest Station, Jacobson Farm, Mogwoni) sowie von Südosten nach Nordwesten (Gathiru Forest Station, Jacobson Farm, Segera, Mutara ADC Farm) mit abnehmender Gesamtniederschlagssumme deutlich zu (Abb. 3.4). Der Variationskoeffizient gibt das Verhältnis zwischen Standardabweichung und Mittelwert an.

In das letzte Jahrzehnt fällt sowohl die extremste negative Abweichung im Jahr 2000, mit über 300 mm, und damit 46 % weniger Niederschlag als im langjährigen Mittel, als auch das nach 1961 feuchteste Jahr 1997 mit 63 %, durchschnittlich 430 mm, mehr Niederschlag als im langjährigen Mittel (Abb. 3.2). Der Variationskoeffizient kann, je nach betrachtetem Zeitraum, daher durch diese beiden Extremjahre zum Teil auf den doppelten Wert ansteigen. So nimmt der Variationskoeffizient im Nordwesten, an den Stationen Segera und Mutara, signifikant zu ($r^2=0,76$ bzw. $r^2=0,74$).

Diese Veränderung lässt sich nicht anhand der Variation einer bestimmten Regenzeit erklären. Es ließ sich weder für die Jahresniederschläge noch für die Niederschlagsmengen der einzelnen Regenzeiten ein signifikanter Trend feststellen. Ebenso ergab auch die Untersuchung der Niederschlagsmengen, die in der Trockenzeit (Mitte Dezember bis Mitte März) fallen, keinen signifikanten Trend.

b) Charakteristik der Regenzeiten

Wie bei der Verteilung des Niederschlags erweist sich auch bei der Wasserverfügbarkeit der Bergfuß als Gunstraum, da hier die ganzjährig wasserführenden Flüsse in Trockenphasen zur Bewässerung genutzt werden können, während in den weiter entfernten Gebieten dadurch Wassermangel entsteht (Gichuki et al., 1998).

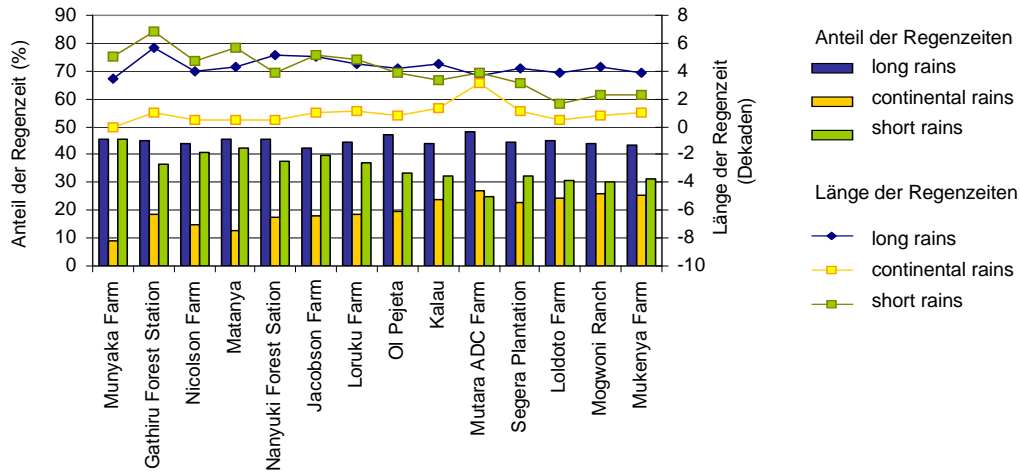


Abb. 3.5.: Prozentuale Anteile der saisonalen Niederschläge am Jahresniederschlag sowie die Länge der Regenzeiten in Dekaden, gemittelt über die Jahre 1999-2004, für verschiedene Stationen (Daten: NRM³)

Obwohl die kurze und lange Regenzeit durch die Verschiebung der Innertropischen Konvergenzzone (ITC) bedingt sind, wird das lokale räumliche Niederschlagsmuster und die Wasserversorgung zusätzlich durch die Präsenz des Mt. Kenya geprägt. Durch die Exposition bedingt, liegt auf der Südostseite des Berges das Niederschlagsmaximum (ca. 2500 mm) in der Höhe von 1800 m bis 3000 m. Die Verteilung der lokalen Niederschlagsmaxima ändert sich je nach Höhe und Exposition. Mit zunehmender Höhe von Südosten über Westen hin zu Nordwesten verlagert sich das lokale Niederschlagsmaximum bei gleichzeitiger Verringerung der Menge (Speck, 1982). So wird auf der Westseite des Berges die höchste Niederschlagsmenge mit 1500 mm bis 2000 mm auf einer Höhe zwischen 3000 m bis 3600 m erreicht und fällt dann in Richtung Hochebene bis auf 600 mm ab. Südlich von Naro Moru wird der Einfluss der Nyandarua Ranges deutlich. Zwischen diesem Höhenzug und dem Mt. Kenya kommt

es in Folge von Luftmassenkonvergenz zu erhöhten Niederschlägen.

Im Untersuchungsgebiet gibt es drei Regenzeiten: von Mitte März bis Mitte Juni die sogenannten „long rains“, Mitte Juni bis Mitte September die „continental rains“ und Mitte September bis Mitte Dezember die „short rains“ (Gichuki, Liniger & Schwilch, 1998). Für die Untersuchung der Regenzeitcharakteristiken erfolgte die Berechnung der Regenzeit nach den Kriterien, dass an mindestens 4 Tagen innerhalb von 3 Dekaden¹ jeweils mindestens 5 mm Regen fallen (Zhang et al., 2005b). Während Richtung Nordwesten (von Munyaka bis Mutara, der westlichsten Station) sich der Einfluss der „short rains“ kontinuierlich verringert, nimmt der Anteil der kontinentalen Niederschläge zu (Abb. 3.5). Ein Vergleich des jährlichen Anteils an der Jahressumme sowie Länge der Saison, zeigt, dass die „long rains“ über das ganze Gebiet (abgesehen vom Berghang mit den Stationen im Wald Gathiru und Nanyuki) einen etwa gleich bleibenden Einfluss haben.

3.3. Pedologische Gegebenheit

Die Böden und ihre Bewirtschaftung bestimmen die Wasserspeicherung und die Wasserverfügbarkeit für Pflanzen, den Oberflächenabfluss, die Erosion, die Verdunstungsrate und den Nährstoffgehalt. Ihr Vorkommen hängt von der Geologie, dem Klima und dem Relief ab (Liniger et al., 1998).

Am Berghang des Mt. Kenya sind fruchtbare und wasserspeichernde Luvisole und Andosole vorherrschend. Diese losen vulkanischen Böden sind in Hanglagen erosionsgefährdet, wenn Wald für Anbauflächen gerodet wird. Die Böden der Bergfußzone sind zum großen Teil tiefgründige fruchtbare Phaeozeme mit einer hohen Wasserspeicherkapazität, die zum Feldanbau geeignet sind (Liniger et al., 1998; Sombroek, Braun & van der Pouw, 1982). Auf dem Plateau Richtung Osten folgt hauptsächlich Vertisol, der sogenannte „black cotton soil“, mit der dafür typischen „*Acacia-Themedra*-Grasflur“ (Bader, 1979), eine Mischung aus *Themeda triandra* und *Acacia drepanolobium*. Durchsetzt wird der Vertisol von kleineren Flächen mit eutric Planosol (Liniger et al., 1998; Sombroek, Braun & van der Pouw, 1982). Des Weiteren findet sich in Richtung Nordwesten, im semiariden Gebiet, Lixisol, der bei geringer Vegetationsbedeckung und insbesondere in Hanglage Erosionen aufweist. Auf diesem Boden

¹In der gesamten Arbeit wird der Begriff der Dekade ausschließlich im Sinne eines 10-Tageszeitraumes benutzt

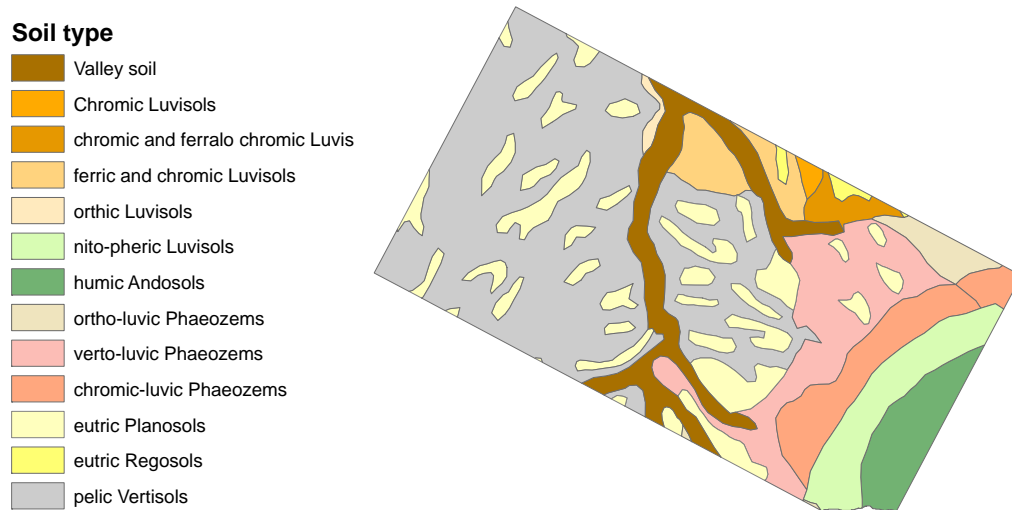


Abb. 3.6.: Böden des Untersuchungsgebietes (Daten: NRM³ auf Basis von Sombroek, Braun & van der Pouw, 1982)

wachsen spärliches Gras und Sträucher. Auf steilen Berghängen herrschen Cambisol und Leptosol vor. Diese flachgründigen, roten, sandigen Lehme sind oft erodiert und besitzen eine geringe Wasserspeicherkapazität und eine geringe Fruchtbarkeit (Liniger et al., 1998).

3.4. Natürliche Vegetation

Die natürliche Vegetation wird durch das Klima sowie die Höhenlage bestimmt und folgt in ihrer Ausprägung dem ökologischen Gradienten vom humiden Mt. Kenya in Richtung semiarides und dann arides Hochplateau.

Am höchsten gelegen ist die afro-alpine Zone mit spärlicher alpiner Vegetation und den für den Mt. Kenya typischen Vertretern Lobeliaceen (z.B. *Lobelia keniensis*) und Schopfrosettenbäume (z.B. *Senecio keniodendron*) (Gichuki et al., 1998; Berger, 1989). Daran schließt sich unterhalb die Ericaceen-Zone sowie der montane Regenwald an. Bei ca. 3500 m liegt die klimatische obere Grenze des Waldes, während die untere, bedingt durch die Grenze des Waldschutzgebietes, bei ca. 2200 m liegt. An dem westlichen Hang des Mt. Kenya sind in höheren Lagen Bambusbestände und Ko-

sobäume (*Hagenia abyssinica*) vorherrschend, während typische Vertreter des Bergwaldes Kampferbäume (*Ocotea usambarensis*), Zedern (*Juniperus procera*), Steineiben (*Podocarpus latifolius*), Eichen und wilde Olivenbäume sind. Am Rande des Waldschutzgebietes befinden sich Agroforstplantagen, die hauptsächlich aus Zypressen (*Cupressus lusitanica*) und Pinien (*Pinus radiata* und *Pinus patula*) bestehen (Bussmann, 1996).



Abb. 3.7.: Typische Acaia-Themedra-Grasflur (Foto: Eigene Aufnahme 4.1.2005)

Auf dem zentralen Laikipia-Plateau dominiert als natürliche Vegetation die Trockensavanne, die nördlich des Untersuchungsgebietes unter ariden Bedingungen von der Dornsavanne abgelöst wird. Die typischen Vegetationsformationen im Laikipia-Distrikt sind zum einen die blättrige Strauchsavanne im Hochland auf meist steinigem Anhöhen und sauren Böden oder in Gebieten, in denen Wald abgeholzt wurde, mit den typischen Vertretern *Tarchonanthus*, *Acacia hockii*, *Dodonea*, *Carissa*, *Grewia*, sowie im Tiefland mit *Euclea divinorum*, *Carissa edulis*, *Rhus natalensis*. Zum anderen ist die akaziendominierte Strauchsavanne verbreitet mit *Acacia drepanolobium* in Kombination mit den Grassorten *Themeda triandra*, *Pennisetum schimperi*, *Pennisetum mezianum* auf flachem oder leicht geneigtem Gelände mit schweren Vertisolen. Mit zunehmender Aridität erreichen dann zuerst die Akazien (*Acacia drepanolobium*) nur noch eine geringe Höhe (unter 2 m) und eine Strauch-Grassavanne mit

Pennisetum mezianum herrscht vor, danach kommt *Acacia mellifera* als typische aride Pflanze der Strauchsavanne verstärkt vor. Auf steinigem oder flachem degradierten Böden ist vor allem die *Acacia brevispeca* zu finden. Reine Grassavannen (hauptsächlich *Themeda triandra* und *Pennisetum schimperi*) befinden sich insbesondere auf den Ranches. Teilweise sind sie mit *Acacia drepanolobium* durchsetzt, die auf schlecht entwässerten Vertisolen vorkommen (Taiti, 1992; Vescovi, 2000).

Für die anteilmäßige Verbreitung von Gras und Gehölzen spielen vier Faktoren eine wesentliche Rolle: Bodenbeschaffenheit, Wasserverfügbarkeit, Brände und die Intensität der Beweidung (Bader, 1979). Beispielsweise ist das Wurzelsystem der Gehölze weit ausgedehnt und kann so in einem grobkörnigen Boden immer noch genug Wasser der Pflanze zur Verfügung stellen. Gras hingegen schöpft feinkörnigen (z.B. tonigen) Bodens aus, und vermindert so das Restwasser für Gehölze (Bader, 1979).

Brände wirken sich positiv auf das Grasvorkommen aus, da das vertrocknete Gras verbrennt, der lebende Grasteil unter der Erde jedoch höchstens eine geringe Schädigung erfährt. Zusätzlich können junge Sprossen perennierender Gräser nach Brand bei Niederschlag besser austreiben. Gehölze werden von Bränden stark geschädigt oder sogar abgetötet, falls keine Abwehrmechanismen (z.B. durch Rindeneigenschaften) vorhanden sind. Der Einfluss von Beweidung zeigt sich beispielsweise in einer Dickichtzunahme, da sich Diasporen über den Magen der Rinder verbreiten. Im Bereich von Viehkralen, fördert die intensive Düngung ausläufernde Gräser, die einen dichten Rasen bilden und andere Arten begünstigen (Bader, 1979). Ein sehr intensives Weiden von Rindern hingegen kann zu einer Abnahme der Grasnarbe führen und zu dem Ersetzen einer Art durch eine andere (Young, Palmer & Gadd, 2005).

Während diese grundlegenden Mechanismen bekannt sind (Bader, 1979) und der Einfluss der unterschiedlichen Ressourcen (Nährstoffe und Wasser) sowie der Störfaktoren (Feuer und Herbivore) unbestritten ist (Skarpe, 1992), wird immer noch über ihren anteilmäßigen Einfluss am Verhältnis von Gras zu Gehölz diskutiert (Jeltsch et al., 1997; Dougill, Thomas & Heathwaite, 1999; Hill et al., 2005; Kraaij & Milton, 2006). Sankaran et al. (2005) fanden heraus, dass der maximale Gehölzanteil von der mittleren jährlichen Niederschlagssumme bestimmt wird, solange diese unterhalb einer Grenze von ca. 650 mm liegt. In diesem Bereich koexistieren Gras und Gehölze. Durch Feuer und Herbivore kann der Gehölzanteil weiter reduziert werden. Oberhalb von 650 mm bilden die Savannen „instabile“ Systeme, in denen die Störgrö-

ßen (Feuer, Herbivore) notwendig sind, um eine Koexistenz von Gras zu gestatten. Auf dem Laikipia-Plateau haben die Gehölze seit der Etablierung von Großranchen Anfang des 20. Jahrhunderts zugenommen, ohne dass es zur Verbuschung kam, da gleichzeitig die Brände abnahmen (Bader, 1979). In den letzten 30 bis 40 Jahren wurde jedoch von den Ranchern eine Verbuschung wahrgenommen. Gleichzeitig nimmt in weiten Teilen des Gebietes die Anzahl der Gehölze ab, da Bäume zur Kohlegeinnung gefällt werden (Okello, O’Conner & Young, 2001). Ebenso führt eine starke Beweidung durch Giraffen und Elefanten zu einer Minimierung von Bäumen nach einer Dürre (Birkett & Stevens-Wood, 2005).

3.5. Landnutzungswandel und Konflikte

Auf dem Laikipia-Plateau und in der angrenzenden Fußzone des Mt. Kenya hat sich in den letzten 30 Jahren ein Wechsel in der landwirtschaftlichen Nutzung von Viehzucht und Weidewirtschaft zu einem vorwiegend kleinbäuerlichen Anbau hin vollzogen (Berger, 1989). Die aus den natürlichen Ressourcen und der Bevölkerungsstruktur resultierende Landnutzung besteht im Wesentlichen aus vier Nutzungsarten: Agroforst, Hortikulturbetriebe, kleinbäuerliche Farmen sowie Großranches und private Wildschutzgebiete. Diese Nutzformen sind zonal vom Berg in Richtung Ebene folgendermaßen verteilt (Sombroek, Braun & van der Pouw, 1982; Kiteme et al., 1998). Am oberen Berghang befindet sich der immergrüne Bergwald, der durch die Grenzen des „Forest Reserve“ geschützt ist und nicht, bzw. nur einschränkt genutzt werden darf. Unmittelbar unterhalb der Forest-Reserve-Grenze waren das sogenannte Shamba-System sowie Agroforst weit verbreitet, die dann am unteren, immer noch sub- bis semihumiden Berghang, von den kleinbäuerlichen Betrieben abgelöst werden. Im Übergangsbereich zum semiariden Plateau bleiben die kleinbäuerlichen Farmen die Hauptnutzungsform. Im semiariden nordwestlichen Gebiet hingegen dominieren Großranches mit Rinderhaltung und Wildtiere.

Obwohl der Wald innerhalb des Forest Reserve, das bereits seit 1932 besteht, in seiner Ausdehnung noch relativ unverändert ist, wird er durch den steigenden Bevölkerungsdruck immer stärker bedroht (Gathaara, 1999) und ist insbesondere in Randgebieten partiell zerstört oder stark gestört (Bussmann, 1996). Diese massiven Eingriffe in den natürlichen Wald sind teilweise im Zusammenhang mit dem Shamba-System zu sehen, das den Zugang zu den geschützten Waldregionen erleichtert. Das in

der Kolonialzeit eingeführte Shamba-System beruht auf einem abwechselnden ackerbaulichen Anbau und der Kultivierung von Agroforst und sollte der Ernährungssicherung bei gleichzeitiger kostenloser Wiederaufforstung dienen. Die Bauern erhalten bereits gerodetes Land, das sie ackerbaulich nutzen dürfen. Im Gegenzug verpflichten sie sich, neue Bäume zu pflanzen. Sobald diese eine Größe erreicht haben, die den Anbau der Feldfrüchte behindert, soll das Feld verlassen und eine neue Fläche bearbeitet werden, was nach drei bis fünf Jahren eintritt. Das System funktionierte bis in die 80er Jahre gut, bis die Übergriffe auf den restlichen Wald überhand nahmen und die zeitweise Bearbeitung und Nichtbesiedlung der Flächen nicht mehr eingehalten wurden. Nachdem das System ab 1988 zeitweilig außer Kraft gesetzt war, wurde es 1997 unter dem Namen „Non-Residential Cultivation System“ (NRC) wieder aufgenommen (Emerton, 1999; Gathaara, 1999). Allerdings sollen weitere Restriktionen (Weideverbot für Ziegen, Weideerlaubnis für andere Tiere nur in Begleitung von Hirten) eine Schädigung des geschützten Waldes verhindern. Die Maßnahmen hatten nicht den erhofften Erfolg. Von den 1999 registrierten Shamba-Flächen wurden 75 % noch nicht wieder aufgeforstet während sich 19 % der Flächen sogar innerhalb des Waldschutzgebietes befanden (Gathaara, 1999). Zudem bedrohen Waldbrände, illegales Baumfällen, Marihuana-Anbau und Hangrutschungen den natürlichen Waldbestand. Im Jahr 2003 wurde daher das NRC als Nutzungsform pauschal untersagt (Kagombe & Gitonga, 2005).

Die meisten Kleinbauern betreiben eine Mischwirtschaft. Es wird sowohl Anbau betrieben, vor allem Getreide (Mais), Leguminosen (Bohnen, Erbsen) und Kartoffeln, als auch Vieh gehalten (Berger, 1989; Künzi et al., 1998). Dabei ändert sich das Verhältnis von Anbau und Viehhaltung zugunsten der Viehhaltung, je trockener das Gebiet wird. Während in den bergnahen semi- oder subhumiden Gebieten zwei Kartoffelernten pro Jahr möglich sind, und die Anbauprodukte die notwendigen Einnahmen des Haushaltes decken, muss in den semiariden Gebieten trotz Viehhaltung meistens noch eine „Off-Farming“-Beschäftigung zum Lebensunterhalt beitragen (Kohler, 1987). Da auch in den trockenen Gebieten die Parzellen sehr klein sind, werden die Tiere (vor allem Rinder und Kleinvieh) auf den noch nicht besiedelten angrenzenden Flächen geweidet. In den humideren Gebieten hingegen, muss das Vieh entlang der Wege und im Wald geweidet oder der Futteranbau gesteigert werden (Kohler, 1987).

Seit den 1990er Jahren hat sich mit den neu gegründeten bewässerten Gartenbaubetrieben eine neue landwirtschaftliche Nutzungsform etabliert. Diese exportorien-

tierten Mittel- und Großbetriebe sind innerhalb von 12 Jahren, von 1991 bis 2003, entstanden und haben ihre Anbaufläche auf inzwischen 1 085 ha ausgedehnt. Es wird hauptsächlich Gemüse (Erbsen und Bohnen) für den britischen Markt angebaut. Im Nordwesten des Mt. Kenya nimmt der Gemüseanbau 94 % der Gartenbaufläche ein, die restliche Fläche wird zum Anbau von Blumen und Früchten genutzt (Schuler, 2004). Die Hauptproduktionszeit liegt im europäischen Winter, während der Trockenzeit von Oktober bis April. Obwohl 32-48 % des für die Bewässerung benötigten Wassers aus Dämmen resultiert, wird 39-59 % über Flusswasserentnahme gedeckt und trägt somit zum bestehenden Konfliktpotential um die Wasserversorgung bei. In den bergnahen Gebieten werden mittlerweile bis zu 60 % des Abflusses des Ewaso Ng'iro verbraucht, was zu unzuverlässigerer Wasserführung der Flüsse in den weiter abwärts gelegenen Gebieten führt (Gichuki et al., 1998). Messungen am unteren Lauf des Ewaso Ng'iro bei Archers Post zeigen, dass die Anzahl der Tage mit weniger als 1 m³/s Wasser im Laufe der letzten Jahrzehnte häufiger geworden sind (Gichuki, 2002, Abb. 3.9).

In der Trockenzeit versorgt die Gletscherschmelze insbesondere den Naro Moru River zusätzlich mit Wasser. Im Zuge der Klimaveränderung besteht jedoch seit dem Ende des 19. Jahrhunderts ein stetiger Trend zur Gletscherverringerung. Seit 1899 ist der Lewis-Gletscher, der größte Gletscher am Mt. Kenya, auf weniger als 20 % seiner Fläche geschrumpft (Hastenrath, 2006). Gleichzeitig hat die gesamte eisbedeckte Fläche am Mt. Kenya von 874 000 m² im Jahr 1947 auf 495 000 m² im Jahr 1987, 413 000 m² im Jahr 1993 und 267 000 m² im Jahr 2004 abgenommen (Hastenrath, 2005). Zudem verfallen viele der Wasserversorgungssysteme, wenn Großfarmen in Parzellen unterteilt werden und sich keiner mehr für die Instandhaltung verantwortlich zeigt.

3.6. Wachsender Bevölkerungsdruck

Der Prozess dieser Landnutzungsänderung geht mit einem demographischen Wandel einher, der bis in die Kolonialzeit zurückreicht. Mit beginnender Kolonisation ab 1911 wurden die bis dahin auf dem Laikipia-Plateau lebenden Massai-Hirten zum Großteil nach Süd-Kenia und zu einem kleineren Teil in den Norden des Laikipia-Distrikts verdrängt. Weiße Siedler errichteten Großfarmen auf dem Hochplateau, das danach die „White Highlands“ genannt wurde. Die Bevölkerung verringerte sich

3. Landnutzungsdruck im Mt. Kenya-Gebiet

in dieser Zeit von ca. 60 000 auf 30 000 Personen (Wiesmann, 1998). Nach der Unabhängigkeit 1963 wurden die Großfarmen entweder von der Regierung übernommen oder an private Gesellschaften verkauft und danach in Kleinfarmen aufgeteilt. Die Landaufteilung erfolgte in mehreren Phasen: In der ersten Phase wurden Farmen weißer Siedler hauptsächlich im semihumiden Bereich des Laikipia-Distrikts von der Regierung aufgekauft und parzellenweise für einen geringen Preis an die Bevölkerung weiter veräußert. Dabei richtete man sich bei der Größe der Parzellen nach der Tragfähigkeit des Gebietes. Die durchschnittliche Größe lag bei 15 bis 30 acres, was ca. 6 bis 12 ha entspricht (Kiteme et al., 1998).



Abb. 3.8.: Kleinbäuerliche Farmen südlich von Nanyuki (Foto: Eigene Aufnahme, 21.2.2004)

Die zweite Landaufteilungsphase erfolgte Anfang der 70er Jahre. Diesmal kauften Privatunternehmen der neuen afrikanischen städtischen Elite die Großfarmen und unterteilten sie in kleinere Parzellen. Die Größe der Flächen, die immer mehr im semiariden Gebiet lagen, verringerte sich zum Teil auf unter einen halben Hektar. Zu Beginn der 80er Jahre erfolgte wieder eine Unterteilung der Großfarmen, während die von Kleinbauern belegte Fläche kaum einer Veränderung unterlag. Eine weitere Welle der Verteilung zog sich zu Beginn der 90er Jahre entlang des ökologischen Gradienten in Richtung landwirtschaftlich noch ungeeigneter Gebiete (Wiesmann, 1998). Zeitgleich mit der Landaufteilung setzte eine starke Einwanderung in den

Laikipia-Distrikt ein, die einen enormen Bevölkerungszuwachs zur Folge hatte. Von 30 000 Einwohnern während der Kolonialzeit stieg die Zahl im Jahr 1989 auf 218.957, 1999 waren es 322.187 (Central Bureau of Statistics, 2001; Central Bureau of Statistics, 1994). Bei der Annahme, dass sich die Zuwachsrate von 3,9 (1998-1999) auf 2,9 für 1999-2009 verringert, wird die Bevölkerung 2009 auf 428.807 angewachsen sein. Die meisten kleinbäuerlichen Immigranten kommen aus den dichtbesiedelten, sehr fruchtbaren sogenannten „High Potential“-Gebieten im Süden und Osten des Mt. Kenya (Nyeri- und Meru-Distikt) (Kohler, 1987) und sind zum größten Teil Kikuyus oder Merus. Sie immigrieren hauptsächlich wegen der in ihrer Ursprungsregion herrschenden Landknappheit. Da das neue Umfeld wesentlich trockener als ihre Herkunftsgegend ist, sind die Bewirtschaftungsformen oft den semiariden Bedingungen nicht angepasst und es müssen erst neue Strategien entwickelt werden. Obwohl dem Landkauf nicht unmittelbar eine Besiedlung der Parzelle folgt, steigt die Bevölkerungsdichte immer noch stetig. In einigen Gebieten sind bereits 80 % der Flächen mit einer Bevölkerungsdichte von über 200 Menschen pro km² besiedelt, in anderen Gebieten sind nur isolierte Farmen vorhanden und die Bevölkerungsdichte liegt bei weniger als 25 Personen pro km². Insgesamt stellen die Agro-Pastoralismus treibenden Kleinbauern inzwischen 75 % der Bevölkerung des Laikipia-Distrikts dar (Wiesmann, 1998).

3.7. Zusammenfassung

Landnutzung ist eine Schlüsselgröße für die Vegetationsbedeckung innerhalb des Ökosystems (Foley et al., 2005). Die Reaktion der Vegetation innerhalb des Ökosystems auf Landnutzung variiert je nach Art der Landnutzungsveränderung sowie der ökologischen Rahmenparameter. Die Auswirkungen sind sowohl lokal und kurzfristig als auch global und langfristig (DeFries, Foley & Asner, 2004). Im Untersuchungsgebiet spiegeln sich zum Teil die Stadien der globalen Landnutzungsänderungen (Abb. 2.1), zum Teil überlagern sich diese Stadien jedoch und führen zu Parallelentwicklungen, die Konflikte in der Ressourcennutzung bedingen (Abb. 3.9).

Während sich die Fläche der kleinbäuerlichen Farmen noch vergrößert, hat eine Intensivierung der Landwirtschaft sowie die Ausweisung zusätzlicher Schutzgebiete im Laikipia-Distrikt schon begonnen. Gleichzeitig gibt es marktorientierte Großranches, die hauptsächlich extensive Rinderzucht betreiben und Gruppenranches, die von ei-

ner nomadischen Bevölkerung unter eigenen kulturellen und ökonomischen Aspekten bewirtschaftet werden (Reid et al., 2005).

Land und Wasser sind die zentralen Ressourcen, die immer knapper werden und zu Konflikten führen. Dazu tragen neben der Landnutzung auch andere Faktoren bei, die zum Teil damit zusammenhängen: die verstärkte Wasserabstraktion, die sich darin äußert, dass in Trockenzeiten das Flußwasser immer stärker abnimmt (siehe die Anzahl der Tage mit einer Wassermenge unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ am Ewaso Ng'iro bei Archers Post); im Zusammenhang damit die abschmelzenden Gletscher, deren Pufferfunktion für Trockenzeiten geringer wird; und nicht zuletzt die stark wachsende Bevölkerung. Gleichzeitig müssen die Viehhalter und die landwirtschaftlich orientierte Bevölkerung mit den Auswirkungen einer hohen Niederschlagsvariabilität zwischen den Jahren umgehen: niedrige Niederschläge bedingen Dürren und damit Futter- sowie Nahrungsmittelknappheit, während sehr hohe Niederschläge Krankheiten mit sich bringen, wie z.B. das „Rift-Valley-Fever“.

Die Veränderungen über kurze Zeiträume und kurze Distanzen in diesem heterogenen Raum haben zwar eine lokale Ausprägung, sie spiegeln jedoch die aktuellen globalen Probleme wieder.

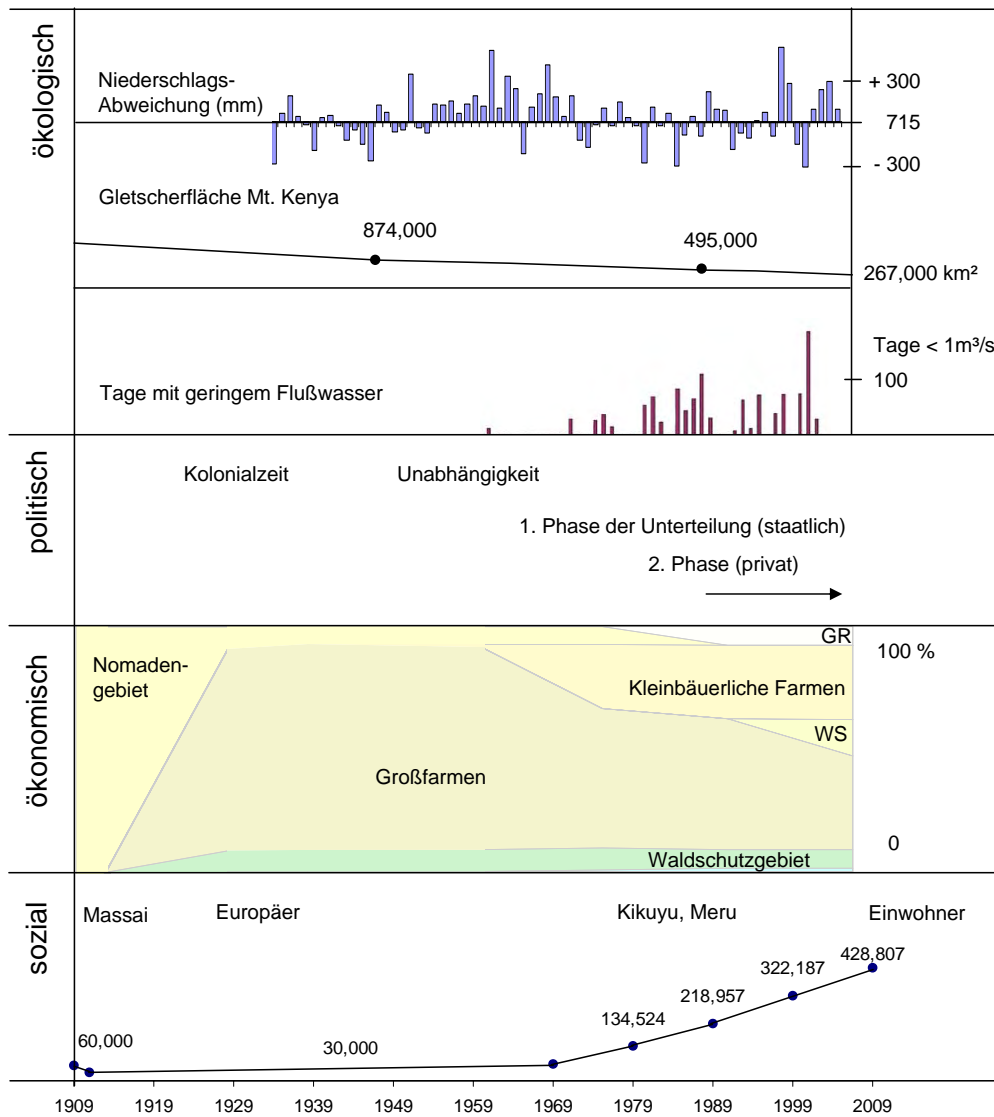


Abb. 3.9.: Zeitliche Einordnung wichtiger ökologischer, politischer und sozialer Ereignisse und Prozesse im Laikipia-Distrikt von 1909 bis 2009. GR=Gruppenranches, WS=Wildschutzgebiete (Quelle: Eigene Berechnungen, NRM³, Hastenrath, 2005; Gichuki, 2002; Wiesmann, 1998; Kohler, 1987; Central Bureau of Statistics, 2001; Central Bureau of Statistics, 1994; Central Bureau of Statistics, 1981; Central Bureau of Statistics, 1970)

4. Datengrundlage und Aufbereitung

Die wachsende Anzahl verfügbarer Satellitendaten ermöglicht die Analyse der unterschiedlichen Aspekte der Vegetationsdynamik mit unterschiedlichen Daten. Somit können die Vorteile der verschiedenen Systeme kombiniert werden, um eine umfassende Analyse zu gewährleisten. In dieser Studie wurden fünf Satelliten-Datensätze verwendet, um den aktuellen Zustand der Vegetation zu erfassen, die innerannuelle Dynamik mit ihrer Saisonalität und die interannuellen Veränderungen (Abb. 4.1).

Zu einer verbesserten Erfassung des aktuellen Vegetationszustandes wurden ENVISAT MERIS-Daten, die eine zeitliche und räumliche mittlere Auflösung, jedoch eine hohe spektrale Auflösung besitzen, mit Daten von ENVISAT ASAR, einem Mikrowellensensor mit einer hohen räumlichen, jedoch geringeren zeitlichen Auflösung, kombiniert.

Diese beiden Sensordaten konnten zusätzlich für die Untersuchung der saisonalen Dynamik genutzt werden, da mehrere Bilder pro Jahr zur Verfügung standen. Mit einer noch höheren, zeitlich jedoch gröberen räumlichen Auflösung wurde die Phänologie, als Ausprägung der saisonalen Dynamik, mit SPOT VEGETATION NDVI untersucht.

Die interannuelle Dynamik wurde zum einen ebenfalls mit SPOT VEGETATION NDVI mit einer hohen zeitlichen und geringen räumlichen Auflösung über die Zeitreihe von 1999 bis 2004 berechnet, zum anderen mit den Einzelszenen von LANDSAT TM, ETM+ und TERRA ASTER von 1987 bis 2005 mit einer räumlich hohen aber zeitlich geringen Auflösung erfasst.

Im Folgenden werden die bei Untersuchungen benutzten unterschiedlichen Daten kurz vorgestellt. Die Beschreibung der Datensätze ist nicht allumfassend sondern beschränkt sich im Wesentlichen auf die Charakteristiken, die im Laufe der Arbeit relevant sind. Da es sich bei ENVISAT (Environmental Satellite) um einen neueren Satelliten handelt, wird hier eine Ausnahme gemacht und auf die Sensorik und Datencharakteristik der ENVISAT Sensoren ausführlicher eingegangen. Der über acht

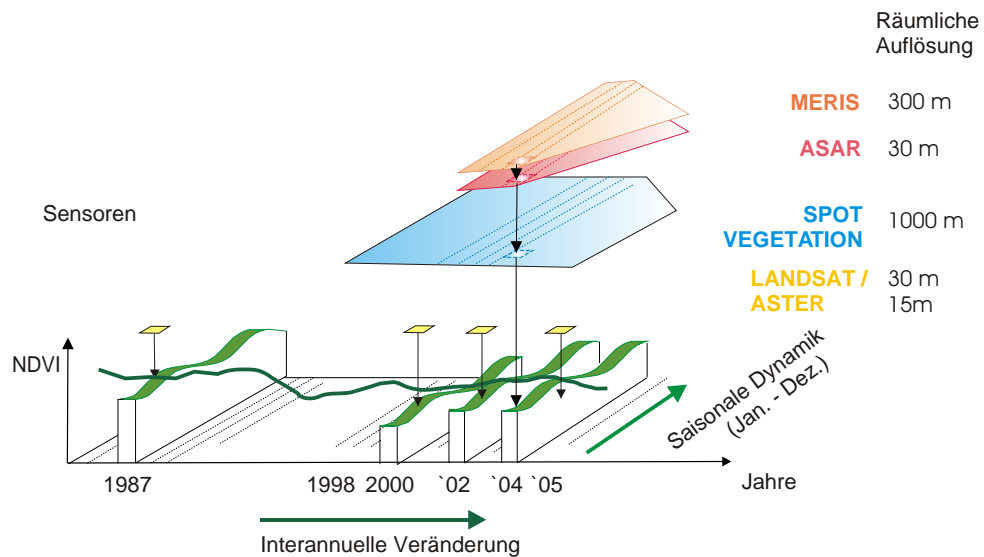


Abb. 4.1.: Übersicht der verwendeten Satellitendaten

Tonnen schwere ENVISAT wurde am 1. März 2002 vom europäischen Weltraumbahnhof Kourou in Französisch-Guyana an Bord einer Ariane 5-Rakete in seine 800 km hohe, sonnensynchrone, polarumlaufende Bahn befördert. Auf seiner Plattform befinden sich insgesamt zehn Sensoren, die umfangreiche Informationen zum Zustand der Atmosphäre, Erd- und Wasseroberfläche liefern. Für die geographische Fernerkundung sind unter anderem der für die Erdoberflächenbeobachtung wichtige optische Sensor MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) und der Radarsensor ASAR (Advanced Synthetic Aperture Radar) an Bord von besonderem Interesse. Bei der Beschreibung der Daten steht MERIS verstärkt im Vordergrund, weil es sich bei ASAR um eine Weiterentwicklung des traditionellen ERS-1 und ERS-2 Sensors handelt. Aus diesem Grund werden zuerst die Daten von ENVISAT beschrieben (MERIS und ASAR), gefolgt von den räumlich grob aufgelösten zu den höher aufgelösten Daten SPOT VEGETATION, LANDSAT und ASTER. Schließlich wird die Aufnahme von flugzeuggestützten Luftbildern und die Erhebung der Felddaten anhand von Testflächen skizziert.

4.1. ENVISAT MERIS

Der MERIS-Sensor wurde primär als Analyseinstrument von Gewässern entwickelt (Curran & Steele, 2005). Der Fokus lag auf der Untersuchung von Wasserfarbe, um die Konzentration von Chlorophyllpigment, Schwebstoff und die Aerosolmengen über den Meeren zu bestimmen. Außerdem sollte der Sensor Informationen über Atmosphäre und Landoberfläche liefern (Rast, Bezy & Bruzzi, 1999). Obwohl die Bedeutung von MERIS im Bereich der Landanwendung inzwischen größer geworden ist (Curran & Steele, 2005) weist die Sensorcharakteristik auf die ursprünglich geplante Ausrichtung der Analyse von Meeren hin. Demzufolge ist die räumliche Auflösung, standardmäßig mit $1040 \times 1160 \text{ m}^2$, nicht hoch, während die zeitliche Wiederholrate 3 Tage beträgt. Dieses Standard „Reduced Resolution“-Produkt ergibt sich aus der Aggregation von jeweils 4 Messungen in Flugrichtung und quer zur Flugrichtung an Bord. Die während des Fluges aufgenommene, höhere räumliche Auflösung von $260 \times 290 \text{ m}^2$ ist auf Bestellung als „Full Resolution“-Produkt erhältlich. Der Sensor arbeitet im so genannten „push-broom“-Verfahren und nimmt die Erde mit einer Bildbreite von 1150 km auf. Der relativ große Aufnahmewinkel von $68,5^\circ$ ergibt sich aus der Summe von 5 einzelnen optischen Instrumenten, die nebeneinander angeordnet sind und jeweils einen Aufnahmewinkel von 14° haben (Abb. 4.2).

Jedes dieser Instrumente wiederum besteht aus „Charge Coupled Devices“(CCD), die die Radianz eines räumlichen Bereichs von 260 m aufnehmen und diesen in 1,25 nm breiten Wellenlängenabständen speichern (Abb. 4.3). Über die nebeneinander liegenden Detectorelemente wird gleichzeitig eine Zeile des Bildes aufgenommen entlang der spektralen Dimension des Sensors (390 - 1040 nm), in jeweils 1,25 nm Schritten je Detectorelement. Nach der Aufnahme, werden die Daten zur Weiterverarbeitung in den Speicher verschoben.

In einem nächsten Schritt werden, entsprechend der festgelegten Wellenlängenbereiche der 15 Kanäle, je Kanal die 1,25 nm Schritte zusammengefasst. Dieses Verfahren ermöglicht eine flexible Festlegung der Breite und Position der Kanäle (Rast, Bezy & Bruzzi, 1999). Der vom Sensor erfasste Spektralbereich liegt im sichtbaren und nahen Infrarotbereich. Innerhalb von 350 nm bis 1040 nm, können die Kanäle mit der variablen Breite von 1,25 nm bis 30 nm programmiert werden. Die zurzeit genutzten 15 spektralen Kanäle wurden auf Anraten eines wissenschaftlichen Beratungsgremiums (Scientific Advisory Group) vor dem Start festgelegt, um definierte

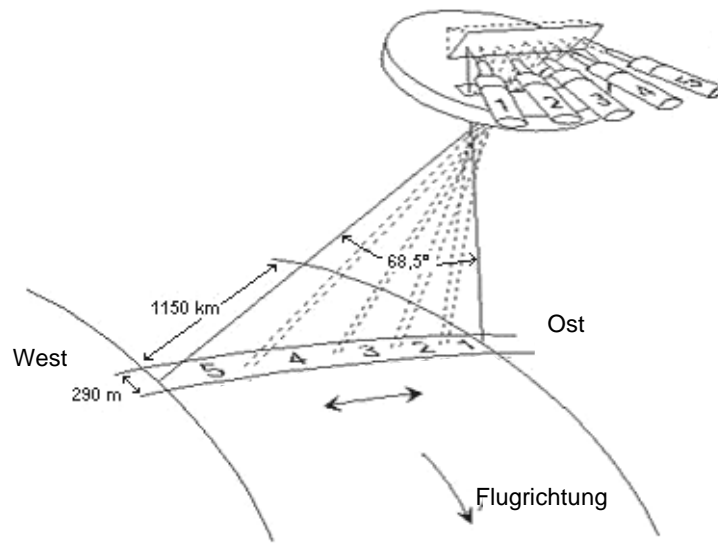


Abb. 4.2.: Das Aufnahmesystem von MERIS (Quelle: Rast, Bezy & Bruzzi (1999))

Anwendungsfelder abzudecken (Tab. 4.1).

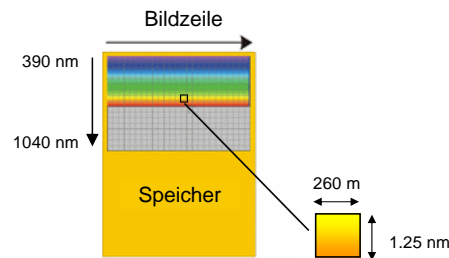


Abb. 4.3.: Schematische Darstellung eines MERIS-Detektors (Abgeändert nach: ESA (2006))

Erhältlich sind die Daten als so genannte Level 1 und Level 2-Produkte. Während die Level 1-Produkte Radianzen mit allen 15 Kanälen zur Verfügung stehen, geben Level 2-Produkte atmosphärenkorrigierte Reflektanzen in 13 Kanä-

len (exklusiv Kanal 11 und 15) wieder. Der Kanal 11, mit der Wellenlänge 760 nm, wird zur Bestimmung der Sauerstoffabsorption und Kanal 15, mit der Wellenlänge bei 900 nm, zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes genutzt. Neben der atmosphärischen Korrektur in Bezug auf Streuung und Gasabsorption, sind den Kanälen im Level 2-Produkt zusätzliche Produkte und Qualitätsmasken beigelegt. Eine „Full

Kanal	Bandbreite(nm)	Potentielle Anwendungen
1	407,5 – 417,5	Gelbstoff, Trübung
2	437,5 – 447,5	Chlorophyllabsorptionsmaximum
3	485 – 495	Chlorophyll, weitere Pigmente
4	505 – 515	Trübung, Schwebstoffe, Rote Tide
5	555 – 565	Chlorophyllreferenz, Schwebstoffe
6	615 – 625	Schwebstoffe
7	660 – 670	Chlorophyllabsorption
8	677,5 – 685	Chlorophyllfluoreszenz
9	700 – 710	Atmosphärenkorrektur, „red edge“
10	750 – 757,5	Sauerstoffabsorption Referenz
11	758,75 – 761,25	Sauerstoffabsorption
12	767,5 – 782,5	Aerosole, Vegetation
13	855 – 875	Aerosolkorrektur über Ozean
14	885 – 895	Wasserdampfabsorption Referenz
15	895 – 905	Wasserdampfabsorption, Vegetation

Tab. 4.1.: Operationelle Aufnahmebereiche, Bandbreiten und mögliche Anwendungsfelder der einzelnen MERIS-Kanäle (Quelle:ESA (2006))

Resolution“-Szene ist 2241x2441 Pixel groß und entspricht damit 582x650 km², während 1153x153 Pixel (300x334 km²) die Größe eines ebenfalls bestellbaren, „imagerie“ genannten Bildausschnittes der Szene angibt.

Die Produkte bestehen aus 4 Teilen, die wiederum mehrere Datensätze umfassen können. Der erste Datensatz ist der sogenannte „header“: Erstens der „Main Product Header“ (MPH), der allgemeine Daten über das Produkt enthält, wie Aufnahmezeitpunkt, Version der Prozessierungssoftware, Prozessierungsort, Prozessierungslevel, Anzahl der in dem Produkt enthaltenen Datensätze etc.; Zweitens den „Specific Product Header“ (SPH), in dem neben den Eckkoordinaten, beispielsweise die Wellenlängen der Kanalbelegung festgehalten ist mit ihren jeweiligen Positionen und Breiten. Der zweite Datensatz, die so genannten Measurement Datasets (MDS), enthalten die 13 Reflektionsbänder und zusätzlich generierte Daten wie Wasserdampfgehalt, Algenindex über Wasser, zwei Vegetationsindizes über Land, Wolkenalbedo, Aerosole, Druck, Qualitätsmasken. Die zwei Vegetationsindizes sind zum einen der sogenannte „Top of Atmosphere Vegetation Index“, das entspricht dem „MERIS Global Vegetation Index“ (MGVI) und zum anderen der sogenannte „Bottom of Atmosphere Vegetation Index“ der dem „Normalized Difference Vegetation Index“ entsprach, im

Mai 2006 jedoch durch den „MERIS Terrestrial Chlorophyll Index“ (MTCI) ersetzt wurde (Bourg & Obolensky, 2006). Der dritte Datensatz wird „Annotation Data Set“ (ADS) genannt und enthält einmal Qualitätsmerkmale des gesamten Produktes, wie z.B. der Prozentanteil an Bewölkung, an „Dark Dense Vegetation“ (DDV), an Wasser sowie „Tie Points“, d.h. auf eine 2241x2241 Pixel große Szene werden 36x36 Punkte mitgeliefert, die z.B. die Koordinaten enthalten, Werte zum Ozongehalt, der relativen Feuchte, Sonnenzenitwinkel. Schließlich gibt es noch „Global Annotation Data Sets“ (GADS), die Skalierungsfaktoren zu den einzelnen Kanälen der gelieferten Datensätze enthalten.

4.1.1. Vorverarbeitung

In dieser Arbeit wurden sowohl Level 1- als auch Level 2-MERIS-Szenen von folgenden Daten benutzt: 28.9.2003, 17.12.2003, 5.3.2004, 22.4.2004 und 12.6.2004.

Die Datensätze werden in einem ESA-internen Format „N1“ geliefert und können mit dem kostenfreien Softwarepaket „ENVIVIEW“ von der ESA gelesen und angezeigt werden. Zur Analyse gibt es ebenfalls kostenlos von der ESA das Java basierte „open source“-Softwarepaket „BEAM“. Mit Hilfe dieser Software können die Daten in andere Formate exportiert werden, wie z.B. das „Hierarchical Data Format“(HDF).

Die in dieser Arbeit hauptsächlich benutzte Software ist ENVI, da sich hiermit eigene Algorithmen in der Programmumgebung IDL umsetzen, und in ENVI einbinden lassen. Zu dem Zeitpunkt als die MERIS-Prozessierung gestartet wurde, konnte das ENVISAT-Format (N1) in ENVI noch nicht importiert werden, daher wurden die Daten in ENVIVIEW eingelesen und in HDF exportiert, und in ENVI in dem ENVI-Standardformat abgelegt. Somit konnten die Daten automatisch über ein IDL-Programm eingelesen und mit Hilfe der mitgelieferten Referenzkoordinaten ihre geographischen Koordinaten zugewiesen bekommen. Im gleichen Schritt wurde die Projektion in UTM WGS 84 Zone 37 N umprojiziert. Diese mitgelieferte Geolokation erwies sich jedoch nicht als zufriedenstellend, so dass alle Datensätze nachkorrigiert werden mussten, obwohl sich die räumliche Genauigkeit ab März 2004 sichtlich verbesserte. Die manuelle Nachreferenzierung wurde mit Hilfe eines Polynoms zweiten Grades und Referenzpunkten der LANDSAT 7 ETM+ Szene vom 21.2.2000 berechnet. Die LANDSAT 7 ETM+ Szene vom 21.2.2000 ist eine Orthoszene von der Universität Maryland. Eine Überprüfung der Genauigkeit mit Hilfe

der GPS-Tracklogs entlang von Straßen und GPS-Punkten, die im Feld aufgenommen worden waren, bestätigte die genaue Geolokation der Szene, so dass dieses Bild als Referenz für alle Bild-zu-Bild-Referenzierungen gewählt wurde. Um die spektralen und räumlichen Veränderungen zu minimieren, wurde bei der Geokorrektur die „Nearest-Neighbor“-Methode gewählt sowie die Pixelgröße auf $100 \times 100 \text{ m}^2$ erhöht.

Die zusätzliche Prozessierung der Level 1-Daten war notwendig, da die Atmosphärenkorrektur der Level 2-Daten den Aerosoleinfluss nicht umfasst, und die Berechnung der „Red Edge Position“ später mit diesen korrigierten Level 1-Daten erfolgt. Die Level 1-Produkte wurden zuerst in Bezug auf den „Smile“-Effekt korrigiert. Innerhalb einer Kamera kann es zu einer Variation des aufgenommenen spektralen Wellenlängenbereichs der Pixel (Abb. 4.3) über ein Bild hinweg von bis zu 0,1 nm kommen und zwischen den Kameras bis zu 1 nm, was zu Artefakten an den Kamerarändern führen kann. Dieser Effekt wird „Smile“-Effekt genannt und wird wellenlängenabhängig in den Level 2-Daten korrigiert (ESA, 2005). Der gleiche Prozessor kann in BEAM angewandt werden, um den Effekt auch für die Level 1-Daten zu korrigieren (Brockmann Consult, 2005). Ebenfalls mit der BEAM-Software wurden die Level 1-Produkte danach mit Hilfe der „Simplified Method for Atmospheric Correction“ (SMAC) von Rahman & Dedieu (1994) atmosphärenkorrigiert und gleichzeitig in Reflektanzen umgewandelt. Diese Atmosphärenkorrektur ist ein semi-empirischer Ansatz, bei dem die Korrekturkoeffizienten durch einen Abgleich mit dem Strahlungstransfermodell S6 gewonnen wurden. Eingabeparameter sind, neben der Radianz, der atmosphärische Druck auf Meeressniveau, der Ozon- und Wasserdampfgehalt. Diese Angaben werden mit den MERIS-Daten ausgeliefert und sind vom Globalmodell des „European Centre for Medium-Range Weather Forecasts“ (ECMWF). Als Aerosoltyp kann zwischen kontinentalen und maritimen Aerosolen gewählt werden während die optische Dichte muss empirisch abgeschätzt werden.

Außerdem wurde eine Maske erstellt, die die Wolken aller Zeitschnitte umfasst, indem empirisch jeweils ein Schwellenwert im kurzwelligen Bereich (Kanal 1) gesetzt wurde. Diese Maske umfasst auch alle diejenigen Pixel, die im Qualitätslayer von MGVI als ungültig gekennzeichnet sind.

4.2. ENVISAT ASAR

Der Advanced Synthetic Aperture Radar (ASAR) steht in der Tradition von ERS-1 und ERS-2 und arbeitet im C-Band (Wellenlänge 5,6 cm). Die hoch aufgelösten PRI (Precision Image), SLC (Single Look Complex), GEC (Geocoded) Bilder werden somit fortgeführt. Der ASAR-Sensor ist eine Weiterentwicklung und bietet die Möglichkeit, sowohl Polarisation als auch Aufnahmewinkel zu wählen. Er kann in drei unterschiedlichen Modi betrieben werden: dem „Image“, „Wave“ und „ScanSAR“ Modus. Im „Image Mode“ wird vor der Erfassung einer Szene einer der 7 Winkel und eine Polarisation (horizontal oder vertikal), in der sowohl gesendet als auch empfangen wird (HH oder VV), festgelegt, je nach der individuellen Bestellung des Nutzers der Daten. Der „Wave Mode“ arbeitet ebenso, nimmt jedoch keinen kontinuierlichen Bildstreifen auf, sondern nur 5 km breite Bilder („vignette“), so dass diese geringere Datenmenge an Bord gespeichert werden kann. Eine dritte Möglichkeit ist der „ScanSAR Mode“ für „Wide Swath“ und „Global Monitoring“. Hierbei wird eine Breite von 405 km abgedeckt, indem der elektromagnetische Strahl nacheinander in 5 unterschiedlichen Winkeln gesendet wird, deren Blickfelder sich überlappen. Die einzelnen Streifen, die dadurch entstehen, werden dann zu einem einzigen Bild zusammengesetzt. Innerhalb des modifizierten ScanSAR Modus gibt es den „Alternating Mode“, d.h. es wird nicht zwischen unterschiedlichen Winkeln umgeschaltet, sondern zwischen den unterschiedlichen Polarisationen (horizontale (H)/ vertikale (V) Ausrichtung), in denen die elektromagnetischen Wellen gesendet und empfangen werden. Dementsprechend werden Produkte mit jeweils 2 Kanälen erzeugt, die in einer bestimmten Polarisation gesendet werden, der Empfang jedoch sowohl mit vertikaler als auch horizontaler Polarisation möglich ist. Damit sind drei unterschiedliche Produkte möglich: horizontal gesendete elektromagnetische Welle und horizontal empfangene für Band 1, sowie vertikal gesendet und vertikal empfangen in Band 2 (HH/VV); horizontal gesendet und vertikal in Band 1, sowie horizontal in Band 2 empfangen (HV/HH) und schließlich vertikal gesendet und vertikal in Band 1 und horizontal in Band 2 empfangen (VV/VH). Der Aufnahmewinkel, und damit die Bildstreifenbreite, wird vor der Aufnahme festgelegt und beträgt bis zu 100 km. Die räumliche Auflösung liegt bei 30 m.

Für diese Studie wurden ASAR Bilder mit alternierender Polarisation und einem Aufnahmewinkel von 31° bis $36,3^\circ$ („Swath 4“) bestellt, da sich diese Datencharak-

Datum	Polarisation	Regenmenge (mm/d)
31.08.2003	VV - HH	0
09.11.2003	HH - HV	3,22
14.12.2003	VV - VH	0,95
22.02.2004	HH - HV	0,04
28.03.2004	VV - VH	2,22
2.05.2004	HH - HV	9,55
6.06.2004	VV - VH	0
11.07.2004	HH - HV	0,41

Tab. 4.2.: Verfügbare ASAR-Datensätze. Die Regenmenge bezieht sich auf den durchschnittlichen Niederschlag an diesem Tag, berechnet über 14 im Untersuchungsgebiet verteilte Messstationen

teristik insbesondere für Vegetationsanalysen eignet (ESA, 2002).

4.2.1. Georeferenzierung

Für die Aufbereitung der ASAR-Szenen wurden die ASAR-Daten zuerst mit Hilfe des Programmes „BEST“ automatisch auf die ausgewählte Referenzszene vom 14.12.2003 koregistriert. „BEST“ steht für Basic ENVISAT SAR Toolbox, und ist wie schon BEAM und ENVVIEW eine kostenlose Software der ESA und stellt eine Weiterentwicklung der ERS Toolbox dar. Nach der Koreferenzierung wurden die Daten in das Bildverarbeitungsprogramm ERDAS IMAGINE (Version 8.7) exportiert. In ERDAS IMAGINE wurde die ASAR-Referenzszene vom 14.12.2003 über eine Bild-zu-Bild-Registrierung auf die LANDSAT 7 ETM+ Szene vom 21.2.2000 in ein geographisches Koordinatensystem umgerechnet. Alle ASAR-Szenen konnten mit denselben Passpunkten („ground control points“ (GCP)) referenziert werden, da sie durch die vorausgegangene Koreferenzierung mit der Software BEST bereits untereinander eine einheitliche, relative Geometrie besaßen. Im selben Schritt, in dem die Georeferenzierung erfolgt, gehen in die Berechnung gleichzeitig ein digitales Höhenmodell (Auflösung: 50 m) sowie die Satellitenflugparameter aus den Header-Dateien der ASAR-Bilder mit ein, so dass Orthoradarbilder erstellt werden. Die Pixelgröße, die nominell bei 12,5 m liegt, wurde über Mittelwertbildung auf 30 m zusammengefasst, was der tatsächlichen räumlichen Auflösung entspricht.

4.2.2. Filter

Durch die Interferenz der elektromagnetischen Wellen, die von einer Objektoberfläche vielfach zurückgestreut werden, entsteht der so genannte Speckle-Effekt in Radarbildern. Die Summe der zurückgestreuten Energie kann je nach Interferenzen sehr hoch oder sehr niedrig sein und erzeugt den sogenannten „Salz und Pfeffer“-Effekt im Bild. Um diesen Effekt zu minimieren, werden die Bilder gefiltert (Henderson et al., 1998). In dieser Arbeit wurde die räumliche Auflösung der ASAR-Daten von 30 m auf 100 m durch Mittelwertbildung reduziert, um damit eine mittlere Bildelementgröße zwischen der von MERIS und ASAR zu erhalten. Durch diese Pixelaggregation erhält man bereits eine Speckle-Verringerung. Diese erwies sich jedoch als nicht ausreichend, so dass anschließend ein Gamma-Filter (Shi & Fung, 1994) mit der Größe von 3x3 angewendet wurde. Die Größe des Filters lässt sich beliebig variieren, kleine Filter bewahren jedoch besser die Struktur des Bildes (Lee et al., 1994). Bei dem Gamma Map-Filter wird davon ausgegangen, dass der eigentliche Pixelwert zwischen dem lokalen Mittelwert und dem aktuellen Wert des mittleren Pixels einer bestimmten Umgebung liegt und dieser Wert wird dem gefilterten Pixel zugewiesen. Er eignet sich insbesondere für Vegetationsflächen (Capstick & Harris, 2001). Für Vergleiche mit Radarrückstreuwerten aus der Literatur wurden die Intensitäten mit Hilfe eines eigenen IDL-Programms „Sigma“ in die dimensionslose Rückstreuintensität „Sigma nought“ umgewandelt (ESA, 2002).

4.3. SPOT VEGETATION

Für die räumlich geringen aber zeitlich hoch aufgelösten Untersuchungen wurden SPOT VEGETATION-Daten herangezogen. SPOT VEGETATION ist ein gemeinsames Satellitenprogramm von der EU, Frankreich, Belgien, Italien und Schweden. Seit April 1998 sind die SPOT VEGETATION-Daten über Internet von dem „Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek“ (VITO) in Mol (Belgien) kostenfrei erhältlich. Inzwischen wurde der erste VEGETATION-Sensor an Bord des SPOT 4 Satelliten von dem baugleichen Nachfolgesensor VEGETATION 2 an Bord von SPOT 5 am 1. Februar 2003 abgelöst. Die Umlaufbahn der Satelliten ist sonnensynchron und befindet sich bei einer Neigung von $98,7^\circ$ auf einer Höhe von 820 km. Die Äquatorüberflugszeit ist 10.30 Uhr Lokalzeit. Die Aufnahmen umfassen eine Breite von 2250 km,

die räumliche Auflösung beträgt $1 \times 1 \text{ km}^2$. In dieser Arbeit wurde der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) als 10-Tages Maximum-Value-Composite (MVC) benutzt (VGT-S10 Produkte). Das heißt, monatsweise wird jeweils der höchste Wert für die Dekaden 1. bis 10., 11. bis 20. und 21. bis Ende des Monats ermittelt. Der S10-Datensatz besteht aus geometrisch entzerrten Orthobildern, mit geographischer Projektion und bezüglich der Satellitenumlaufbahn korrigiert. Der Atmosphäreneinfluss (Wasserdampf, Ozon und Aerosoleffekte) ist mit Hilfe der „Simplified Method for Atmospheric Corrections“ (SMAC) minimiert.

4.3.1. Vorverarbeitung

Das Untersuchungsgebiet in Zentralkenia wurde aus dem kontinental verfügbaren Datensatz für Afrika ausgeschnitten. Die Daten zeichnen sich durch eine genaue Geolokation und eine gute radiometrische Kalibrierung aus. In einem weiteren Vorverarbeitungsschritt werden die Einzelbilder mit einem selbst entwickelten IDL-Programm zu einem mehrkanaligen Datensatz mit jeweils 36 dekadischen Bildern und somit zu einer Jahresdatei zusammengefasst. Die NDVI-Bilder von VITO werden als 8-Bit Daten ausgeliefert und können mit dem mitgelieferten Skalierungsfaktor in NDVI-Werte von -1 bis 1 zurückgerechnet werden. In den originalen NDVI-Bildern von VITO sind die Wolken mit dem höchsten Wert, 255, kodiert. Mit Hilfe dieser Kodierung, wurde eine Wolkenfilterung vorgenommen und das Wolkenpixel durch das Mittel der Pixelwerte der vorherigen und nachfolgenden Dekade ersetzt. Zugleich wird eine Wolkenmaske ausgegeben, die anzeigt, wenn mehr als zwei aufeinanderfolgende Zeitschnitte Wolken enthalten und somit im Endprodukt immer noch Wolken enthalten sind. Für den untersuchten Transekt war dies nicht der Fall. Pixel, die Wolken enthalten, durch den Mittelwert der vorhergehenden und nachfolgenden Dekade zu ersetzen, beruht auf der Annahme, dass sich Änderungen in der Vegetation nicht abrupt vollziehen.

4.4. LANDSAT TM und ETM+

Für die räumlich hochaufgelöste Studie der Vegetationsveränderung wurden LANDSAT TM-Aufnahmen vom 25.2.1987 und 19.3.1995 sowie ETM+ Aufnahmen vom 21.2.2000 und 10.2.2002 zur NDVI-Berechnung herangezogen.

Alle Szenen wurden auf Basis der Referenzszene vom 21.2.2000 Bild-zu-Bild-referenziert, über ein Polynom 2. Grades und der „Nearest neighbor“-Methode mit einer Genauigkeit von unter einem halben Pixel (Root mean square error (RMS) kleiner als 0.5). Für den 21.2.2000 wurden die digitalen Werte in Reflektanzen mit Hilfe der mitgelieferten Metadaten umgerechnet, da diese Szene auch die Referenz für die radiometrische Normalisierung darstellte. Die Normalisierung wurde mit Hilfe des MAD-Verfahrens durchgeführt (Canty, 2006). Das MAD -Verfahren, ursprünglich zur Erfassung von Veränderungen zwischen zwei Szenen beschrieben (Nielsen, Conradsen & Simpson, 1998) weist auch die nicht-veränderten Flächen aus. Zwischen den Werten dieser als unverändert erkannten Flächen wird kanalweise eine Regression gerechnet. Entsprechend dieser Regression werden alle Grauwerte der einen Szene an die der anderen angepasst. Zusätzlich wurden die Szenenränder und Wolken ausmaskiert. Das Ausmaskieren der Szenenränder erfolgte manuell, die der Wolken und Wolkenshatten hingegen über eine Parallelepiped-Klassifikation.

4.5. TERRA ASTER

Seit der Fehlfunktion des Scan-Line-Correctors von LANDSAT 7 ab dem 31. Mai 2003, sind die aufgenommen Bilder nur noch sehr eingeschränkt nutzbar. Lediglich der mittlere Bereich (ca. 22 km) der Bilder weist keine Datenverluste und doppelte Zeilen auf. Alternativ Aufnahmen von LANDSAT 5 zu nutzen, war leider für den Bereich des Mt. Kenya nicht möglich, weil LANDSAT 5 an Bord keine Speicherkapazitäten hat und die nächste Bodenstation in Johannesburg (Südafrika) nicht in Reichweite ist. Aus diesem Grund wurde die LANDSAT-Reihe mit ASTER-Bildern ergänzt, die für das Jahr 2005 verfügbar waren. Das Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) an Bord des Terra-Satelliten nimmt unregelmäßig Daten auf, im Schnitt 8 Minuten pro Orbit (NASA, 2007). Gebaut wurde der Sensor in Japan, das Design des Instruments, die Kalibrierung und Datenvalidierung wurde gemeinsam von US-amerikanischen und japanischen Wissenschaftlern durchgeführt. Die ASTER-Szenen wurden wie schon die unterschiedlichen LANDSAT-Bilder auf das LANDSAT-Orthobild vom 21.2.2000 Bild-zu-Bild referenziert und mit Hilfe des Höhenmodells (50 m räumliche Auflösung) über ein Polynom 2. Grades referenziert. Ebenso wurde mit Hilfe der MAD-Methode eine Normalisierung der Werte vorgenommen.

4.6. Vergleich der spektralen Aufnahmebereiche der unterschiedlichen Sensoren

Da von den Sensoren SPOT VEGETATION, LANDSAT und ASTER nur der NDVI genutzt wurde, wird auf eine ausführliche Beschreibung der Kanäle verzichtet und lediglich ein Vergleich der Aufnahmebereiche für Rot und Nahes Infrarot vorgenommen, da diese später der NDVI-Berechnung dienen (Tab. 4.3). Die Aufnahmebereiche sind zum Teil identisch oder geringfügig unterschiedlich.

Sensor	Bandbreite Rot(μm)	Bandbreite NIR(μm)	Räumliche Auflösung (m^2)
SPOT-VEGETATION	0,61 – 0,68	0,79 – 0,89	1000
LANDSAT TM	0,63 – 0,69	0,76 – 0,90	30
LANDSAT ETM+	0,63 – 0,69	0,75 – 0,90	30
ASTER	0,63 – 0,69	0,78 – 0,86	15

Tab. 4.3.: Vergleich der Aufnahmebereiche der unterschiedlichen Sensoren (Quelle: NASA (2007); NASA (2001); VITO (2007))

4.7. Geländedaten

4.7.1. Felddaten

Die Felddaten wurden während der Trockenzeit (Februar bis März 2004) und kurz nach der Regenzeit (Dezember 2004 bis Januar 2005) aufgenommen. Auf möglichst homogenen und repräsentativen Testflächen der Größe $25 \times 25 \text{ m}^2$ wurden ausgewählte Parameter mit Hilfe eines standardisierten Datenerhebungsbogens aufgenommen und über einen Handheld Computer mit GPS-Aufsatz direkt verortet:

1. Standortkenndaten: Geographische Koordinaten der Position, Namen des Polygons das die Testfläche beinhaltet, Höhe über NN, Inklination.
2. Vegetationsspezifische Daten: Prozentualer Bedeckungsanteil der Baumkronenbedeckung, Strauch- und Grasschicht sowie Anteil an unbedecktem Boden über

Messungen der Kronendurchmesser und Bestimmung der Pflanzenanzahl, Vegetationsarten, Baumumfang (Mittelwert von ca. 3-10 Messungen), Strauch- und Baumhöhe (Minimum, Maximum und Durchschnitt von ca. 10 Messungen) und Anzahl der Hauptäste, Gewicht der oberirdischen Biomasse einer 1 m großen Grasfläche als Feucht- und Trockenbiomasse (nach 12 h Trockenofen bei 105 °C).

3. Allgemeine Angaben: Bodenfarbe (nach Munsell) und -textur bei Bodenanteilen größer als 5 %, digitale Fotos der Testfläche (Vegetationserscheinungsbild, Bodenerscheinungsbild), Besonderheiten des Standortes (z.B. Erosionserscheinungen).

4.7.2. Digitale Luftbilder

Als Ergänzung zu diesen stichprobenartigen Testflächen wurden, während der beiden Feldaufenthalte, kontinuierliche Transekte digitaler Fotos aus einem Kleinflugzeug aufgenommen. Die gewählte Route orientierte sich entlang des Niederschlagsgradienten, vom Mt. Kenya in Richtung Nordosten ins Hochland hinaus, bei einer gleichzeitig möglichst repräsentativen Abdeckung der unterschiedlichen Vegetationsklassen und Nutzungssysteme. Über ein GPS wurde ein Tracklog aufgezeichnet, der später die Lokalisierung der Bilder ermöglichte. In einem GIS-Projekt konnten so die Bilder verlinkt und teilweise zusätzliche Trainingsflächen kartiert werden. Beim ersten Feldaufenthalt im Februar-März 2004 wurden die Bilder durch das Flugzeugfenster in Schrägansicht mit einer Kodak DC5000 (2,3 Megapixel) Digitalkamera aufgenommen. Während des zweiten Feldaufenthaltes im Dezember 2004 bis Januar 2005 wurde das Verfahren optimiert, indem eine hochauflösende digitale NIKON D70 (6,1 Megapixel) Spiegelreflexkamera mit einer speziellen Halterung an der Tragflügelstrebe des Flugzeugs befestigt wurde. Über ein Kabel mit einem Laptop verbunden, wurde automatisch alle 6 Sekunden ein Bild aufgenommen. Bei einer Fluggeschwindigkeit von ca. 180 km/h und einer relativ konstanten Flughöhe von 650 m über dem Boden wurden bei einer 35 mm Brennweite somit Flächen mit 625 m Breite pro Bild aufgenommen. Damit liegt mindestens ein ENVISAT MERIS-Pixel (260x290 m²) innerhalb des Bildausschnittes. Der Überlappungsbereich zweier angrenzenden Bilder beträgt ungefähr 130 m.

Jeweils 3 bis 5 einzelne Senkrechtaufnahmen wurden mit dem Programm Canon

Photostich 3.1 zu einem lückenlosen Bildstreifen zusammengefügt. Die Anzahl der Bilder pro Sequenz zu begrenzen hat den Vorteil, dass das entstehende Mosaik noch problemlos in der Software zu bearbeiten ist, da die Datenmenge pro Sequenz nicht zu groß wird. Außerdem werden somit Verzerrungen innerhalb einer Sequenz minimiert, die durch Schwankungen der Überflughöhe und Kurven während des Fluges entstehen. Der Transekt stellt keine gerade Linie dar, da aus logistischen Gründen nicht die direkte Flugroute nach Nordwesten gewählt werden konnte, weil der dort liegende Militärflughafen nicht überflogen werden darf.

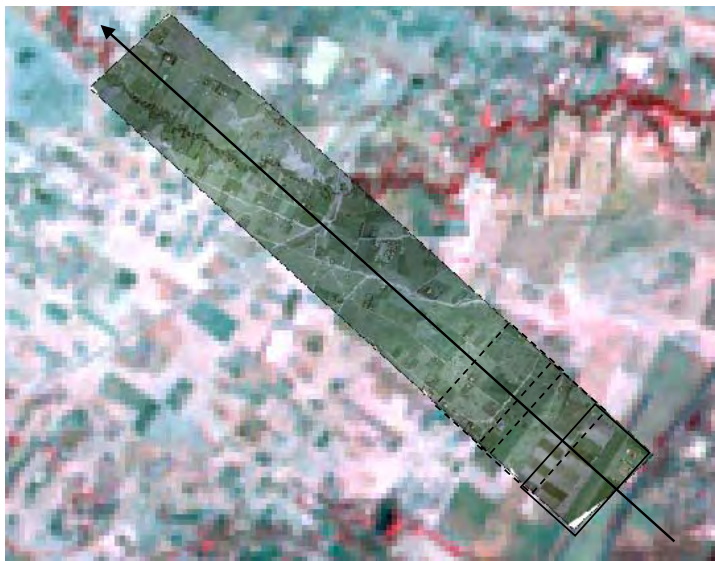


Abb. 4.4.: Eine georeferenzierte Sequenz der digitalen Luftbilder mit der schematischen Darstellung der ursprünglichen Bildgröße sowie der Flugrichtung. Im Hintergrund ist die LANDSAT ETM+ Szene vom 10.2.2002 (RGB:4,5,3)

Die Sequenzen wurden mit Hilfe von im Feld aufgenommenen GPS-Punkten, dem Tracklog während des Fluges sowie Passpunkten aus dem ASTER-Bild vom 18.2.2005 in ERDAS IMAGINE georeferenziert. Aufgrund der Aufnahmekonstellation und Kameraeigenschaften beträgt die Pixelauflösung $20 \times 20 \text{ cm}^2$.

4.7.3. Zusätzliche Datensätze

Zusätzlich zu den hier beschriebenen Satelliten- und Felddaten, wurden Vektordatensätze von Eigentums Grenzen, der Grenze des Waldschutzgebietes und Bevölkerungsdichte genutzt. Die Grenzen des Waldgebietes sind von Bussmann (1996), während die anderen Vektoren, die im Laufe der Arbeit benutzt werden (Bevölkerungsdichte, Eigentums Grenzen) sowie das digitale Höhenmodell für die Geokorrektur und die Niederschlagsdaten von unserem Projektpartner NRM³ bereitgestellt wurden. Die benutzten Niederschlagsdaten stammen von privaten Ranchen und staatlichen Forststationen und werden seit Jahren vom NRM³ gesammelt und archiviert. Lediglich für einzelne Stationen wurden während der Feldaufenthalte persönlich noch einige der Datensätze für das Jahr 2004 komplettiert. Das Höhenmodell beruht auf einer digitalisierten topographischen Karte im Maßstab 1:50 000 und besitzt eine Pixelgröße von 50 m.

4.8. Zusammenfassung

Für die folgenden Untersuchungen werden räumlich und zeitlich unterschiedlich aufgelöste Satellitendaten genutzt, um die jeweils spezifischen Vorteile der einzelnen Datensätze in Wert zu setzen. Besondere Aufmerksamkeit kommt den neueren Datensätzen von ENVISAT MERIS und ASAR zu, die zur Klassifikation und Erfassung der jährlichen Vegetationsschwankungen für das Jahr August 2003-Juli 2004 genutzt werden. Für die Untersuchungen, auch der interannuellen Vegetationsveränderungen steht mit einer zeitlich sehr hohen, aber räumlich geringen Auflösung SPOT VEGETATION für den Zeitraum von 1999-2004 zur Verfügung. Außerdem, wird mit einer räumlich hoch jedoch zeitlich geringen Auflösung, die Vegetationsveränderung von 1987 bis 2005 mit LANDSAT TM, ETM+ und ASTER untersucht. Schließlich werden noch mit höchster räumlicher Auflösung digitale Luftbilder zur Validierung herangezogen sowie Geländeerhebungsdaten.

5. Multisensorale Vegetationsklassifikation

Klassifikationen gehören zu den klassischen Anwendungsbereichen der Fernerkundung (Aplin, 2004). Damit wird der aktuelle Zustand der Erdoberfläche erfasst und folglich dessen Veränderung. Aus der inhaltlichen Fragestellung und räumlichen Ausdehnung der zu beobachtenden Phänomene ergibt sich der Klassifikationsschlüssel und die erforderliche Klassifikationsgenauigkeit (Jensen, 1996). Dementsprechend wird die Datengrundlage und die Klassifikationsmethode bestimmt.

Mit zunehmender Verfügbarkeit globaler Datensätze werden seit kurzem unterschiedliche Klassifikationen auf regionaler bis globaler Ebene erstellt (Kap. 5.3.2), um globale Phänomene zu beobachten. Degradation und Desertifikation sind Umweltphänomene, die im Fokus der globalen Beobachtung stehen (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Um diese Entwicklung global zu analysieren, muss die lokale Erfassung der Gebiete möglichst genau sein.

Mit ENVISAT MERIS ist ein Sensor für regionale und globale Studien verfügbar, der mit seiner hohen spektralen Auflösung für die Beobachtung von Vegetation neue Möglichkeiten eröffnet. Zudem werden gleichzeitig von Bord des ENVISAT mit ASAR auch erstmalig satellitengestützt Mikrowellendaten mit unterschiedlicher Polarisation aufgenommen.

Das Potenzial der beiden Sensoren, einzeln und in Kombination, für eine Klassifikation von degradierten Flächen im Sinne einer reduzierten Vegetationsbedeckung, soll in dieser Untersuchung geprüft werden. Dabei geht es nicht darum, über Zusatzinformationen die Klassifikationsgenauigkeit soweit wie möglich zu maximieren (z.B. Ausschlusskriterien mit Hilfe zusätzlicher Landnutzungsinformationen), sondern das grundsätzliche Potenzial der unterschiedlichen Datensätze und ihrer Kombinationsmöglichkeiten bei einer automatischen Klassifikation zu analysieren.

Bisherige Klassifikationen im Laikipia-Distrikt beruhen vornehmlich auf LAND-

SAT-Daten (Liniger et al., 1998; Niederer, 2000; Klein, 2001; FAO, 2002) oder sind Teil globaler und regionaler Klassifikationen und aus NOAA-AVHRR-Daten, MODIS-Daten oder SPOT-Vegetation-Daten entstanden (Vergl. Kap. 5.3.2).

Mit ASAR-Daten und ERS-Daten wurden bisher in afrikanischen Ökosystemen Klassifikationen mit einer geringen Klassenanzahl durchgeführt, wie beispielsweise 4 Klassen im semiariden Raum in Tunesien (Zribi et al., 2003), in Tanzania (Haack & Bechdol, 2000) oder in Kenia (Herold, Haack & Solomon, 2005). Grundsätzlich wurden für Klassifikationen oft mehrere Frequenzen (Simard et al., 2002; Haack & Bechdol, 2000) oder optische Daten hinzugenommen, um die Ergebnisse zu verbessern (Haack & Bechdol, 2000). Es stellt sich die Frage, ob Texturmaße und unterschiedliche Polarisationen von C-Band-Daten eine detailliertere Klassifikation eines Savannenökosystems ermöglichen.

MERIS-Daten wurden bisher hauptsächlich für Klassifikationen auf der nördlichen Halbkugel genutzt, beispielsweise zur Bestimmung der Landnutzung in den Niederlanden (Clevers et al., 2004), in Spanien (Fensholt, Sandholt & Stisen, 2006), in Sibirien (Durieux et al., 2007) oder in Wisconsin (Dash et al., 2007). In Indonesien wurden MERIS-, AATSR- (Advanced Along Track Scanning Radiometer) und ASAR-Daten zur Erfassung von Feuer genutzt (Huang & Siegert, 2004), während im Senegal der NDVI von MERIS mit dem anderer Sensoren für Grassavannen verglichen wurde (Fensholt, Sandholt & Stisen, 2006).

Als Klassifikator wird in dieser Studie eine bewährte und häufig genutzte Methode, Maximum-Likelihood, verwendet, um die Unterschiede in der Klassifikationsgenauigkeit bei unterschiedlichen Eingangsdatensätzen zu analysieren. Als Vergleich wird zusätzlich mit Neuronalen Netzen klassifiziert, um die Größenordnung der Unterschiede zu bestimmen, die auf die unterschiedlichen Klassifikatoren zurückzuführen sind.

Zuerst werden die ASAR-Daten auf ihre Eignung zur Vegetationserfassung analysiert, wobei zunächst ein kurzer Überblick über die grundsätzlichen Einflussfaktoren auf das Rückstreuverhalten von Mikrowellen bezüglich Vegetation im C-Band gegeben wird. Nach einer Erläuterung des zugrunde liegenden Klassifikationsschemas folgt eine Klassifikation der ASAR-Daten über 4 Zeitschnitte (Kap. 5.1), was einer Vegetationsperiode entspricht. Für diese Zeitschnitte wurden unterschiedliche Texturmaße berechnet und ihr Einfluss sowie der der Polarisationen auf die Trennbarkeit der Vegetationsklassen untersucht.

In einem zweiten Teil folgt eine Datenfusion von ASAR- und MERIS-Daten (Kap. 5.2). Hier wird noch einmal zum Vergleich eine Klassifikation aller ASAR-Zeitschnitte (beide Vegetationsperioden) errechnet, dann eine Klassifikation von MERIS-Daten allein und letztlich werden drei neue Datensätze über verschiedene Datenverschneidungstechniken von ASAR und MERIS berechnet (Kap. 5.2.1) und klassifiziert (Kap. 5.2.2).

In einem dritten Teil wird die beste hieraus resultierende Klassifikation mit der Klassifikation der digitalen Luftbilder (Kap. 5.3.1) verglichen, sowie mit bereits bestehenden globalen Klassifikationen (Kap. 5.3.2). Von den globalen Klassifikationen wurden zwei ausgesucht: einmal die Klassifikation aus den MODIS-Daten, einem mit MERIS vergleichbaren Sensor und die GLC2000, einer Klassifikation aus SPOT VEGETATION -Daten, die einen regionalen Klassifikationsansatz hat.

Schließlich werden die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Daten und Methoden diskutiert (Kap. 5.4).

5.1. Vegetationsklassifikation mit Mikrowellendaten von ASAR

Die meisten satellitengestützten Radarsensoren können nur in einer Bandbreite und einer einzigen Polarisation operieren. Neben der Amplitude bilden daher Texturmaße eine wichtige Informationsquelle. Der Nutzen von Texturmaßen für Radardaten wurde für spezielle Klassen demonstriert, wie beispielsweise den urbanen Raum (Dekker, 2003; Dutra & Huber, 1998), Wald (Dutra & Huber, 1998; Dobson, Ulaby & Pierce, 1995; Kurvonen & Hallikainen, 1999; Podest & Saatchi, 2002; Wu, Xia & Liu, 2004) oder Feldfrüchte (Anys & He, 1995) oder allgemeine Landnutzungsklassifikationen (Herold, Haack & Solomon, 2005; Dutra & Huber, 1998). Im afrikanischen Savannenökosystem hat Haack & Bechdol (2000) in Tanzania mit „Shuttle Imaging Radar“ (SIR) mit dem C-Band und L-Band, im Vergleich zu LANDSAT TM die vier Klassen natürliche Vegetation, Landwirtschaft, Wasser und Siedlung klassifiziert.

Mit ENVISAT ASAR sind Bilder mit einer alternierenden Polarisation verfügbar, bei einer Repetitionsrate von 35 Tagen (Kap. 4.2). Das Ziel dieser Teiluntersuchung ist es, multitemporale ENVISAT ASAR APP-Daten und Texturmaße dieser Bilder zu nutzen für eine Landnutzungsklassifikation mit einem speziellen Schwerpunkt auf degradierte Flächen im Sinne einer verminderten Vegetationsbedeckung.

Dazu wurden 4 Bilder benutzt, die eine Vegetationsperiode abdecken (31.8.2003: VV-HH; 9.11.2003: HH-HV; 14.12.2003: VV-VH und 2.2.2004: HH-HV). Vier Texturmaße wurden ausgewählt und ihr Beitrag zu den unterschiedlichen Klassen quantitativ bestimmt. Die erhöhte Anzahl der Maße, der Einfluss der unterschiedlichen Polarisationen und Bilder zu zusätzlichen Zeitschnitten wird mit Hilfe der Jeffries-Matusita-Distanz untersucht. Schließlich wurde eine Maximum-Likelihood-Klassifikation (MLK) mit der besten Bilduntermenge gerechnet und validiert.

5.1.1. Vegetationsspezifische Rückstreuung von Mikrowellen

Die Rückstreuintensität des Radarsignals von der Erdoberfläche hängt von einer Vielzahl komplexer Faktoren ab. Den größten Einfluss haben jedoch elektrische und geometrische Eigenschaften der Oberflächen. So wird die Intensität und auch die Phase mit der die Mikrowellen gestreut werden, maßgeblich von der Variation der Dielektrizitätskonstanten der Vegetation oder des Bodens beeinflusst. Die Dielektrizitätskonstante wiederum wird von der Temperatur, dem Wassergehalt in und auf der Pflanze bestimmt sowie von dem Boden oder der Schneebedeckung als Hintergrund. Die Dielektrizitätskonstante ist über ein 10-faches höher für Wasser als für andere, trockene Materialien. Daher ist die Rückstreuintensität umso höher, je höher der Wassergehalt einer Pflanze oder des Bodens ist. So verursacht Vegetation mit hohem Feuchtegehalt eine stärkere Rückstreuung als trockene Vegetation (NASA, 2003).

Andererseits spielt die Neigung der Oberfläche zum Sensor hin eine zentrale Rolle: Beispielsweise verstärken die zum Radar geneigten Flächen die vom Sensor empfangene Rückstreuung, während die vom Sensor abgeneigten Flächen wenig oder gar keine Rückstreuung verursachen.

Vegetation besteht aus mehreren einzelnen Komponenten wie Stamm, Äste, Zweige und Blätter, die eine unterschiedliche Größe und Orientierung besitzen und damit sowohl für die Polarisierung als auch die Frequenzen der Rückstreuung maßgeblich sind (Kasischke, Melack & Dobson, 1997). Grundsätzlich gilt, dass Vegetationskomponenten eine besonders hohe Rückstreuung haben, wenn die Wellenlänge der Größe der Komponenten entspricht oder sie die gleiche Orientierung wie die Polarisierung (z.B. horizontal oder vertikal) besitzen.

Bei linearen Strukturen der Oberfläche werden die Mikrowellen am stärksten zurückgestreut, da deren Polarisierung mit diesen Strukturen parallel ist. Bei einem Ge-

treidefeld beispielsweise wird die VV-Polarisation die stärkste Intensität haben und das Signal-zu-Rausch-Verhältnis wird am höchsten sein (Henderson/Lewis, 1998). Wie groß die Abschwächung des Mikrowellenstrahls auf dem einfachen Weg vom Sensor zur Erde durch Streuung und Absorption an unterschiedlichen Vegetationskomponenten ist, wurde über ein Rückstreumodell anhand eines Schierlingstannenbestands („Hemlock-Bestandes“) je Polarisation für C-Band Radar quantifiziert (Tab. 5.1).

Komponente	C-HH	C-VV
Nadeln	49 %	54 %
Sekundärzweige	17 %	19 %
Primärzweige	24 %	18 %
Stamm	10 %	9 %
Insgesamte Abschwächung (dB)	20,5	25,5

Tab. 5.1.: Anteil der unterschiedlichen Vegetationskomponenten an der Abschwächung der Mikrowellen vom Sensor zur Erde für C-Band in einem Schierlingstannenbestand (Quelle: Henderson/Lewis (1998))

Unterschiedliche Wellenlängen und Einfallswinkel bestimmen zusätzlich die vom Radar gemessene Oberflächenrauigkeit. Im Prinzip wirkt eine Oberfläche glatter, je kleiner die Variationen der Oberfläche in Bezug auf die Wellenlänge sind, mit der gemessen wird. Je ähnlicher hingegen die Oberflächenvariationen im Vergleich zu der Wellenlänge des Sensors sind, desto rauher erscheint die Oberfläche.

Pflanzenbestände erweisen sich generell als gute Reflektoren der Radarenergie, da sie meistens einen hohen Wassergehalt haben, unterschiedliche Dielektrizitätseigenschaften und die Größe einzelner Pflanzenteile der von Mikrowellenlängen entspricht. Je mehr Vegetationskomponenten (Blätter, Zweige, Äste, Stämme) existieren, desto höher wird die Rückstreuintensität. Bei längeren Wellenlängen (P- und L-Band) erfolgt die Streuung vor allem an Baumstämmen und großen Ästen sowie an dem Boden. Kürzere Wellenlängen (C-Band und X-Band) werden insbesondere an kleineren Zweigen und Blättern gestreut.

Die Effekte der Rückstreuung können mit Hilfe von Rückstreumodellen klassifiziert werden: 1) Oberflächen und Volumenstreuung der Baumkrone („tree overstory“), 2) direkte Bodenrückstreuung, 3) direkte Baumstammrückstreuung, 4) vom Boden zum Stamm-Streuung, 5) vom Boden zur Krone-Streuung, 6) vom Boden zur Krone zum Boden-Streuung (Kasischke, Melack & Dobson, 1997).

Die modellierte Eindringtiefe der Mikrowellen ergibt je nach Polarisation und Baumbestand 40 cm bis 1 m bei Nadelbäumen und 2,5 m (C-VV) bis 3 m (C-HH). C-Band HV Bilder werden stärker von der Volumenstreuung von Gras und einigen landwirtschaftlichen Früchten dominiert, während L-HH und C-HH hauptsächlich die Boden-Rückstreuung erfassen (Henderson/Lewis, 1998).

Die Anwendungen von Radar-Daten in ökologischen Untersuchungen können in vier Kategorien unterteilt werden (Kasischke, Melack & Dobson, 1997): 1.) Klassifikation und Veränderungsdetektion der Landbedeckung, 2.) Abschätzung der Gehölzbiomasse, 3.) Monitoring von Überflutungen, 4.) Monitoring von anderen zeitlich-dynamischen Prozessen.

Für Biomassenabschätzungen sind die niedrigfrequenten Radarsysteme (P- und L-Band) besser geeignet. Ebenso eignen sich diese Bänder besser zur Erfassung von Überflutungen in Waldgebieten, während C-Band für Krautschichten geeigneter ist. Erfolgreiche Klassifikationen nutzen oft mehrere Frequenzen, die überwacht über Maximum Likelihood, Entscheidungsbäume („decision tree“) oder mit der unüberwachten Cluster-Analyse berechnet wurden (Pampaloni & Sarabandi, 2004).

Das Monitoring von Waldbeständen (Simard, Saatchi & de Grandi, 2000; Kurvonen & Hallikainen, 1999; Wu & Linders, 1999), von landwirtschaftlichen Flächen (Anys & He, 1995; Li et al., 1998) und urbanen Räumen (Dekker, 2003) stand bis jetzt im Vordergrund der Mikrowellenanwendungen. Musick, Schaber & Breed (1998) untersuchte anhand von AIRSAR-Daten die Ausbreitung von Sträuchern in aridem Grasland. Er stellte fest, dass die Unterscheidung zwischen den unterschiedlichen Anteilen an Strauchbedeckung am geringsten für C-Band, am höchsten für L-Band war. Wenngleich der Zusammenhang zwischen Biomasse und L- und P-Band höher ist als zu C-Band, stellt sich die Frage, ob gerade bei der hier angestrebten Klassifikation mit besonderer Berücksichtigung des Bodenanteils, alternierende Polarisationen und Multitemporalität auch zu einer zufriedenstellenden Ökosystemklassifikation führen können.











5.1.2. Klassifikationsschema

Es wurde eine Differenzierung in 10 Bedeckungsklassen vorgenommen, die insbesondere auch das Vorkommen an unbedecktem Boden berücksichtigt (Tab. 5.2). Die Einteilung wurde, ausgehend von dem Klassifikationsschema, das ursprünglich

5.1. Vegetationsklassifikation mit Mikrowellendaten von ASAR

H.-P. Liniger und M. Thomas (1991) für dieses Gebiet, im Hinblick auf hydrologische Fragestellungen entwickelten, modifiziert (Liniger et al., 1998). Dabei wird nach physiognomisch-strukturellen Kriterien unterschieden (Di Gregorio & Jansen, 1998).

Tab. 5.2.: Klassifikationsschema

Landbedeckungsklasse		Landbedeckungsklasse	
1 Siedlung		6 Landwirtschaftliche Fläche	
2 Grasland (> 70 % Gras, < 5 % Gehölze)		7 Lichtes Grasland (> 30 % unbedeckter Boden)	
3 Strauchsavanne (> 5 % Gehölze, davon > 50 % Sträucher, insgesamt < 20 % Bäume)		8 Lichte Strauchsavanne (> 30 % unbedeckter Boden)	
4 Baumsavanne (20 - 50 % Baumbedeckung)		9 Lichte Baumsavanne (> 30 % unbedeckter Boden)	
5 Dichte Baumsavanne (> 50 % Baumbedeckung)		10 Bergwald	

Da im Zusammenhang dieser Arbeit ein besonderes Interesse an degradierten und degradationsgefährdeten Flächen besteht, wurden der bestehenden Klassifikationseinteilung, die unbedeckten Boden erst explizit bei einer Grasbedeckung unter 20 % ausweist, drei neue Klassen hinzugefügt. Diese berücksichtigen einen Bodenanteil ab

30 %. Ebenso wird die Strauchsavanne nicht komplett dem Baumbestand zugerechnet, sondern als eigene Klasse behandelt, da Verbuschung ebenfalls ein Hinweis auf Degradationsprozesse der Landbedeckung darstellen kann. Im Gegenzug wurden die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Flächen zusammengefasst, die bei der vorliegenden Fragestellung eine untergeordnete Rolle spielen.

5.1.3. Berechnung von Texturmaßen

Für die Berechnung der Texturmaße wurden die ASAR-Bilder korrigiert (Kap. 4.2.1), jedoch kein Filter angewendet. Ob eine Filterung vor der Texturberechnung zu besseren Klassifikationsergebnissen führt oder nicht, ist unterschiedlich: Schistad & Jain (1992) fanden eine leichte Erhöhung der Genauigkeit, Prasad & Gupta (1998) hingegen stellten fest, dass eine Filterung des Bildes vor Texturextraktion die Klassifikationsgenauigkeit verringerte. Ebenso fanden Herold, Haack & Solomon (2005), dass sich die Gesamtgenauigkeit verringert. Daher wurde hier auf eine Filterung verzichtet.

Basierend auf den Ergebnissen von Carr & Pellon de Miranda (1998), Dekker (2003), Dutra & Huber (1998) wurden der Mittelwert und drei unterschiedliche Texturmaße, als die bisher erfolgreichsten Maße, ausgesucht. Laut Kurvonen & Hallikainen (1999) erhält man die beste Trennbarkeit von 10 Landbedeckungsklassen mit ERS-1 C-Band-Daten, bei einer Kernel-Umgebung von 11x11 Pixel. Wegen der Vergleichbarkeit der ERS-Daten mit ASAR-Daten wurde hier ebenfalls diese Größe verwendet.

Mittelwertberechnung

$$\mu = \frac{\sum_{i,j}^n(x_{ij})}{n} \quad (5.1)$$

Der Mittelwert ist kein Texturmaß im eigentlichen Sinne sondern ein Histogrammmaß (Dekker, 2003). Hier ist μ der lokale Mittelwert, n die Summe aller Pixel innerhalb des Kernels und x_{ij} der Wert des Pixels an der Position i und j innerhalb des Kernels.

Varianz

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i,j}^n (x_{ij} - \mu)^2}{n - 1} \quad (5.2)$$

Die Varianz σ^2 ist ein statistisches Maß erster Ordnung und beschreibt die Variation der Rückstreuung innerhalb des Kernels.

Semivariogramm

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N} \sum_{i,j=1}^n (x_{ij} - x_{i+h,j})^2 \quad (5.3)$$

Das Semivariogramm $\gamma(h)$ ist ein Maß für die Abweichung der Pixel x_{ij} an der Position i,j und dem Pixel $x_{i+h,j}$ in einer bestimmten festgelegten Distanz h und einer bestimmten Richtung (Dekker, 2003). In dieser Untersuchung wurde das Semivariogramm mit einer Distanz von 4 in West-Ost-Richtung berechnet.

Variationskoeffizient

$$V_k = \frac{\sigma}{\mu} \quad (5.4)$$

Der Variationskoeffizient V_k wird berechnet, indem die lokale Standardabweichung σ durch den lokalen Mittelwert μ innerhalb des Kernels geteilt wird.

Die Untersuchungen konzentrierten sich zuerst auf das Bild vom 22. Februar 2004, da die Feldaufnahmen in diesem Zeitraum stattfanden, am Ende der Trockenzeit, vor dem Beginn der langen Regenzeit im März. Für diesen Zeitschnitt wurden alle Texturmaße berechnet und die Trennbarkeit der Bedeckungsklassen untersucht, für jedes Texturmaß getrennt, zusammen und je Polarisation. Zweitens wurden die beiden Maße, die am meisten zur Trennbarkeit beigetragen hatten, für alle anderen Zeitschnitte berechnet und die Trennbarkeit der Klassen für diesen multitemporalen Datensatz berechnet. Drittens wurde eine MLK für die Bilder mit der besten Trennbarkeit berechnet. Als Trennbarkeitsmaß wurde die Jeffries-Matusita-Distanz benutzt. Sie gibt an, welche Maße am meisten zu einer besseren Klassifikation beitragen (Anys & He, 1995; Dutra & Huber, 1998; Kurvonen & Hallikainen, 1999; Podest

& Saatchi, 2002).

Die Jeffries-Matusita-Distanz wird jeweils paarweise zwischen allen Klassen berechnet. Eine mittlere Distanz zwischen einer Klasse und allen anderen wurde berechnet durch Mittelung aller Distanzen zwischen dieser speziellen Klasse und allen anderen Klassen. Die Jeffries-Matusita-Distanz wird mit folgender Gleichung berechnet (Richards & Jia, 1999):

$$J_{ij} = \int_x \left(\sqrt{p(x|\omega_i)} - \sqrt{p(x|\omega_j)} \right)^2 dx \quad (5.5)$$

Dieses kann geschrieben werden als:

$$J_{ij} = 2(1 - e^{-B}) \quad (5.6)$$

wenn eine Gauss'sche Verteilung angenommen werden kann. Der Exponent B wird Bhattacharyadistanz genannt und wird definiert als:

$$B = \frac{1}{8}(m_i - m_j)^t \left(\frac{\Sigma_i + \Sigma_j}{2} \right)^{-1} (m_i - m_j) + \frac{1}{2} \ln \frac{|\Sigma_i + \Sigma_j|}{\sqrt{|\Sigma_i| |\Sigma_j|}} \quad (5.7)$$

Wobei die Mittelwerte der Klasse i und j und die Kovarianzmatrix für die Klasse i und i. Die Jeffries-Matusita-Distanz nimmt Werte zwischen 0 und 2 an und zeigt ein Sättigungsverhalten nahe 2. Klassen mit einer Distanz nahe 2 werden als gut trennbar angesehen. Alle Texturbilder wurden standardisiert, indem der jeweilige Mittelwert der Bilder abgezogen und danach durch die Standardabweichung geteilt wurde.

5.1.4. Ergebnisse und Diskussion

5.1.4.1. Einfluss der Texturmaße

Betrachtet man die Trennbarkeit der Klassen im Bezug auf einen Zeitschnitt, eine Polarisation und zwei Texturmaße (Abb. 5.1), so lässt sich lediglich die versiegelte Fläche zufriedenstellend von anderen Klassen trennen. Die Kombination von Varianz und Mittelwert sowie Semivariogramm und Mittelwert verhalten sich ähnlich. Varianz zeigt eine etwas höhere Trennbarkeit als Semivariogramm. Beide Maße tragen zu einer guten Trennbarkeit von versiegelter Fläche bei, weil sie deren starke

Variation der Rückstreuung betonen. Die heterogene Siedlungsstruktur wird durch Gebäude verursacht, die im Gegensatz zu ihrer Umgebung, eine hohe Rückstreuung verursachen. Das Ergebnis stimmt mit dem von Herold, Haack & Solomon (2004) überein, der ebenfalls die Heterogenität von Wald und Siedlung als Ursache für die gute Trennbarkeit dieser Klassen sieht, wenn die Varianz benutzt wird.

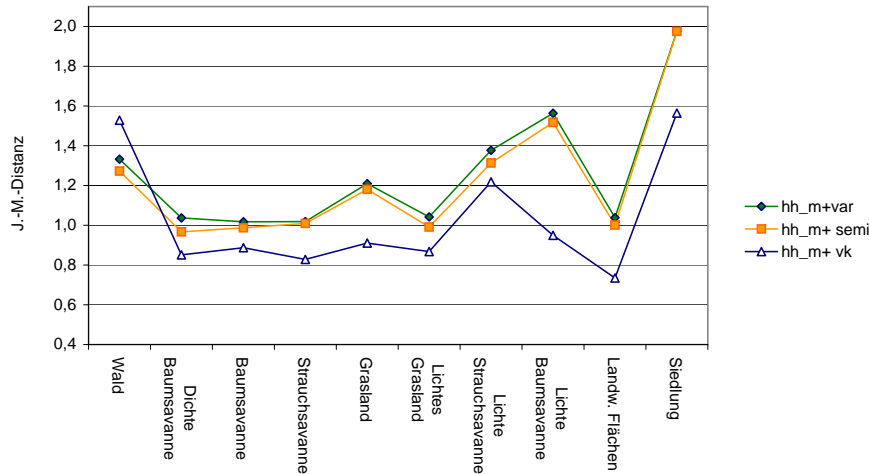


Abb. 5.1.: Jeffries-Matusita-Distanz für die Kombination unterschiedlicher Texturmaße des ASAR-Bildes vom 22.2.2004 für die HH-Polarisation (m = Mittelwert, var = Varianz, semi = Semivarianz und vk = Variationskoeffizient)

Der Variationskoeffizient erhöht die Klassentrennbarkeit nicht in dem Maße wie Varianz und Semivariogramm, abgesehen von der Klasse Bergwald. Dies entspricht den Ergebnissen von Podest & Saatchi (2002), der ebenfalls den Variationskoeffizienten zur Unterscheidung von Wald nützlich fand.

5.1.4.2. Einfluss der Anzahl der Texturmaße

Mit zunehmender Anzahl der Texturmaße vergrößert sich die Jeffries-Matusita-Distanz zwischen den Klassen (Abb. 5.2). Zuerst wurde die Distanz für den Mittelwert und die Varianz des HH-polarisierten Bildes vom 22. Februar 2004 berechnet. Abgesehen von Siedlung weisen alle Klassen eine geringe Distanz auf. Die Hinzunahme des Semivariogrammbildes erhöhte etwas die Trennbarkeit aller Klassen. Das weitere Hinzunehmen des Variationskoeffizienten erhöht die Trennbarkeit noch wei-

ter, jedoch lediglich Siedlung und Wald erreichen eine Distanz von mehr als 1,9. Eine hohe Trennbarkeit von Siedlung und Wald, im Unterschied zu Teefeldern und landwirtschaftlichen Flächen allgemein, fand Herold, Haack & Solomon (2005), der allein die Varianz von RADARSAT (C-Band) zur Klassifikation nutzte. Die Hinzunahme von L-Band-Daten verbesserte die Klassifikation von Wald noch weiter. Dies wird von Podest & Saatchi (2002) bestätigt, der feststellte, dass bereits mit der mittleren Rückstreuintensität der JERS-1 L-Band Daten Wald und Nicht-Wald ausreichend unterschieden werden kann. Durch Hinzunahme von 7 unterschiedlichen Texturmaßen stellte Podest & Saatchi (2002) fest, dass sich die Klassentrennbarkeit insgesamt erhöhte, insbesondere jedoch für die Gehölz- und Nicht-Gehölzsavanne.

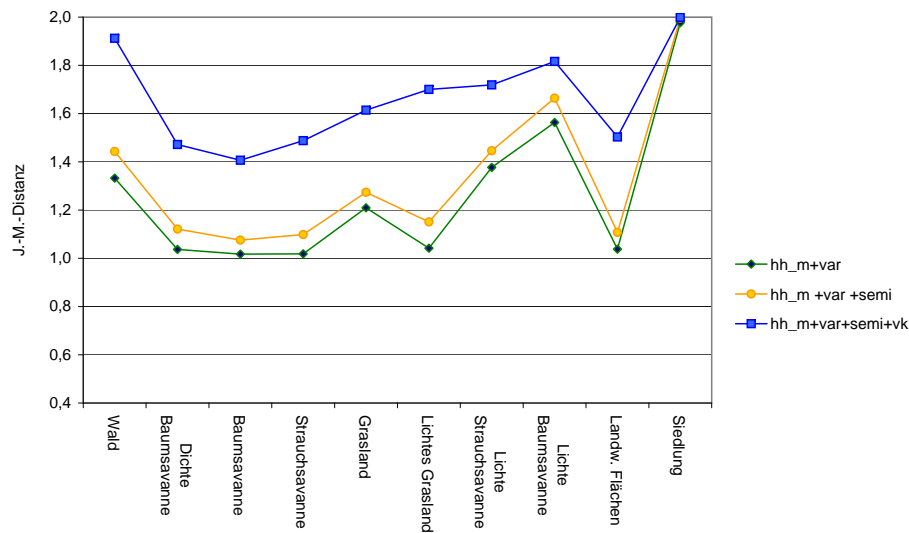


Abb. 5.2.: Jeffries-Matusita-Distanz für eine unterschiedliche Anzahl von Texturmaßen für die ASAR HH-Polarisation vom 22.2.2004 (m = Mittelwert, var = Varianz, semi = Semivarianz und vk = Variationskoeffizient)

5.1.4.3. Einfluss der Polarisation

Um den Einfluss der Polarisation zu messen, wurde die Klassentrennbarkeit für die Texturmaße für Gleichpolarisation (HH) und Kreuzpolarisation (HV) vom 22.2.2004 verglichen. Auch hierbei zeigten lediglich Siedlung und Wald eine ausreichende Klassentrennbarkeit (Abb. 5.3). Die anderen Klassen können weder bei der einen noch

der anderen Polarisation zufriedenstellend unterschieden werden.

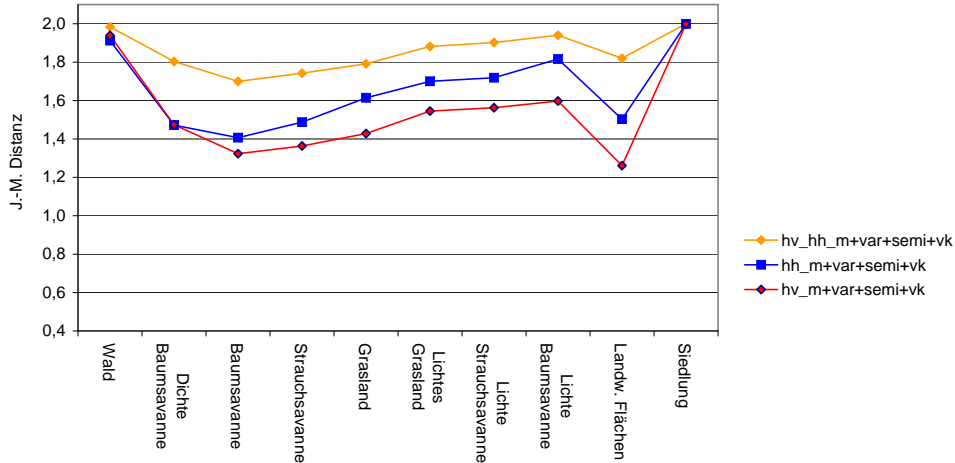


Abb. 5.3.: Jeffries-Matusita-Distanz für alle Texturmaße für die HH-, und HV-Polarisation einzeln sowie für die Kombination von HH und HV vom 22.2.2004 (m = Mittelwert, var = Varianz, semi = Semivarianz und vk = Variationskoeffizient)

Für Siedlung und dichte Baumsavanne sind die Klassendistanzen für beide Polarisationen gleich. Für die Waldklasse wird mit den Texturmaßen der HV-Polarisation eine höhere Distanz erzielt. Für die anderen Klassen - insbesondere die lichten Klassen - wird eine größere Distanz mit den Texturmaßen der HH-Polarisation erreicht. Wenn alle Texturmaße für beide Polarisationen zusammen genommen werden, vergrößern sich die Distanzen insgesamt, lichte Baumsavanne und lichte Strauchsavanne erreichen Distanzen von 1,94 bzw. 1,90. Diese Ergebnisse bestätigen die Erwartung, dass die HV-Polarisation stärker durch Volumenstreuung dominiert wird und daher Wald besser differenziert wird, während mit der HH-Polarisation die Boden-Rückstreuung besser erfasst wird (Henderson/Lewis, 1998). Untersuchungen von Anys & He (1995) bezüglich des Polarisationsinflusses (VV, HH und HV) auf die Klassifikation von 6 unterschiedlichen Feldfrüchten mit C-Band zeigen eine generell höhere Trennbarkeit für VV als für HH, und höher für HH als für HV. Das Benutzen aller Polarisationen zusammen erhöhte die Trennbarkeit, die sich bei Hinzunahme der Texturmaße noch weiter erhöhte.

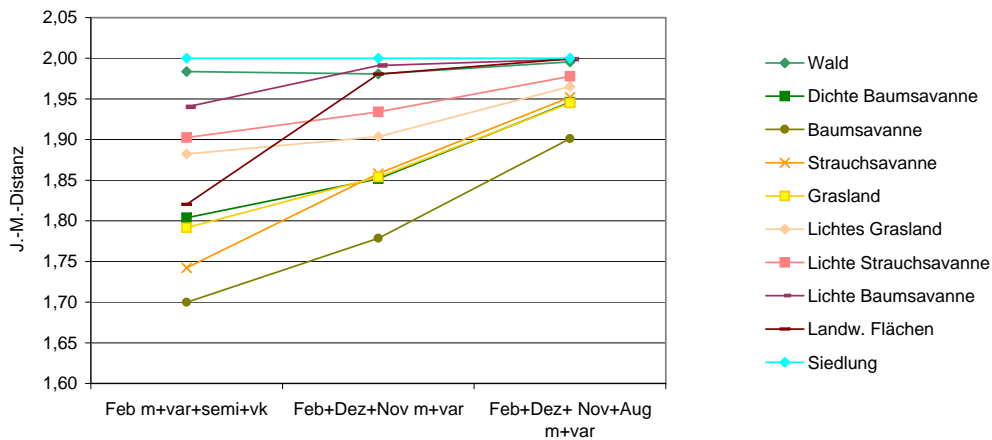


Abb. 5.4.: Klassentrennbarkeit für alle Texturmaße für Februar 2004 und für Mittelwert (m) und Varianz (var) für die zusätzlichen Zeitschnitte aus der Regenzeit (November und Dezember 2003) und aus der Trockenzeit (August 2003)

5.1.4.4. Einfluss von Multitemporalität

Da Varianz und Mittelwertbildung den höchsten Beitrag zur Klassentrennbarkeit lieferten, wurden diese zwei Maße für alle weiteren Zeitschnitte berechnet und die Klassentrennbarkeit für den multitemporalen Datensatz analysiert. Für den Datensatz, bestehend aus 3 Zeitschnitten (Februar 2004, Dezember 2003, November 2003), ist die Trennbarkeit für 5 Klassen gut (Abb. 5.4).

Neben Wald und Siedlung werden lichte Baumsavanne, lichte Strauchsavanne, landwirtschaftliche Flächen und lichtiges Grasland gut getrennt. Mit dem zusätzlichen Zeitschnitt August 2003 zeigen dichte Baumsavanne, Strauchsavanne und Grasland eine hohe Trennbarkeit mit Werten höher als 1,95, während Baumsavanne immer noch die geringste J-M-D besitzt mit 1,9. Den Nutzen multitemporaler Datensätze stellten auch Kurvonen & Hallikainen (1999) fest.

Bei der Betrachtung der paarweisen Trennbarkeit (Tab. 5.3) wird der geringe Wert für Baumsavanne offensichtlich. Die Trennbarkeit ist nicht nur zwischen Baumsavanne und dichter Baumsavanne gering, sondern auch zwischen Baumsavanne und Strauchsavanne sowie Grasland. Dies liegt daran, dass die Interaktion zwischen C-Band Mikrowellen und kleinen Zweigen und Blättern besonders hoch ist und diese

Tab. 5.3.: Klassentrennbarkeit für den Mittelwert und die Varianz für alle Zeitschnitte und beide Polarisationen

	Berg-Wald	Dichte Baums.	Baum-sav.	Strauch-sav.	Grasland	Lichtes Grasl.	Lichte Strauchs.	Lichte Baums.	Landw. Flächen
Dichte Baumsav.	1,99								
Baum-sav.	1,97	1,65							
Strauch-sav.	2,00	1,94	1,81						
Grasland	2,00	1,95	1,81	1,90					
Lichtes Grasland	2,00	1,99	1,91	1,95	1,90				
Lichte Sträucher	2,00	1,99	1,96	1,97	1,95	1,94			
Lichte Baumsav.	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	1,99		
Landw. Flächen	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	
Siedlung	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00

sich bei Bäumen und Sträuchern nicht wesentlich unterscheiden. Des weiteren ist das Grasland oft heterogen, die Höhe variiert über kurze Distanzen von einigen wenigen Zentimetern bis zu 1 m Höhe. Die ebenfalls nicht sehr große Distanz zwischen Grasland und lichtem Grasland könnte ein Ergebnis der geringen Ausdehnung von unbedecktem Boden sein.

5.1.4.5. Maximum Likelihood Klassifikation

Eine Maximum Likelihood Klassifikation wurde berechnet für einen Datensatz, der aus der Varianz und dem Mittelwert jeweils beider Polarisationen der vier Datensätze beruht.

Die statistische Trennbarkeit zwischen den Klassen ist für die meisten Klassen hoch, und auch eine Überprüfung des Klassifikationsalgorithmus ergibt eine Gesamtgenauigkeit von 91 %, wenn die resultierende Klassifikation mit den Trainingsdaten überprüft wird. Eine unabhängige Validierung mit anderen Bodendaten, die während der Feldaufenthalte aufgenommen wurden, ergibt jedoch eine Genauigkeit von

5. Multisensorale Vegetationsklassifikation

lediglich 42,6 %. Das heißt, dass der Klassifikationsalgorithmus an die Trainingsdaten sehr gut angepasst ist. Die grundsätzlichen Landbedeckungsmuster werden grob erfasst, aber die bereits statistisch erkennbar schlechte Trennbarkeit von Baumsavanne und der anderen natürlichen Klassen wird offensichtlich. Jedoch auch die Klassen mit einem hohen Bodenanteil werden schlecht klassifiziert. Durch Zusammenfassen aller Gehölz-Savannen, fallen die Verwechslungen innerhalb dieser Klassen weg, es zeigt sich jedoch, dass immer noch ein große Verwechslung zwischen den Baum- und Grassavannen herrscht (s. Anhang, Tab. A.1). Ein weiteres Reduzieren von den 7 Klassen auf schließlich nur noch 5 Klassen, indem alle Savannen als „natürliche Vegetation“ zusammengefasst werden und entsprechend alle Savannenklassen mit einem erhöhten Bodenanteil, erhöht die Klassifikationsgenauigkeit dieser Klassen auf 68,3 % und 69,7 % respektive.

Tab. 5.4.: Klassifikationsgenauigkeit der MLK des Mittelwertes und der Varianz für alle 4 Zeitschnitte und beide Polarisationen

	Erzeugergenauigk. (%)	Zusammengefasst (%)
Bergwald	98,01	
Gehölz-Savanne	56,65	68,33
Grassavanne	36,57	
Lichte Gehölzsavanne	49,53	60,73
Lichte Grassavanne	14,63	
Landw. Fläche	65,25	
Siedlung	85,96	

Trotz der Zusammenfassung der Klassen sind die Ergebnisse nicht sehr genau, bis auf Siedlung und Wald mit 86 % und 98 %. Die schlechten Ergebnisse der Klassen mit hohem Bodenanteil zeigen, dass mit den Intensitätsbildern von ASAR diese Klassen nicht ausreichend von anderen getrennt werden können. Ein Grund ist die Verwechslung zwischen Gras- und Baumsavanne. Die Tatsache, dass zusammengefasst, die Klassen mit hohem Bodenanteil eine Genauigkeit von 60,7 % erreichen, zeigt jedoch, dass diese Gebiete eine unterschiedliche Charakteristik haben.

Ein weiteres Problem bildet die landwirtschaftliche Fläche: Aufgrund der sehr

heterogenen Struktur der kleinbäuerlichen Farmen kommt es entweder zu einer enormen Überschätzung dieser Klasse oder einer Unterschätzung. In der Studie wurden die Testflächen von großen Feldern kommerzieller Farmen und größeren Feldern der kleinbäuerlichen Farmen genommen, um eine ausgewogene Repräsentation der Klasse zu erhalten. Trotzdem lassen sich viele Verwechslungen in diesem Bereich nicht vermeiden.

Die Klassifikationsgenauigkeiten insgesamt liegen im Bereich dessen, was Kurvonen & Hallikainen (1999) und Haack & Bechdol (2000) sowie Herold, Haack & Solomon (2005) mit C-Band Radar erreichen. Eine detailliertere Klassifikation war nicht möglich, die Abgrenzung von Gebieten mit geringerer Vegetationsbedeckung ist jedoch grundsätzlich möglich.

5.1.5. Schlussfolgerung

- Die Ergebnisse zeigen eine Erhöhung der statistischen Klassentrennbarkeit, wenn Texturmaße genutzt werden. Varianz und Semivariogramm erhöhen die Trennbarkeit in vergleichbarem Maße, Varianz gibt minimal bessere Ergebnisse für alle Klassen. Beide Maße sind insbesondere für die Erfassung von Siedlung gleichermaßen sinnvoll, während der Variationskoeffizient die beste Trennbarkeit für Wald erreicht. In Bezug auf die Polarisierung, wurde bei keiner Klasse eine gute Trennbarkeit festgestellt, wenn eine Polarisierung allein verwendet wurde.
- Im Allgemeinen wurden bei der HH-Polarisierung höhere Distanzen, insbesondere für die lichten Vegetationsklassen erreicht. Obwohl lediglich Wald mit den Texturmaßen der HV-Polarisierung besser von den restlichen Klassen getrennt wird und dabei der Unterschied zu HH gering ist, werden die Klassentrennbarkeiten für alle Klassen erhöht, wenn beide Polarisierungen zusammen berücksichtigt werden. Wenn ein einziges Bild und alle vier Texturmaße benutzt werden, zeigen nur Wald, Siedlung und landwirtschaftliche Fläche eine gute Trennbarkeit. Die Trennbarkeit der landwirtschaftlichen Flächen hängt von dem Zeitschnitt und damit Zustand der Feldfrüchte ab. Für eine statistisch gute Trennbarkeit von 5 Klassen sind mindestens drei Zeitschnitte notwendig. Die geringste Trennbarkeit besteht zwischen den natürlichen Klassen Grasland, Strauch- und Baumsavanne.

- Mit C-Band können in diesem Gebiet Sträucher nicht von Bäumen unterschieden werden. Wegen der geringen Eindringtiefe der Mikrowellen, haben sie für den Sensor dieselbe Struktur. Die Hinzunahme von L-Band-Daten würde hier vermutlich eine bessere Unterscheidung ermöglichen. Mit den seit letztem Jahr verfügbaren ALOS-Daten sind satellitengestützte und somit kontinuierliche L-Band-Daten für weitere Untersuchungen verfügbar.
- Insgesamt ist die Klassifikationsgenauigkeit für das Untersuchungsgebiet in seiner Gesamtheit (für 10 Klassen) nicht zufriedenstellend mit 42 %. Bei einzelnen Klassen wie Wald und Siedlung lassen sich jedoch gute Klassifikationsgenauigkeiten erzielen und die grundsätzliche Ausweisung von Gebieten mit geringerer Vegetationsbedeckung ist möglich. Durch das Zusammenfassen zu 5 Landbedeckungsklassen steigert sich die Gesamtgenauigkeit der Klassifikation auf 67 %, die der natürlichen Vegetation liegt dann bei 68 %, die der natürlichen Vegetation mit hohem Bodenanteil bei 61 % und die der Landwirtschaft bei 65 %.

5.2. Datenfusion von MERIS und ASAR

Da die Klassifikation von ASAR-Daten auch bei Hinzunahme von Texturmaßen in der angestrebten Differenziertheit nicht zufriedenstellend war, sollen in diesem Teil der Arbeit die spezifischen Vorteile der Kombination von optischen und Radardaten analysiert werden, um so die komplementäre Information infolge des unterschiedlichen Reflektions- bzw. Rückstreuverhaltens an der Erdoberfläche zu nutzen. Neben dem Vorteil der Radarsensoren von Bewölkung unbeeinflusst zu sein, bildet die hohe räumliche Auflösung (30 m) von ENVISAT ASAR eine vielversprechende Ergänzung zu den spektral hochaufgelösten (15 Kanäle), dafür räumlich nur grob aufgelösten (260x290 m²) ENVISAT MERIS Daten. In zahlreichen Arbeiten wurden Radar und optische Daten kombiniert und damit eine höhere Klassifikationsgenauigkeit erzielt, als bei der Nutzung eines einzelnen Datensatzes (Schistad Solberg, Jain & Taxt, 1994; Henderson et al., 1998; Haack & Bechdol, 2000; Chust, Ducrot & Pretus, 2004). Bei diesen Kombinationen wurden als optische Daten LANDSAT TM oder ETM+ bzw. SPOT benutzt. Mit ENVISAT MERIS wird nun ein mittelaufgelöster Multispektralsensor mit Radar-Daten kombiniert, während beide Sensoren sich an Bord desselben Satelliten befinden.

Die Kombination zweier Datensätze („Data Fusion“) kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. In multispektralen Datensätzen kann sie durch Ersetzen eines Bandes durch ein anderes erreicht werden, zweitens kann in einen anderen Farbraum konvertiert und dort ersetzt werden oder eine Hauptkomponententransformation durchgeführt und eine Hauptkomponente substituiert werden. Häufig wird die Datenfusion angewandt, um eine höhere räumliche Auflösung zu erreichen, indem hochaufgelöste Daten mit niedriger aufgelösten kombiniert werden. In diesen Fällen steht der Erhalt der radiometrischen Eigenschaften im Vordergrund (Jensen, 1996; Harris, Murray & Hirose, 1990; Nunez et al., 1999). Voraussetzung für jede Datenfusion ist eine hohe Genauigkeit bei der Darstellungsgeometrie, die für beide Datensätze dieselbe sein muss.

5.2.1. Datenfusionsmethoden und Klassifikation

Die ASAR-Szenen wurden alle geokorrigiert (Kap. 4.2.1) ebenso wie der MERIS-Datensatz (Kap. 4.1.1). Die verhältnismäßig grobe räumliche Auflösung von MERIS und der Speckle-Effekt bei ASAR legten eine Erhöhung bzw. Verringerung der räum-

lichen Auflösung auf $100 \times 100 \text{ m}^2$ für die Fusion nahe. Für die Fusionierung wurden aus dem MERIS-Datensatz die drei Kanäle mit der geringsten Korrelation zueinander bestimmt und zwar Kanal 8, 9 und 12. Mit den so aufbereiteten MERIS- und ASAR-Daten wurden folgende fünf Datensätze für eine Klassifikation erzeugt:

1. MERIS: Der MERIS-Datensatz vom 17.12.2003 beinhaltet die am wenigsten korrelierten Kanäle 8 (681,25 nm), 9 (705 nm) und 12 (760 nm).¹
2. ASAR: Vier Zeitschnitte über eine Vegetationsperiode (31.8., 9.11., 14.12.2003 und 22.2.2004) mit den jeweils alternierenden Polarisierungen wurden zu einem Datensatz zusammengefasst und die 8 resultierenden Kanäle mit dem Gamma Map-Filter gefiltert (Kap. 4.2.2).
3. Integration der ASAR-Daten über eine inverse Hauptkomponententransformation: Bei einer Hauptkomponentenanalyse (Principle Component Analysis PCA) werden beliebig viele Kanäle in Hauptkomponenten umgerechnet. Diese besitzen keine Korrelation und liegen sogar orthogonal zueinander. Die erste Hauptkomponente entspricht der Richtung der größten Streuung der Bildwerte, es wird daher davon ausgegangen, dass in dieser Hauptkomponente die Information enthalten ist, die allen Kanälen gemeinsam ist und die spektral unterschiedliche Information in einer der höheren Hauptkomponenten enthalten ist. Die erste Hauptkomponente wird mit dem zu fusionierenden Datensatz ersetzt, und wieder zurück in den Spektralraum transformiert (Jensen, 1996; Chavez, Sides & Anderson, 1991). Nach einer Hauptkomponententransformation der MERIS-Kanäle 8, 9, 12 wurde die erste Hauptkomponente mit der ersten Hauptkomponente aller ASAR-Datensätze ersetzt und zurück transformiert. Damit wird die in einem Bild synthetisierte räumlich höher aufgelöste Strukturinformation von ASAR in den MERIS-Datensatz integriert.
4. Integration der ASAR-Daten über eine Farbraumtransformation: Die Umrechnung des Farbraumes nach Hue-Saturation-Value (HSV) ist eine der am häufigsten angewandten Techniken zur Erhöhung der räumlichen Auflösung (Kraus, 1990; Albers, 2001). Dabei werden drei Kanäle des Multispektralbildes ausgewählt und in den HSV-Raum transformiert. „Hue“ repräsentiert die

¹Eine höhere Anzahl von MERIS-Kanälen für die Klassifikation wurde auch getestet, führte jedoch zu keinem verbesserten Ergebnis. Siehe hierzu auch Kap. 5.2.2.

dominante Farbe und kann jeden Farbton des Farbspektrums annehmen. „Saturation“ gibt die Reinheit der Farbe wieder, von Grau über Pastell zu den intensiven Farbtönen. „Value“ variiert von Weiß nach Schwarz und entspricht keiner Farbe, sondern der Helligkeit. Die Helligkeit repräsentiert die räumliche Information in dem HSV-Raum, während die spektrale Information in den Komponenten „Value“ und „Saturation“ enthalten ist (Pohl & Van Genderen, 1998). Nach der Transformation in den HSV-Raum wird die Komponente „Value“ mit einem räumlich höher aufgelösten Bild ersetzt und zurück in die Rot-Grün-Blau (RGB)-Darstellung konvertiert. Von den MERIS-Kanälen wurde die Kombination 12, 9, 8 in den HSV-Raum transformiert, die „Value“-Komponente mit der 1. Hauptkomponente aller ASAR-Zeitschnitte ersetzt, und der Datensatz wieder zurück transformiert.

5. Hinzufügen der ASAR-Informationen zu dem MERIS-Datensatz als zusätzlichen Kanal in Form eines „Layerstack“: Im Layerstack wird zu den Kanälen 8, 9, 12 von MERIS die 1. Hauptkomponente der ASAR-Daten hinzugefügt, so dass ein 4-kanaliger Datensatz entsteht.

Die erhaltenen fünf Datensätze wurden mit den gleichen Trainingsgebieten über den Maximum-Likelihood-Ansatz sowie mit Hilfe neuronaler Netze klassifiziert. Die Maximum-Likelihood-Klassifikation ist eine häufig verwendete Klassifikationsmethode, die auf einem statistischen Verfahren basiert, das die Wahrscheinlichkeit eines Pixels, einer Klasse anzugehören, berechnet und dann der Klasse mit der höchsten Wahrscheinlichkeit zuordnet. Dabei wird von einer Normalverteilung (Gauss'sche Verteilung) der Werte innerhalb der Klassen ausgegangen (Schott, 1997). Neuronale Netze (Feed-forward Neural Networks (FNN)) arbeiten hingegen mit Gewichtungsfunktionen, die in einem selbstlernenden Prozess die optimale Gewichtung der Eingangskanäle ermitteln, um die Trainingsgebiete bestmöglich zu unterscheiden. Ist der Klassifikationsalgorithmus auf die gewünschte Klasseneinteilung trainiert, wird jedem Pixel eine bestimmte Zugehörigkeitswahrscheinlichkeit zu einer Klasse zugewiesen (Canty, 1999). Die Trainingsgebiete wurden während des Feldaufenthaltes im Februar 2004 erhoben (Kap. 4.7.1). Bei der Auswahl der Flächen wird darauf geachtet, möglichst homogene, große und über das gesamte Testgebiet gleichmäßig verteilte Flächen aufzunehmen, die dann teilweise zur Klassifikation und teilweise zur Überprüfung der Klassifikationsgenauigkeit genutzt werden. Zusätzlich zu den

am Boden aufgenommenen Daten konnten einige der Flächen über Fotos aus einem Kleinflugzeug hinzugefügt werden und zudem auf ihre großräumigere Homogenität hin überprüft werden.

5.2.2. Ergebnisse und Diskussion

Grundsätzlich zeigen die Klassifikationen ein ähnliches Muster (Abb. 5.5). Bei genauerer Betrachtung fallen neben der unterschiedlichen räumlichen Differenziertheit der MLK-Ergebnisse des MERIS- und ASAR-Datensatzes jedoch Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Klassen auf.

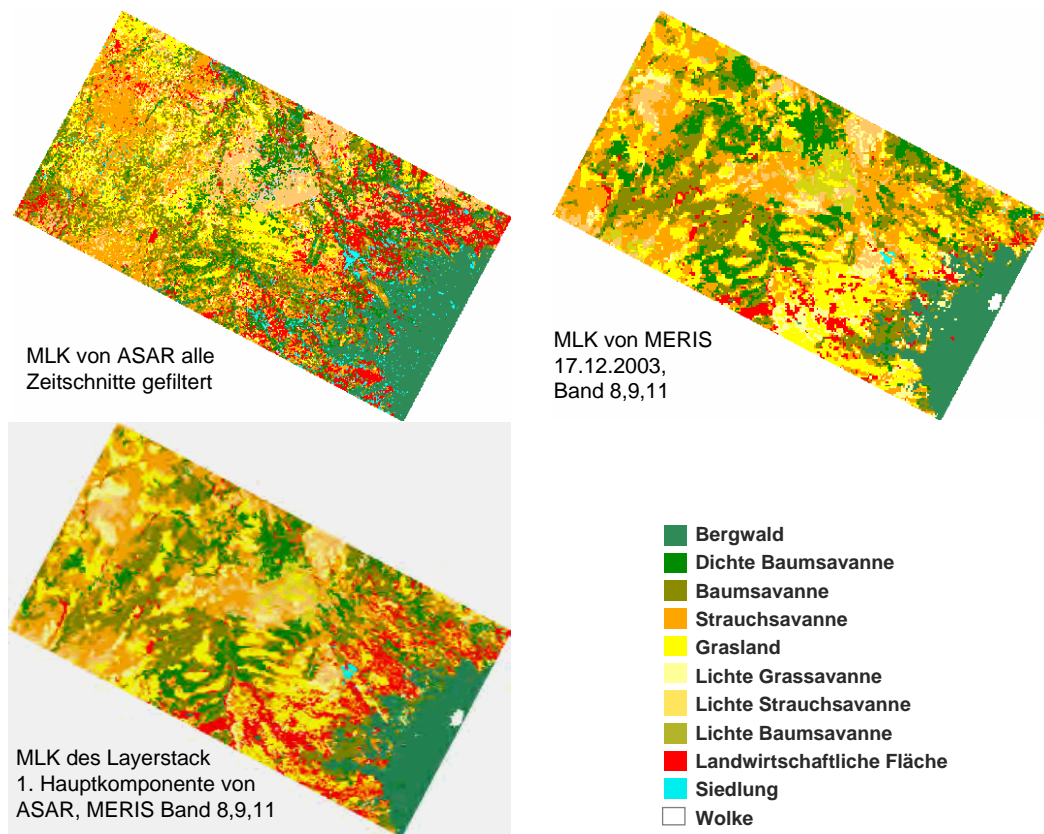


Abb. 5.5.: Vergleich der Maximum-Likelihood-Klassifikationen der unterschiedlichen Datensätze

Im Mikrowellenbereich verursacht ein zum Sensor hin geneigtes Gelände eine stark

erhöhte Rückstreuintensität, da der größte Anteil der Mikrowellen zum Sensor hin gestreut wird. Die hohe Rückstreuintensität von dichtem Wald wird daher am Hang des Mt. Kenya zusätzlich verstärkt und erreicht Werte, die typisch für Siedlung sind. Somit werden fälschlicher Weise im Waldschutzgebiet Siedlungsflächen ausgewiesen. Im flachen Gelände jedoch sind selbst einzelne verstreute Häuser auf den kleinbäuerlichen Farmen im südlichen Teil des Testgebietes richtig klassifiziert. Im Allgemeinen werden im ASAR-Datensatz die Klassen mit einer hohen Rückstreuintensität (Siedlung und Wald und dichte Baumsavanne) am besten erkannt. Da die Rückstreuwerte von der Rauigkeit und Struktur der zu klassifizierenden Oberfläche abhängen, kommt es zu Fehlklassifikationen im Bereich landwirtschaftlicher Flächen. Die Oberflächenrauigkeit kleinbäuerlicher Farmen ist oft nicht unterscheidbar, während große Felder durch die regelmäßige Oberflächenstruktur gut klassifiziert werden können. Ebenso ist die Oberflächenstruktur der Bäume und Sträucher, die oft sogar dem gleichen Pflanzentypus angehören (sowohl Sträucher als auch Bäume sind beispielsweise Akazien) für den Radarsensor schlecht differenzierbar (vergl. Kap. 5.1.4.5).

Das Problem der Unterscheidung zwischen Strauch- und Baumsavanne ist aus einem ähnlichen Grund auch bei MERIS gegeben, da die optischen Reflektionseigenschaften der Bäume und Sträucher derselben Art sich kaum unterscheiden. Die MERIS-Klassifikation erkennt die großen landwirtschaftlichen Flächen sehr gut, die im Dezember mit grünem Getreide bedeckt sind, aber viele der kleinen Farmen werden aufgrund ihrer geringen Größe nicht erfasst. Die einzige größere Siedlung im Gebiet, Nanyuki, wird gut erkannt, allerdings keine weiteren Häuser, da diese für das Sichtfeld des Sensors ebenfalls zu geringe Ausmaße haben. Ebenso gibt es Verwechslungen bei den Klassen „lichtes Grasland“, „lichte Baumsavanne“, die oft eine zu geringe räumliche Ausdehnung haben. Weitere Verwechslungen gibt es zwischen benachbarten Klassen, wie dichte Baumsavanne und Baumsavanne, lichtetes Grasland, Grasland, lichte Strauchsavanne und Strauchsavanne. Insgesamt werden die „reinen“ Klassen wie Bergwald, Grasland, Baumsavanne und größere landwirtschaftliche Flächen² in der MERIS-Klassifikation mit einer Klassifikationsgenauigkeit von mehr als 85 % sehr gut erfasst, während die Mischklassen zum Teil sogar weniger als 55 % Genauigkeit aufweisen. Durch Hinzunahme weiterer Kanäle bei MERIS kann das Klassifikationsergebnis, außer für die Klasse Siedlung, nicht verbessert werden. Der

²Die Klassifikationen wurden auch mit einem Trainingsdatensatz für große landwirtschaftliche Flächen ausgeführt (Näheres dazu siehe später in diesem Unterkapitel).

5. Multisensorale Vegetationsklassifikation

Anteil der Siedlungsflächen wird in dem Fall jedoch auf Kosten der Vegetationsklassen stark überschätzt, so dass keine weiteren Kanäle in dieser Untersuchung, deren Fokus die Vegetationsbedeckung ist, genutzt wurde.

Die Klassifikation des kombinierten Datensatzes zeigt ein ähnliches Bild wie die der MERIS-Daten, jedoch in verbesserter räumlicher Struktur durch die Integration des ASAR-Datensatzes (Abb. 5.5). Die höhere räumliche Auflösung wird besonders in Grenzbereichen offensichtlich. Die Grenze zwischen Farmen und offenem Land, die einen Nutzungsunterschied beinhalten, treten klarer hervor und Klassen mit geringen Flächen, wie degradiertes Grasland, werden besser erfasst.

Tab. 5.5.: Vergleich der Klassifikationsgenauigkeiten der unterschiedlichen Datensätze

	MLK Asar	FNN Asar	MLK PC	FNN PC	MLK HSV	FNN HSV	MLK LS	FNN LS	MLK Meris	FNN Meris
Bergwald	92.7	97.6	97.6	100	87.8	97.6	100	100	100	100
Dichte Baumsav.	64.5	67.7	38.7	41.9	29.0	22.6	35.5	58.1	41.9	41.9
Baumsav.	22.2	4.1	79.5	85.4	55.0	60.8	85.4	79.5	84.8	81.3
Strauchsav.	16.9	12.3	18.5	63.1	13.9	18.5	56.9	58.5	60.0	63.1
Grasland	32.6	68.6	36.1	84.9	32.6	90.7	89.5	95.4	84.9	74.4
Lichtes Grasland	19.1	0	57.1	0	73.8	0	42.9	0	14.3	0
Lichte Sträucher	36.1	50.6	48.2	28.9	33.7	51.8	44.6	41.0	28.9	28.9
Lichte Baumsav.	0	0	57.1	57.1	57.1	57.1	57.1	57.1	57.1	57.1
Landw. Flächen	45.6	34.4	22.2	14.4	30	13.3	30	32.2	20	45
Siedlung	95	85	45	45	55	65	50	60	45	17.8
Insgesamt	36.6	35.4	51.6	57.2	43.6	49.2	64.2	61.9	58.5	55.2
Kappa	0.28	0.27	0.43	0.49	0.34	0.40	0.57	0.55	0.51	0.47

Die erreichten Klassifikationsgenauigkeiten der verschiedenen Datensätze sind sehr unterschiedlich. Im Mittel gesehen, erreicht der Layerstack die besten Ergebnis-

se, dicht gefolgt von MERIS und der inversen Hauptkomponententransformation (PC), danach folgt der Datensatz mit den ASAR-Zeitschnitten und der HSV-Transformation (Tab. 5.5). Henderson et al. (1998) stellten fest, dass ebenfalls eine Verbesserung der Klassifikation für versiegelte Flächen bei einem Layerstack von Radar (RADARSAT und ERS) und TM eintrat, im Gegensatz zu einer PCA-basierten Fusion, die keine Verbesserung im Vergleich zu einer Klassifikation von TM alleine brachte. In den Klassifikationsergebnissen mit neuronalen Netzen, zeigt sich die Klassifikationsgenauigkeit der Klassen in Abhängigkeit von ihrer Größe. Gut repräsentierte Klassen, wie Baumsavanne und insbesondere Grasland, erzielten höhere Genauigkeiten, während flächenmäßig geringer repräsentierte Flächen, wie lichte Baumsavanne, lichte Grasland und Siedlung schlecht erfasst werden (bis auf die Ausnahme des lichten Graslandes beim Layerstack), da die statistischen Maße, auf denen das Verfahren beruht, nicht in ausreichendem Maße gegeben sind, weil die Klassen mit einem geringeren Vorkommen zwangsläufig eine geringere Anzahl von Trainingspixel besitzen (s. Anhang, Tab. A.2). Dies ist ein Problem, das auch bei Maximum Likelihood zu beachten ist.

Für beide Klassifikationsmethoden führt die Kombination von Mikrowellen und optischen Daten zu einer Verbesserung der Klassifikation. Allerdings sind die Klassifikationsgenauigkeiten nur für die nicht gemischten Klassen zufriedenstellend und sollten für die anderen Klassen optimiert werden. Die Gesamtgenauigkeit der MERIS-Klassifikation von 64 % liegt zwar höher als die beispielsweise von Clevers et al. (2004) für eine Klassifikation der Niederlande mit MERIS erzielten 58 %. Die Überprüfung der Klassifikation erfolgte in diesem Fall jedoch für das gesamte Gebiet flächendeckend über den Vergleich mit einer Corine-Klassifikation.

Trotzdem die Klassifikationsgenauigkeit der Klassen mit hohem Bodenanteil nicht hoch ist, zeigt die Überlagerung der Klassifikationsergebnisse mit den in Kleinfarmen unterteilten sowie den uneingezäunten Gebieten, die weitgehende Übereinstimmung dieser Gebiete, die aus der Felderfahrung eine deutliche Vegetationsdegradation erkennen lassen (Abb. 5.6).

Aufgrund der Mischung von Bäumen, Gras, Boden, Feldfrüchten und Häusern bilden die kleinbäuerlichen Farmen einen schwer zu erfassenden Anteil der landwirtschaftlichen Flächen und tragen zu den moderaten Klassifikationsgenauigkeiten bei. Wird die Klasse der landwirtschaftlichen Flächen auf die großen Felder beschränkt, wird damit der Großteil der kleinbäuerlichen Farmen nicht erfasst. Die Genauigkeit

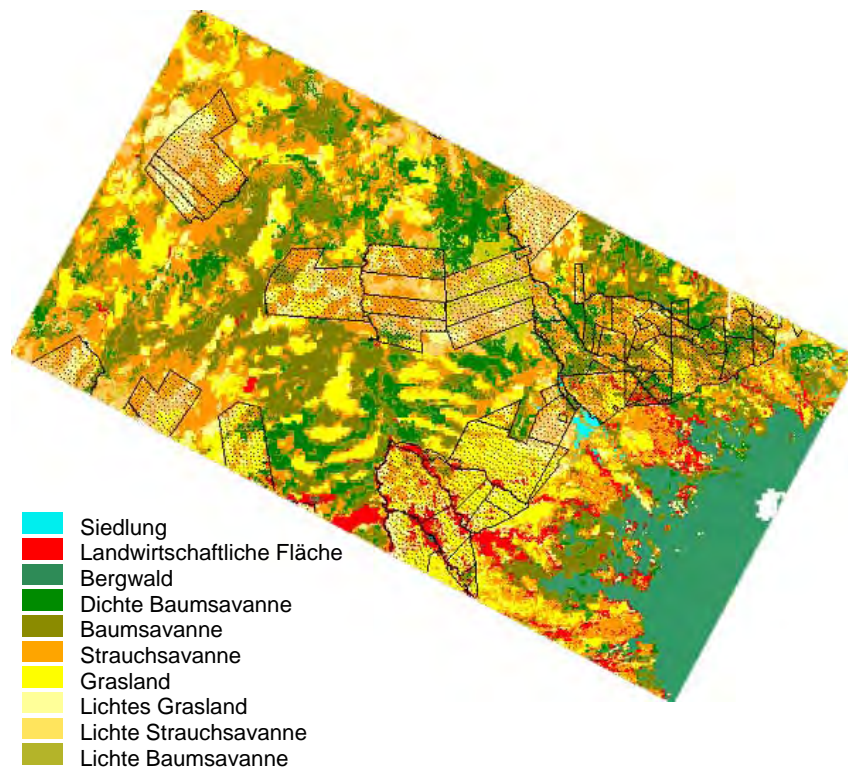


Abb. 5.6.: Lage der kleinbäuerlichen Farmen und ihre Landbedeckung. In Schwarz gepunktet sind die Grenzen der Farmen eingezeichnet, die in kleinbäuerliche Parzellen unterteilt oder nicht umzäunt sind. Als Hintergrund dient die MLK des Layerstack von MERIS und ASAR

bei den großen Feldern gelingt hingegen hervorragend mit MERIS (100 % für MLK und FNN), dem Layerstack (100 % für MLK bzw. 81 % für FNN) sowie für den hauptkomponententransformierten Datensatz mit FNN (100 %). Damit wird folglich auch die Gesamtgenauigkeit auf rund 70 % sowohl für MLK als auch FFN des Layerstack und knapp darunter für MERIS (69 % für MLK bzw. 68 % für FNN) angehoben. Eine genauere Erfassung der kleinbäuerlichen Flächen bedarf wegen der hohen Überlappung mit anderen Klassen und der großen Heterogenität innerhalb der Klasse einer gesonderten Analyse und Methode.

Während im Südosten, wegen der ausreichenden Wasserverfügbarkeit kein Unter-

schied der unterteilten und uneingezäunten Farmen zu den anderen Gebieten festzustellen ist, weisen die „offenen“ Farmen in Richtung Nordwesten deutlich mehr Flächen mit Strauchbedeckung und unbedecktem Boden auf sowie eine viel geringere Baumbedeckung als die angrenzenden privat geführten Ranchen. Unter Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse lässt sich somit das Ausmaß der übernutzungsgefährdeten Areale beobachten und ausweisen.

5.2.3. Schlussfolgerung

- Bestimmte Klassen wie Bergwald, Baumsavanne, Grasland und landwirtschaftliche Flächen (mit einer Mindestgröße von 0,25 km²) können schon von MERIS allein zufriedenstellend klassifiziert werden. Eine Klassifikation von ASAR allein weist gute Ergebnisse nur für die Klassen Wald und Siedlung (bei geringen Geländeeinflüssen) auf. Die Kombination der Daten führte insbesondere in Bezug auf die räumliche Auflösung zu besseren Ergebnissen und zwar durch einfache Kombination der Radar- und optischen Daten in einem Datensatz. Die Klassifikationen der inversen Hauptkomponententransformation erzielten nur geringfügig schlechtere Ergebnisse als die von MERIS, während die HSV-Transformation keine so guten Gesamtgenauigkeiten aufwies. Im Detail werden jedoch einzelne Klassen von unterschiedlichen Methoden auch unterschiedlich gut erfasst. Trotz der dargestellten Schwierigkeiten, lassen sich mit der erzielten Genauigkeit von MERIS, bzw. durch die Kombination mit ASAR, die übernutzten Flächen ausweisen.
- Ein grundsätzliches Problem bei dem Versuch, die angestrebte Klasseneinteilung erfolgreich umzusetzen, ist die Heterogenität des Geländes und die damit verbundenen Mischpixel für die mittelhohe räumliche Auflösung von MERIS. Damit einhergehend stellt sich das Problem, ausreichend viele Trainings- und Validierungspixel für die kleineren Klassen zu erheben, um den statistischen Anforderungen der Klassifikatoren zu genügen.
- Ein objektorientierter Ansatz könnte eine Verbesserung der Radar-Ergebnisse bringen, da die Speckle-Effekte verringert werden, und bei der Segmentierung der Objekte die spektrale Information von MERIS zusätzlich genutzt werden könnte. Eine andere Möglichkeit der Verbesserung könnte sich über nichtparametrische Klassifikationen, wie Support Vector Machine oder wissensbasierte

Klassifikationen ergeben, da sich insbesondere bei Änderungen der Trainingsgebiete von Strauch- und Baumsavanne größere Änderungen in der Klassifikation ergeben. Ein weiterer interessanter Ansatz wäre eine Endmember-Klassifikation für Gehölz, Gras und Boden, wenn sowohl räumlich als auch spektral hochaufgelöste Daten verfügbar sind.

5.3. Vergleich mit anderen Klassifikationen

Neben der Validierung mit einzelnen im Feld erhobenen Flächen, soll die eigene Klassifikation mit anderen auf unterschiedlichen Skalen verglichen werden. Für den Vergleich wurde die MLK des Layerstack (MERIS-ASAR-Klassifikation) ausgewählt, als Klassifikation mit der höchsten Gesamtgenauigkeit.

Zuerst erfolgt ein Vergleich mit einer MLK aus Luftbildern, als einer räumlich hochaufgelösten Datengrundlage. Damit soll gleichzeitig der Nutzen eines kontinuierlichen Transektes aus Luftbildern als Validierungsgrundlage untersucht werden. Danach wird die MERIS-ASAR-Klassifikation mit den global verfügbaren Klassifikationsdatensätzen aus der Region verglichen.

Um die Jahrtausendwende begannen die globalen Landnutzungs/-bedeckungsklassifikationen mit der Klassifikation von IGBP DISCover mit Hilfe der NOAA AVHRR-Datensätze (Loveland et al., 2000). Mit dem Aufkommen neuer Sensoren folgten weitere globale Klassifikationen mit MODIS-Daten „MODIS land cover“ (Friedl et al., 2002) und mit SPOT VEGETATION-Daten „Globale Land Cover“ (GLC2000) (Fritz et al., 2003) aber auch regionale Klassifikationen, wie beispielsweise die der Food and Agricultural Organisation (FAO) für Afrika auf der Grundlage von LANDSAT-Daten (Mayaux et al., 2003). Von diesen globalen Produkten wurden zwei zum Vergleich gewählt: die Klassifikation von MODIS, einem Sensor vergleichbar mit MERIS, und die Klassifikation von SPOT VEGETATION, als einer regional erstellten Klassifikation, in deren Tradition auch die globale MERIS-Klassifikation steht, die jedoch noch nicht verfügbar ist (ESA Data User Element).

5.3.1. Klassifizierte Flugsequenz

Für eine systematische Validierungsmöglichkeit und „Ground truth“ wurden digitale Bilder aus einem Kleinflugzeug aufgenommen, zu kleineren Streifen von ca. 5

bis 8 Bildern mosaikiert und georeferenziert (Kap. 4.7.2). Diese einzelnen Sequenzen mit den drei Kanälen Rot, Grün und Blau und mit einer Pixelauflösung von $20 \times 20 \text{ cm}^2$ wurden klassifiziert in die Kategorien: landwirtschaftliche Fläche, Gehölze, Gras, Boden, Wasser und Gebäude. Die landwirtschaftliche Fläche beinhaltet in diesem Bereich primär die kleinbäuerlichen Farmen und musste manuell über eine visuelle Interpretation der Bilder ausgewiesen werden, da sich die Flächen mehrheitlich spektral von Grasflächen nicht unterscheiden, sondern sich lediglich durch die rechtwinklige Geometrie vom Umland abheben. Die restlichen Klassen wurden mit Hilfe von Maximum Likelihood klassifiziert. Um die Datenmenge zu reduzieren, wurde in einem nächsten Schritt die Pixelauflösung auf $5 \times 5 \text{ m}^2$ mit Hilfe eines eigenen IDL-Programmes umgerechnet. Um dabei die Klassifikationsgenauigkeit zu erhalten, wurde den neuen Pixeln nicht die Klasse mit dem Mehrheitsanteil zugewiesen, sondern Abundanzkanäle berechnet, die jeweils den Anteil der einzelnen Klassen innerhalb der neuen Pixel beinhalten. Diese neuen 6-bändigen Bilder (pro Klasse ein Band), wurden danach mit Hilfe von ENVI zu einem einzigen Streifen zusammengefasst. Dieses Verfahren wurde beispielhaft für die ersten 14 km des Flugstreifens angewandt. Als nächster Schritt wurde die Pixelgröße noch einmal auf $100 \times 100 \text{ m}^2$ entsprechend der MERIS-ASAR-Klassifikation reduziert sowie auf $300 \times 300 \text{ m}^2$, um den Effekt der unterschiedlichen Skalen zu untersuchen, die sich dadurch ergeben. Die Umrechnung von $5 \times 5 \text{ m}^2$ auf $100 \times 100 \text{ m}^2$ bzw. $300 \times 300 \text{ m}^2$ erfolgte über die Berechnung des durchschnittlichen Anteils je Klasse pro neue Pixelgröße.

Bei der Klassifikation der Flugsequenzen ergaben sich zwei Probleme: obwohl der Überflug morgens stattfand, war der Lichtkontrast nicht gut genug, um Akazien, wenn diese klein oder schütter waren, gut zu erkennen. Ebenso stellte es sich als unmöglich heraus, Sträucher von Bäumen oder größeren Grasbüschel zu unterscheiden, so dass diese zu einer einzigen Gehölzklasse zusammengefasst werden mussten.

Vergleich der Flugstreifenklassifikation mit Bodenmessungen

Der visuelle Vergleich der Klassifikation der Luftbilder mit den entsprechenden Farbbildern ergibt ein gutes Resultat. Der Vergleich mit 4 Bodenmessungen zeigt jedoch, dass im Bereich der Gehölze die oben angesprochenen Probleme in Fehlklassifikationen münden (Abb. 5.7). In dem Maße wie die Gehölzklasse unterschätzt wird, weil kleinere Sträucher und schütterere Akazien nicht adäquat erfasst werden, wird das Gras überschätzt, während der Boden relativ konstant bleibt. Gleichzeitig

5. Multisensorale Vegetationsklassifikation

muss bedacht werden, dass die Bodenmessung eine „Punktmessung“ eines $25 \times 25 \text{ m}^2$ großen Areals ist, das stellvertretend für ein größeres Polygon vermessen wurde, so dass gerade kleinräumige Heterogenitäten sich mit Schwankungen bemerkbar machen. Dies gilt besonders für Gehölze und unbedeckten Boden, die in unregelmäßigen Strukturen zu finden sind. Gehölze treten immer wieder in kleinen Gruppen auf, während sich unbedeckter Boden insbesondere in der Nähe von Wegen, Wasserstellen oder auf offenen Grasflächen befinden, wo sich verstärkt Vieh und Wild aufhält. Die unterschiedlichen Skalen zeigen die Heterogenität rund um den Messpunkt. Die Variationen von $5 \times 5 \text{ m}^2$ zu $30 \times 30 \text{ m}^2$ sind äußerst gering, da diese Pixelgrößen noch relativ ähnlich das zugrunde liegende Meßpolygon abbilden. Mit zunehmender Pixelgröße von $100 \times 100 \text{ m}^2$ zu $300 \times 300 \text{ m}^2$ nimmt der Anteil an unbedecktem Boden, als kleinräumigste Komponente, ab, während der Gehölzanteil je nach Messpunkt zunimmt.

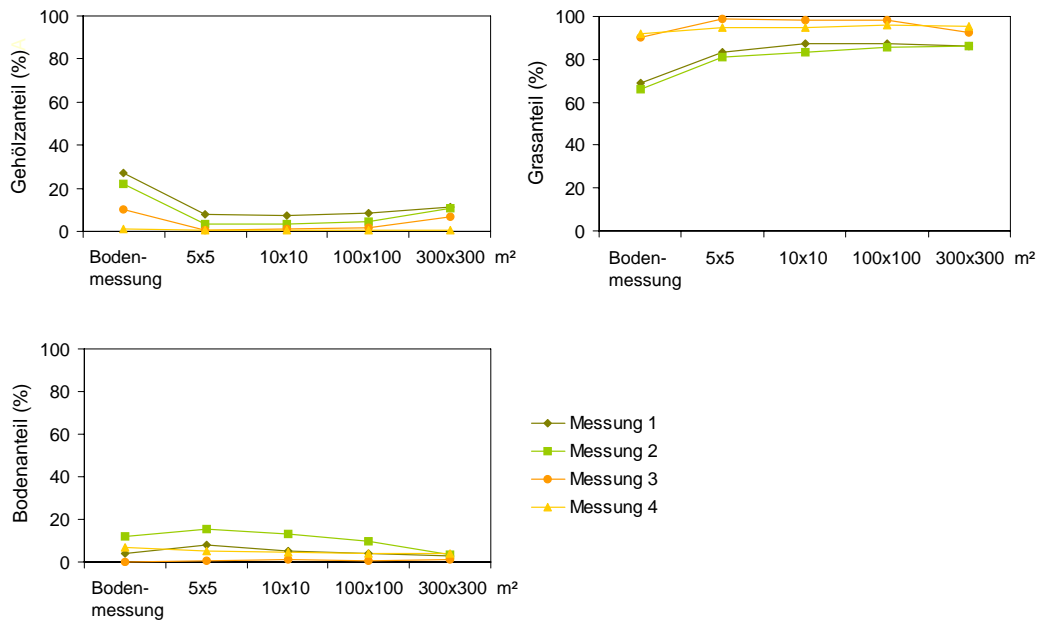


Abb. 5.7.: Vergleich der Klassifikation der Flugsequenz auf einer Skala von $5 \times 5 \text{ m}^2$, $30 \times 30 \text{ m}^2$, $100 \times 100 \text{ m}^2$ und $300 \times 300 \text{ m}^2$ in Bezug auf 4 Bodenmessungen

Vergleich der Flugstreifenklassifikation mit der MERIS-ASAR-Klassifikation

Der Vergleich der Flugstreifenklassifikation (FSK) mit der MERIS-ASAR-Klassifikation (Abb. 5.8) zeigt ebenfalls, dass mehr Grasland innerhalb der FSK ausgewiesen wird, im Gegensatz zu mehr Strauch- und Baumsavanne bei der MERIS-ASAR-Klassifikation. Ein eigenes Problem bilden die kleinbäuerlichen Farmen, die sich spektral nicht eindeutig erfassen lassen und demzufolge in der MERIS-ASAR-Klassifikation weitgehend als Grasland fehlinterpretiert werden, in der FSK jedoch korrekt, da sie manuell ausgewiesen sind. Obwohl die Präsenz von Sträuchern über die FSK nicht erfasst werden kann, und Gehölze in ihrer Abundanz unterschätzt werden, zeigt sich, dass die Bereiche mit Gehölzvorkommen bezüglich ihrer Lokation übereinstimmen. Der Vergleich der Landbedeckungsanteile von $100 \times 100 \text{ m}^2$ und $300 \times 300 \text{ m}^2$ zeigt die Heterogenität des Raumes. Während sich auf $100 \times 100 \text{ m}^2$ noch einzelne „reine“ Pixel finden, sind bei $300 \times 300 \text{ m}^2$ Auflösung nur noch Mischpixel vorhanden, ohne dass sich das Landnutzungsmuster jedoch grundsätzlich geändert hätte. Das Ende der landwirtschaftlichen Fläche zeigt, wo die private Ranch anfängt. Der Wechsel vollzieht sich jedoch nicht abrupt. Die landwirtschaftliche Fläche ist hier bereits kontinuierlich geringer geworden und gibt damit einen Hinweis auf die ungünstigeren klimatischen Bedingungen mit wachsender Entfernung zu den humideren Bedingungen am Fuße des Mt. Kenya (Kap. 3.2, Kap. 3.5).

Für den Vergleich auf der $300 \times 300 \text{ m}^2$ Skala wurden die einzelnen Klassenanteile der MERIS-ASAR-Klassifikation mit dem gleichen Programm berechnet, das bei der Umrechnung der Anteile der FSK auf die $5 \times 5 \text{ m}^2$ -Auflösung benutzt wurde. Dadurch, dass die Gehölzanteile sowohl die Strauch- als die Baumsavannenklasse repräsentieren können, ergibt sich je nach Annahme eine Genauigkeitsspanne zwischen einem minimalen bis maximalen Wert. Bei der $300 \times 300 \text{ m}^2$ Auflösung kommt hinzu, dass ein Pixel oft aus unterschiedlichen Klassen besteht und diese Klassen wiederum per Definition eine bestimmte Spannweite von Baum-, Strauch-, Gras- oder Bodenanteilen beinhalten. Diese minimalen und maximalen Anteile müssen ebenfalls auf die neue Auflösung umgerechnet werden. Dadurch ergibt sich eine rund 3-mal so große Genauigkeitsspanne bei der $300 \times 300 \text{ m}^2$ Auflösung im Vergleich zu $100 \times 100 \text{ m}^2$ (Tab. 5.6).

Wegen der bereits erwähnten manuellen Ausweisung der landwirtschaftlichen Flächen bei der FSK, wird die Überprüfung der Klassifikation nicht nur für den gesamten

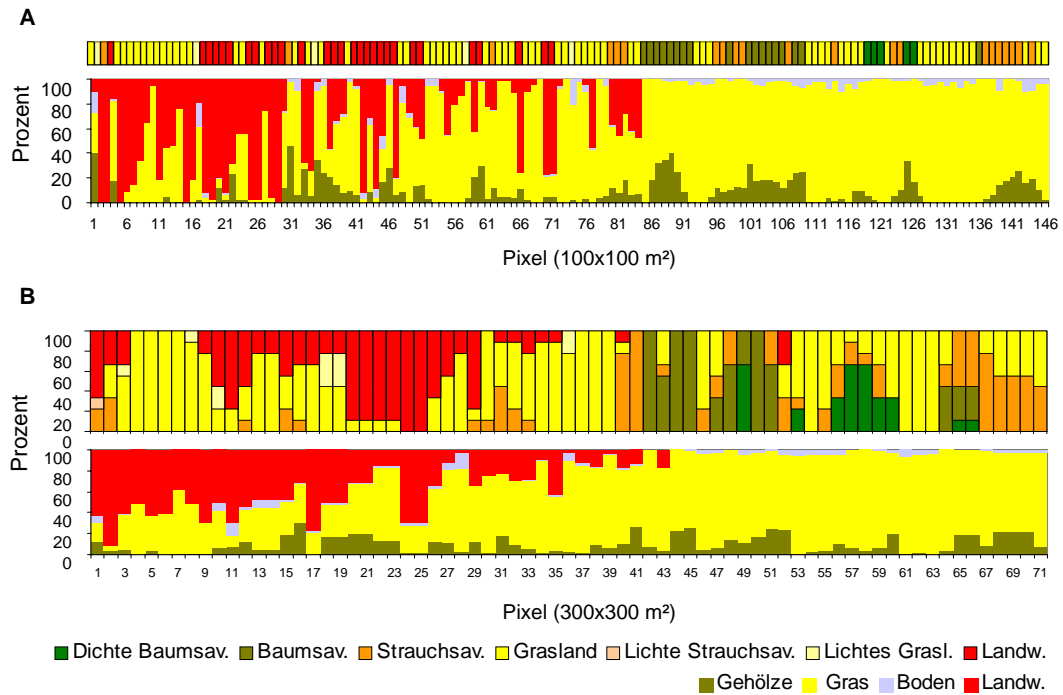


Abb. 5.8.: Vergleich der Klassifikation der Flugsequenz und der MERIS-ASAR-Klassifikation des Layerstack auf einer Skala von 100x100 m² (A) und 300x300 m² (B). Die jeweils obere Grafik stellt die Anteile der MERIS-ASAR-Klassifikation dar

Streifen sondern separat noch einmal für den Teil ohne landwirtschaftliche Fläche durchgeführt. Erwartungsgemäß ist die Übereinstimmung zwischen den Klassifikationen in dem Bereich ohne landwirtschaftliche Flächen höher. In diesem Bereich ergeben sich die meisten Unterschiede aus der Klassifikation von Flächen als Baum- bzw. Strauchsavanne bei der MERIS-ASAR-MLK im Vergleich zu Grasland bei der FSK.

In dem hier evaluierten Teil des Flugtransekts kommen die degradierten Flächen mit einem hohen Bodenanteil nicht deutlich zum Tragen. Bei der 100x100 m² Auflösung des Transektes (Abb. 5.8) wird zwar, entsprechend den Klassen mit einem hohen Bodenanteil, auch Boden im Flugstreifen ausgewiesen, jedoch erreicht der Anteil pro 100x100 m² keine 30 %. Bei der 300x300 m² Auflösung gibt es zum Teil gar keine Übereinstimmung. Dies kann daher rühren, dass zuerst die Umrechnung der

Tab. 5.6.: Durchschnittliche (in Klammern minimale bis maximale) prozentuale Übereinstimmung der Flugtransektklassifikation und der MLK des MERIS-ASAR-Layerstack auf unterschiedlichen Skalen (100x100 m² und 300x300 m²)

Räuml. Auflösung	Gesamter Flugtransekt	Exklusiv agrarisch genutzte Fläche
100x100 m ²	61,3 (58,2 – 64,4)	65,7 (61,8 – 69,6)
300x300 m ²	56,3 (45,1 – 67,6)	56,9 (38,9 – 75)

Bilder auf die neue Auflösung erfolgt und danach der Transekt darüber gelegt wurde. Damit können bereits kleine Unterschiede in der Georeferenzierung zwischen den Bildern bei einer Pixelbreite von 300x300 m² zu einem Vergleich unterschiedlicher Flächen führen.

Insgesamt liegen die Ergebnisse des Vergleichs im Schnitt etwas unter denen, die mit den einzelnen Validierungsflächen durchgeführt wurden (Tab. 5.5). Dies kommt zum einen durch den hohen Anteil an landwirtschaftlicher Fläche am gesamten klassifizierten Streifen und zum anderen durch die Unterschätzung der Gehölze innerhalb der FSK.

5.3.2. Globale und regionale Klassifikationen

Die für den Vergleich ausgesuchten beiden Klassifikationen GLC2000 und MODIS-Klassifikation unterscheiden sich nicht nur bezüglich der verwendeten Daten, auch die Durchführungen dieser Klassifikationen sind unterschiedlich: Die MODIS-Klassifikation wurde von einem Expertenteam global durchgeführt, bei GLC2000 hingegen wurde die Klassifikation dezentralisiert und verschiedene regionale Experten klassifizierten jeweils eine Region.

Dementsprechend sind auch unterschiedliche Methoden angewendet worden: Bei der GLC2000 wurde der Klassifikationsansatz letztendlich von jeder regionalen Gruppe selbst bestimmt. Für Afrika wurde eine Kombination aus unüberwachter Klassifikation der SPOT VEGETATION NDVI-Zeitreihe von 2000 und Verfeinerung über zusätzliche Datensätze verfolgt (Mayaux et al., 2003). Die MODIS Klassifikation beruht auf einer überwachten Klassifikation mit Hilfe eines Entscheidungsbaumes (Friedl et al., 2002).

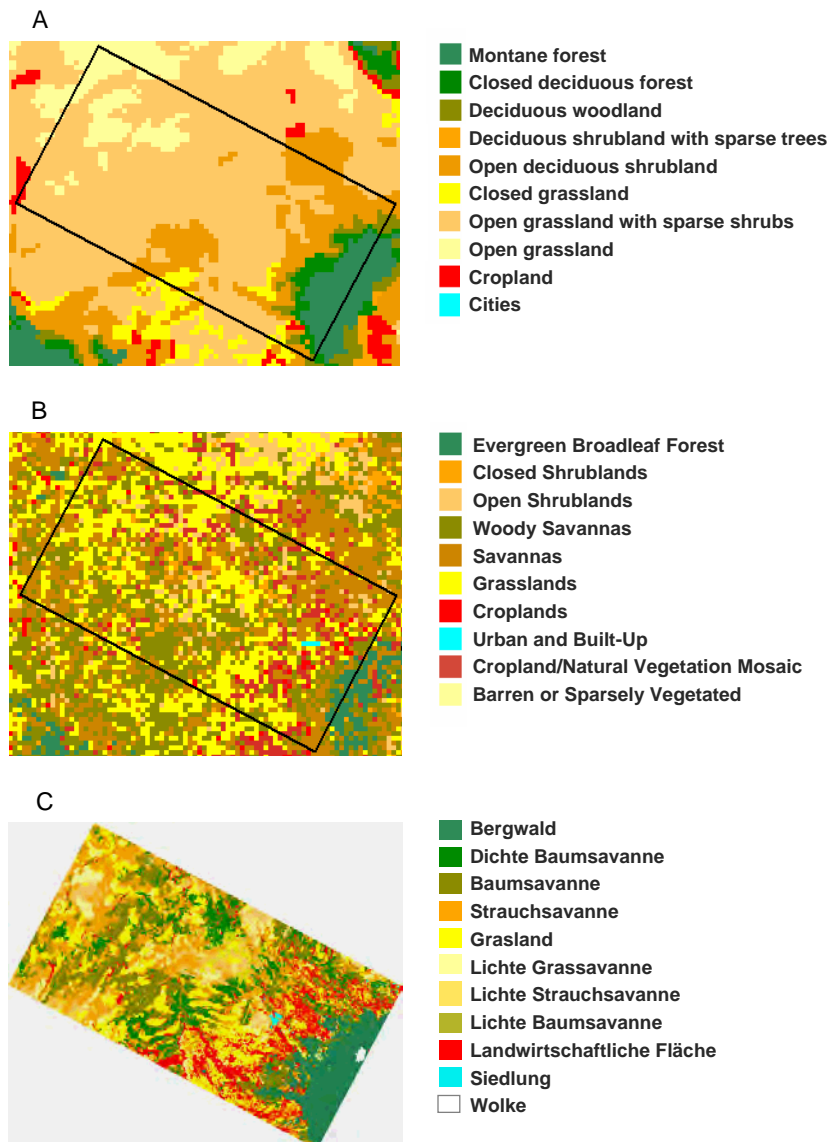


Abb. 5.9.: Vergleich der globalen Klassifikation von SPOT VEGETATION GLC2000 (A) und der Klassifikation mit TERRA MODIS (B) und der MERIS-ASAR-Klassifikation über den Layerstack (C)

Ein Vergleich der eigenen Klassifikation mit der MODIS-Klassifikation und GLC2000 zeigt die Auswirkungen der unterschiedlichen Klassifikationsansätze und

Datencharakteristika (Abb. 5.9). Ein direkter Vergleich ist schwierig, da neben den unterschiedlichen Ausgangsdaten auch ein unterschiedliches Klassifikationsschema verwendet wird mit z.T. unterschiedlichen Definitionen, wie z.B. die der Bäume: Innerhalb der IGBP-Klassifikation wird ein Baum mit höher als 2 m definiert, während bei LCCS der Schwellenwert, je nach Form, bei 3 m liegt und falls es sich nicht um eine „baumförmige“ Struktur handelt, bei 5 m.³

Der besonders auffällige Unterschied zwischen GLC2000 und MODIS bzw. MERIS-ASAR-Klassifikation ist vor allem eine Folge des klassifizierten Zeitraums. Das Jahr 2000, aus dem die SPOT VEGETATION-Daten für GLC2000 stammen, wurde von einer Dürre geprägt, während die MODIS-Klassifikation auf Grundlage von Daten von 2003 erfolgte und die MERIS-ASAR-Klassifikation Daten von 2003 bis 2004 nutzte. Entsprechend ähnlicher sind auch die Ergebnisse der letzten beiden Klassifikationen.

In der GLC2000-Klassifikation wird das Untersuchungsgebiet im Wesentlichen von 4 Klassen bestimmt: „open grasland“ (Krautschicht zwischen 5 % und 15 % ohne Strauchschicht) im Nordwesten, nach Südosten folgt „open grasland with sparse shrubs“ (Krautschicht zwischen 15 % und 40 % und eine Strauchbedeckung geringer als 20 %), „open deciduous shrubland“ (mehr als 15 % Strauchbedeckung, kleiner als 5 m hoch und keine Bäume), „closed grasland“ (Krautschicht mehr als 40 % und Strauchschicht unter 20 %), am Fuße des Mt. Kenya „deciduous woodland“ (Baumbedeckung zwischen 15 % und 40 % und „deciduous forest“ (Baumbedeckung mehr als 40 %) sowie schließlich der „montane forest“ (höher als 1500 m gelegen) (Mayaux et al., 2003). Die Klassifikationslegende basiert auf dem sogenannten „Land Cover Classification Scheme“ (LCCS), das von der FAO und UNEP entwickelt wurde, als erster Schritt zu einem einheitlicheren globalen Klassifikationsschema (Di Gregorio & Jansen, 1998). Infolge des sehr trockenen Zustands zum Zeitpunkt der Klassifikation werden die landwirtschaftlichen Flächen gar nicht erkannt. Ebenso wird der Gehölzanteil, fast durchgehend unter 20 % ausgewiesen, und der Grasanteil bleibt unter 40 %, beide werden damit stark unterschätzt. Nanyuki als Siedlung wird wahrscheinlich aufgrund der 1 km Pixel Auflösung von SPOT VEGETATION gar nicht erkannt.

Die Klassifikation von MODIS erkennt nicht nur Nanyuki als Siedlungsfläche son-

³Ein ausführlicher Vergleich zwischen GLC2000 und MODIS Landbedeckungsprodukten findet sich bei Giri, Zhu & Reed (2005)

dern auch die landwirtschaftlichen Flächen. Die Legende beruht auf der IGBP-Klassifikation und hat andere Schwellenwerte (10, 30 und 60 %) für die Abgrenzung der einzelnen Klassen (Friedl et al., 2002).

Ein Vergleich der eigenen Klasseneinteilung und der von IGBP ist schwierig, wegen der unterschiedlichen Schwellenwerte der Klassen. Selbst nach Zusammenlegen von Klassen auf beiden Seiten bleiben Überschneidungen von 10 %. So werden „Dichte Baumsavanne“ (> 50 % Baumbedeckung) und „Bergwald“ zusammen der „Evergreen broadleaf forest“ (> 60 % Baumbestand) zugeordnet. Der „Baumsavanne“, in der eigenen Klassifikation mit einer Baumbedeckung von 20 bis 50 %, wird sowohl „Woody savannas“ (30-60 %) als auch „Savannas“ (10-30 %) zugeordnet. Während auf der anderen Seite die „lichte Baumsavanne“, mit einem hohen Bodenanteil, keine korrespondierende Klasse hat sondern ebenfalls „Woody savannas“ und „Savannas“ zugeordnet wird. Die gleichen zwei Kriterien gelten auch für die „Strauchsavanne“ (s. Anhang, Tab. A.3).

Di Gregorio & Jansen (1998) argumentieren, dass die Schwellenwerte ein Intervall darstellen sollten (im Sinne des LCCS beispielsweise 10-20 % oder 60-70 %) um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass Vegetation oft räumlich konzentriert („patchiness“) vorkommt (Di Gregorio & Jansen, 2000). Beim Vergleich der Klassifikationen, die die unterschiedlichen Grenzen dieser Intervalle nutzen kommt es trotzdem zu Differenzen infolge der Schwellenwertsetzung. Zudem bleibt das Problem der sehr unterschiedlichen räumlichen Auflösung, da diese bei MODIS für die Klassifikation auf 1x1 km² reduziert wurde, so dass die räumliche Übereinstimmung der Klassen letztlich lediglich bei 23,8 % des Untersuchungsgebietes liegt.

Durch die höhere räumliche Auflösung ist die eigene Klassifikation detailgenauer als die beiden anderen (Abb. 5.9). GLC2000 gibt eine generalisierte Darstellung des Gebietes wieder, im Gegensatz zu dem MODIS-Produkt, welches rein visuell, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen räumlichen Auflösung, in weiten Teilen mit der eigenen Klassifikation übereinstimmt.

5.3.3. Schlussfolgerung

- Digitale Luftbilder bilden eine wertvolle Ergänzung zu Felddaten. Je nach Anforderung an die Klassifikation können darüber manuell zusätzliche Trainings- oder Validierungs-Daten kartiert werden. Dies funktioniert für dichte Vegetati-

onsbestände (Baumsavanne, Grasland, Felder) sehr gut. Bei der Klassifikation eines ganzen Transektes haben digitale Luftbilder den Vorteil der hohen räumlichen Auflösung, jedoch den Nachteil von lediglich 3 Farbkanälen. Die Unterscheidung von Akazien und krautiger Bodenbedeckung gelang nur teilweise. Das heißt, je nach Anwendung muss abgewogen werden zwischen Nutzen und Fehler bei diesen räumlich weitgehend unverzerrten Nadiraufnahmen und der besseren Erkennbarkeit von Strauch- und Baumbedeckung bei Schrägaufnahmen, die jedoch eine starke räumliche Verzerrung mit sich bringen.

- Der Vergleich der MERIS-ASAR-Klassifikation mit dem MODIS-Produkt und der GLC2000 zeigt die höhere räumliche Genauigkeit durch Hinzufügen von ASAR zu MERIS. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Klassifikationsschemata und räumlichen Auflösungen ist das MODIS-Produkt der MERIS-ASAR-Klassifikation relativ ähnlich, während GLC2000 eine generalisiertere Klassifikation darstellt.

5.4. Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Datensätze

- Die verschiedenen Datensätze zeigen unterschiedliche Vor- und Nachteile bei der Klassifikation des semihumiden bis semiariden Ökosystems.
- Mit ASAR-Daten lassen sich lediglich Wald und Häuser, wegen ihrer starken Rückstreuung, gut erfassen. Wenngleich Varianz und Semivarianz die Trennbarkeit von Landbedeckungsklassen insgesamt erhöhen, ist letztlich die Gesamtklassifikationsgenauigkeit bei dem hier angestrebten Klassifikationsschema nicht zufriedenstellend. Die natürlichen Klassen werden schlecht getrennt, insbesondere bei geringerer Gehölzdichte. Eine Erfassung degradierter Vegetationsfläche scheint trotzdem möglich. Es müsste jedoch untersucht werden, inwiefern sich die erfasste Degradation auf eine reduzierte oder kompaktere (da die äußeren Zweige abgefressen sind) Wuchshöhe oder auf eine trockenere Konsistenz zurückführen lässt.
- MERIS-Daten haben das Problem der geringen räumlichen Auflösung, was bei dem kleinräumigen Vorkommen des unbedeckten Bodens die Erkennbarkeit dieser Klassen erschwert bis unmöglich macht. Gleichzeitig ist es sehr aufwändig

und schwierig, eine statistisch ausreichende Anzahl an Testflächen zu erheben. In homogenen Gebieten sind jedoch gute Ergebnisse zu erwarten.

- Die Kombination von MERIS und ASAR führt nicht zu einer deutlich erhöhten allgemeinen Klassengenauigkeit, jedoch zeigt sich bei einer Analyse der Ergebnisse, dass ASAR zu einer höheren räumlichen Auflösung führt im Vergleich zu MERIS und zu einer verbesserten Erfassung der Klassen mit verringertem Bodenanteil. Eine Kombination von MERIS und ASAR resultiert in einer verbesserten Gesamtvegetationsklassifikation. Bei der automatischen Klassifikation mit MLK oder FNN auf einem kombinierten Datensatz wird der unterschiedliche Informationsgehalt der unterschiedlichen Daten nicht voll ausgeschöpft, dazu müssen die Trainingsgebiete stärker auf die Charakteristik der jeweiligen Datensätze abgestimmt werden.
- Der Unterschied zwischen MLK und FNN ist nicht groß und je Datensatz unterschiedlich. Für die Kombination der Datensätze, erzielte der einfache Layerstack höhere Klassifikationsgenauigkeiten als die inverse Hauptkomponenten- oder HSV-Transformation.
- Digitale Luftbilder sind eine wertvolle Ergänzung zu Felddaten, um zusätzliche Ground-Truth-Daten zu gewinnen. Je nach Klassifikationsschema sind die Klassen unterschiedlich gut erkennbar (Sträucher und Bäume waren schwierig zu unterscheiden). Das heißt, je nach Anwendung muss abgewogen werden zwischen Nutzen und Fehler bei räumlich weitgehend unverzerrten Nadiraufnahmen und der besseren Erkennbarkeit von Strauch- und Baumbedeckung bei Schrägaufnahmen, die jedoch eine starke räumliche Verzerrung mit sich bringen.
- Das Abwägen der Ungenauigkeiten der einzelnen Datensätze spielt eine wesentliche Rolle und zeigt sich auch insbesondere bei dem Vergleich mit den globalen Klassifikationen. Der Kontext der Klassifikation: Datencharakteristik, Zeitpunkt der klassifizierten Daten und Klassifikationsschema bilden insbesondere in einem heterogenen Savannensystem Rahmenbedingungen, die bei automatischen Klassifikationsverfahren recht unterschiedliche Ergebnisse liefern können.

6. Innerannuelle Vegetationsschwankungen

Für semiaride Ökosysteme ist es charakteristisch, dass sich das Erscheinungsbild der Vegetation infolge der variierenden Niederschläge stark verändert. So kann es für klimatisch hochvariable Ökosysteme zu Fehlinterpretationen bei der Klassifikation und Veränderungsdetektion mit Hilfe von Fernerkundungsdaten kommen (Bradley & Mustard, 2005), wenn sich in den ermittelten Landbedeckungsklassen die aktuellen klimatischen Verhältnisse zum Aufnahmezeitpunkt der Fernerkundungsdaten widerspiegeln. Andererseits bestimmen Niederschlags-, und damit Vegetationsschwankungen, unter anderem die Tragfähigkeit und Vulnerabilität eines Ökosystems (Vetter, 2005). Es stellt sich daher die Frage nach dem Ausmaß dieser Schwankungen sowohl im Jahresverlauf als auch zwischen den Jahren.

Eine Quantifizierung kann über Vegetationsindizes erfolgen, die durch ihren engen Zusammenhang mit ökosystemrelevanten biophysikalischen Größen wie Biomasse, LAI, FAPAR oder Chlorophyllgehalt, Rückschlüsse auf die Variabilität dieser Größen erlauben.

Die Untersuchung zu den innerannuellen Vegetationsschwankungen ist in 3 Hauptteile gegliedert:

1. Für den Verlauf eines Jahres wird die raum-zeitliche Dynamik der Vegetation mit Hilfe von unterschiedlichen Vegetationsindizes aus MERIS- und SPOT VEGETATION-Daten und mit Hilfe der ASAR Rückstreuung untersucht (Kap. 6.1). Dazu werden zuerst die neuen MERIS Vegetationsindizes MGVI, REP und MTCI vorgestellt (Kap. 6.1.1), sowie die saisonale Schwankung dieser Maße und der Radar-Rückstreuung. Zusätzlich wird der Variationskoeffizient der Werte im Verlauf eines Jahres analysiert (Kap. 6.1.2): Anhand des Flugtransektes wird das Verhältnis zwischen Landbedeckung, Landnutzung und dem Variationskoeffizienten und Mittelwert der neue MERIS-

Vegetationsindizes, sowie der ASAR-Intensitätsmessungen unterschiedlicher Polarisationen (HH, VH, VV) für den Zeitraum August 2003 bis Juli 2004 dargestellt. Die aus der Analyse des Transektes abgeleiteten Zusammenhänge werden anschließend anhand der Felddaten überprüft. Danach wird mit Hilfe der mehrjährigen SPOT VEGETATION NDVI-Zeitreihe zusätzlich quantifiziert, wie stark diese saisonalen Schwankungen sich im Laufe der Jahre ändern (Kap. 6.1.3).

2. Über phänologische Maße (Beginn, Ende, Länge der Vegetationsperiode) wird das Ökosystem charakterisiert (Kap. 6.2). Während im vorhergehenden Teil die maximalen und minimalen Werte der Vegetationsschwankung eine Rolle spielen, wird in diesem Teil der Zeitpunkt des Anstiegs und Abfalls der Werte des phänologischen Gangs für den Zeitraum August 2003 bis Juli 2004 betrachtet (Kap. 6.2.1). Schließlich wird die Variabilität dieser Größen im Verlauf der Jahre und entlang eines ökologischen Gradienten (Kap. 6.2.2) untersucht. Die berechneten Beginn- und Längenwerte der Vegetationsperioden werden außerdem mit Werten aus der Literatur verglichen.
3. Der Zusammenhang wird zwischen dem Niederschlag, als treibender Kraft, und dem NDVI, als Maß für die Vegetationsreaktion, untersucht (Kap. 6.3). Da zunehmende Aridität bei der Ausprägung der inner- und interannuellen Variabilität eine große Rolle spielt, soll so der Einfluss von besonders trockenen oder besonders niederschlagsreichen Verhältnissen analysiert werden.

6.1. Erfassung saisonaler Variation mit statistischen Maßen

Die saisonale Vegetationsdynamik der einzelnen Landbedeckungsklassen wird mit Hilfe der neuen MERIS Vegetationsindizes und der polarisierten ASAR-Rückstreuung gemessen. Neben dem Verlauf der Vegetationsindizes und Radar-Rückstreuung werden als statistische Maße Mittelwert und Variationskoeffizient (Vk) angewendet.

Das Ziel dieser Teiluntersuchung ist es, für die neuen MERIS Vegetationsindizes und die Radar-Rückstreuungen in HH-, HV- und VV-Polarisationen anhand des Zeitverlaufs von August 2003 bis Juli 2004 zu klären:

1. Welche Gemeinsamkeiten und Unterschiede zeigen die Vegetationsindizes und Radar-Rückstreuungen in ihrem saisonalen Verlauf?
2. Wie verändern sich die statistischen Maße entlang des ökologischen Niederschlagsgradienten?
3. Zeigen die statistischen Maße klassenspezifische Unterschiede?
4. In welchem Maß ändert sich die annuelle Variation (gemessen anhand des V_k) zwischen den Jahren?

Für die MERIS-Indizes wurden 5 Zeitschnitte verwendet: 28.9 und 17.12.2003, 5.3., 22.4. und 12.6.2004. Alle Datensätze wurden vorverarbeitet (Kap. 4.1.1). Die ASAR-Daten umfassen insgesamt 8 Zeitschnitte mit jeweils 2 Polarisationen (Kap. 4.2, das ergibt je Polarisation unterschiedlich viele Bänder für die HH-(5 Bänder) , HV- (7 Bänder) und VV-Polarisation (4 Bänder).

6.1.1. Neue MERIS Vegetationsindizes

Diverse Vegetationsindizes beruhen auf der typisch niedrigen Reflektanz im roten und hohen Reflektanz im nahen infraroten Bereich von grüner Vegetation im elektromagnetischen Spektrum. Dieses Charakteristikum bildet ebenfalls die Grundlage dreier Vegetationsindizes aus MERIS-Daten, deren Berechnung aus Satellitendaten, aufgrund der schmalen Bandbreite und radiometrischen Präzision von MERIS, erstmalig für eine hohe Wiederholrate möglich ist.

Der erste Index ist der „MERIS Global Vegetation Index“ (MGVI) von Gobron et al. (1999), der ein Maß für den Anteil der absorbierten photosynthetisch aktiven Strahlung (FAPAR) liefert.

Der zweite Index ist die „Red Edge Position“ (REP) (Clevers et al., 2002; Dawson & Curran, 1998). Definiert wird die REP als maximale Steigung zwischen 670 nm und 780 nm (dem Übergang von Rot zu Nahem Infrarot)(Clevers et al., 2002). Als spezifisches Charakteristikum der Vegetation besitzt die REP Aussagekraft bezüglich unterschiedlicher biophysikalischer Merkmale (Pu et al., 2003; Zarco-Tejada & Miller, 1999; Filella & Peñuelas, 1994; Baranoski & Rokne, 2005; Lamb et al., 2002).

Eine Untersuchung des Potenzials der REP zur räumlichen Charakterisierung und Erfassung von Vegetationsbedeckung anhand von aktuellen MERIS-Daten ist noch kaum erfolgt.

Als dritter Index wurde der ebenfalls chlorophyllabhängige neue „MERIS Terrestrial Chlorophyll Index“ (MTCI) untersucht. Dieser Index ist seit Mai 2006 Teil des MERIS Level-2-Produktes und wurde für ENVISAT MERIS von Dash & Curran (2004) entwickelt.

Sowohl der Chlorophyllgehalt als auch die FAPAR sind wichtige Parameter bei der Beobachtung von Ökosystemen, da sie der Quantifizierung der Kohlendioxidassimilation durch Pflanzen dienen sowie der Abschätzung der Nettoprimärproduktion (Gobron et al., 2002; Zhang et al., 2005a).

6.1.1.1. MERIS Global Vegetation Index (MGVI)

Der MGVI basiert auf der spektralen Reflektanz in Band 8 (681 nm) und Band 13 (865 nm) sowie Band 2 (441 nm). Der Index wurde so entworfen, dass die geometrischen, atmosphärischen und Hintergrund (insbesondere Boden)-Effekte minimiert werden und gleichzeitig die Korrelation mit dem Anteil an absorbiertes photosynthetisch aktiver Strahlung maximal ist. Die Entwicklung erfolgte mit Hilfe verschiedener Modelle um die bidirektionalen Reflektanzverteilungsfunktion (Bidirectional Reflectance Distribution Function, BRDF), den Strahlungstransfer innerhalb der Vegetation sowie die Atmosphäreneffekte zu berücksichtigen. Die Validierung zeigte eine gute Korrelation mit der FAPAR von simulierten Vegetationskronen. Der Index ist 8-Bit skaliert, dimensionslos und liegt zwischen 0 und 1 (Gobron et al., 1999; Goovaerts et al., 1999). Der MGVI ist seit Beginn der ENVISAT-Mission Teil des MERIS Level-2-Produktes.

Zur Zeit gibt es noch nicht viele Untersuchungen, die sich auf den MGVI stützen. Gobron et al. (2005) untersuchten die Auswirkungen der Dürre im Jahr 2003 auf die Vegetation in Europa mit Hilfe mehrjähriger Zeitreihen von MERIS-Daten und Daten vom „Sea-viewing Wide Field-of-view“-Sensor (SeaWiFS). Dash et al. (2007) nutzten den MGVI und MTCI zur Klassifikation und Bacour et al. (2006) leiteten aus MERIS-Daten mittels neuronaler Netze erfolgreich FAPAR ab.

6.1.1.2. MERIS Red Edge Position (REP)

Die REP korreliert mit unterschiedlichen biophysikalischen Größen wie dem „Leaf Area Index“ (LAI) (Pu et al., 2003; Zarco-Tejada & Miller, 1999), dem Chlorophyllgehalt, der Seneszenz, dem Nährstoff- und dem Wasserstress (Filella & Peñue-

las, 1994; Baranoski & Rokne, 2005; Lamb et al., 2002). Eine Erhöhung des Chlorophyllgehalts verursacht eine Verschiebung der REP zu höheren Wellenlängen, während Nährstoffmangel eine Verschiebung zu geringeren Wellenlängen bedeutet (Boochs et al., 1990).

Die Berechnungen des Index basieren auf Modelldaten (Guyot, 1992; Dawson, 2000; Clevers et al., 2002), Spektroradiometermessungen (Horler, Dockray & Barber, 1983; Baret et al., 1987; Filella & Peñuelas, 1994; Boochs et al., 1990; Danson & Plummer, 1995) sowie flugzeuggetragenen Hyperspektraldaten, wie dem „Airborne Visible/Infra Red Imaging Spectrometer“ (AVIRIS) (Clevers et al., 2002) oder dem „Compact Airborne Spectrographic Imager“ (CASI) (Zarco-Tejada & Miller, 1999). Satellitengetragen wurde die REP von Pu et al. (2003) aus Hyperspektraldaten von Hyperion berechnet. Im Gegensatz zu MERIS, ist die Abdeckung von Hyperion mit einer Szenenbreite von lediglich 7,5 km jedoch sehr gering und die Wiederholrate dementsprechend nur alle 16-Tage (die Wiederholrate von MERIS beträgt 3 Tage).

Die Red Edge Position kann, je nach Datengrundlage, unterschiedlich berechnet werden: durch lineare Interpolation (Guyot, 1992), Lagrange-Interpolation (Dawson & Curran, 1998), Kurvenanpassung mit Hilfe höhergradiger Polynome (Horler, Dockray & Barber, 1983) oder „inverted Gaussian Technique“ (Zarco-Tejada & Miller, 1999; Baranoski & Rokne, 2005). Die lineare Interpolation hat sich als robuste (Clevers et al., 2002) und zweckmäßige Methode erwiesen (Pu et al., 2003) und wurde daher auch hier zur Berechnung der REP herangezogen. Diese Methodik wurde erstmals von Guyot (1992) eingeführt und wurde hier entsprechend Clevers et al. (2002), mit den aktuellen Kanalpositionen von MERIS, mit Hilfe eines eigenen IDL-Programmes berechnet:

$$R_{re} = R_{664,6} + R_{778,5}[\%] \quad (6.1)$$

$$\lambda_{re} = R_{708,4} + 45 \frac{\frac{R_{re}}{2} - R_{708,4}}{R_{753,4} - R_{708,4}} [nm] \quad (6.2)$$

R_{re} entspricht der Reflektanz und λ_{re} der Wellenlänge an der Red Edge Position. $R_{664,6}$, $R_{708,4}$, $R_{753,4}$, $R_{778,5}$ repräsentieren jeweils die Reflektanz bei den Wellenlängen von 664,6, 708,4, 753,4 und 778,5 nm.

6.1.1.3. MERIS Terrestrial Chlorophyll Index (MTCI)

Für den untersuchten Zeitraum war der MTCI noch nicht im MERIS Level 2-Datensatz enthalten und wurde daher selber über ein IDL-Programm berechnet. Der MTCI wurde aus den vorverarbeiteten MERIS Level 1-Daten (siehe Kap. 4.1.1 für die System-, Atmosphären- und Geokorrektur) mit Hilfe der Gleichung von Dash & Curran (2004) berechnet (Gl. 6.3), die in einem eigenen IDL-Programme umgesetzt wurde.

$$MTCI = (R_{753,4} - R_{708,4}) / (R_{708,4} - R_{681,25}) \quad (6.3)$$

Im Gegensatz zur REP gibt es nur eine einzige Berechnungsformel. Messungen ergaben, dass der MTCI mit dem Chlorophyllgehalt hoch korreliert und bei hoher Konzentration langsamer in die Sättigung gerät als die REP (Dash & Curran, 2004).

6.1.2. Saisonale Variation der MERIS Indizes und der ASAR-Rückstreuungen

Eine vielversprechende statistische Größe im Zusammenhang mit innerannueller und interannueller Variabilität ist der Variationskoeffizient (Vk). Der Variationskoeffizient gibt das Verhältnis zwischen Standardabweichung und Mittelwert wieder und ist daher eine dimensionslose Einheit. Die Division durch den Mittelwert führt zu einer Normierung, die das Vergleichen von Werten verschiedener Jahre und unterschiedlicher Naturräume erlaubt (Weiss, Marsh & Pfirman, 2001). Der Vk wurde insbesondere für Untersuchungen der interannuellen Variation (Barbosa, Huete & Baethgen, 2006; Knapp & Smith, 2001; Fang et al., 2001; Milich & Weiss, 2000) genutzt. Die Höhe des Vk gibt Aufschluss über die Landbedeckung und die klimatischen Gegebenheiten: ein niedriger Vk kommt insbesondere unter feuchteren Bedingungen vor, ein hoher Vk deutet auf Trockenheit und Degradation hin (Barbosa, Huete & Baethgen, 2006; Milich & Weiss, 2000).

Die Analyse der innerannuellen Variation mit Hilfe des annuellen Vk ist seltener und wurde z.B. von Weiss, Marsh & Pfirman (2001) durchgeführt. Sie beobachteten Degradationserscheinungen auf der Arabischen Halbinsel, wenn sich der annuelle Vk verringerte.

Im folgenden wird für die Vegetationsindizes und die Radar-Rückstreuungen der saisonale Verlauf anhand der Mittelwerte je Zeitschnitt dargestellt; der Verlauf der

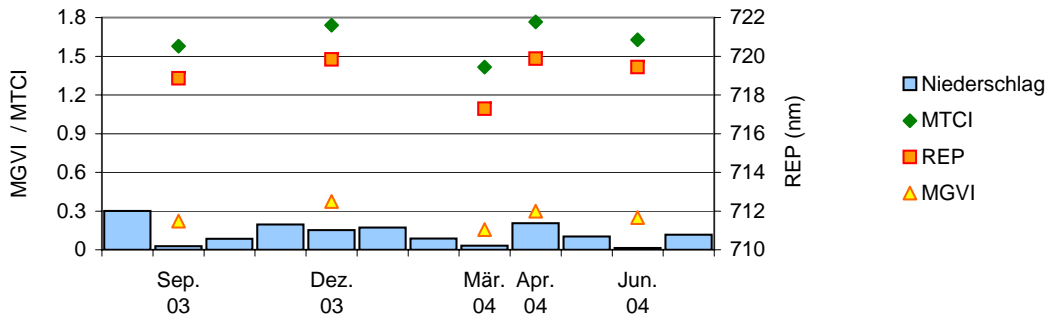


Abb. 6.1.: Saisonaler mittlerer MGVI- und REP-Verlauf, sowie die monatlichen Niederschlagssummen, über 14 Stationen des Untersuchungsgebiets gemittelt

annuellen Mittelwerte und der annuellen V_k anhand eines Niederschlagsgradienten aufgezeigt; der Mittelwert und V_k je Vegetationsklasse untersucht und schließlich mit SPOT VEGETATION die Variabilität der saisonalen Schwankung im Verlauf der Jahre analysiert.

6.1.2.1. MGVI, REP, MTCI und ihre saisonale Variation

Um die Ähnlichkeit zwischen den Indizes zu testen wurden die entsprechenden Werte miteinander korreliert. Der Korrelationskoeffizient von MGVI und REP liegt zwischen 0,75 (Juni) und 0,86 (März), im Mittel beträgt er 0,81. Wie erwartet, korrelieren die beiden Indizes miteinander, sie enthalten aber offensichtlich auch unterschiedliche Informationen.

Wie bereits von Dash & Curran (2004) festgestellt, korreliert auch der MTCI und die REP. Für das hier untersuchte Gebiet betrug die Korrelation 0,94 bis 0,97 (für März bzw. Dezember), im Mittel 0,95. Ebenso wie die REP weisen der MTCI und der MGVI im Mittelwert eine Korrelation von 0,81 auf, mit dem minimalen Wert im Juni (0,73) und dem maximalen Wert im März (0,89). Die drei Vegetationsindizes folgen im Jahresverlauf der Saisonalität der Niederschläge, mit hohen Werten nach der Regenzeit und geringen Werten gegen Ende der Trockenzeit.

Der Verlauf des MGVI unterscheidet sich im Vergleich zu dem der REP und des MTCI, die sich ähnlich sind (Abb. 6.1): MGVI weist im Dezember einen höheren Wert (0,37) auf als im April (0,30), entsprechend dem höheren Niederschlag von 192 mm von November bis Dezember im Vergleich zu 138 mm von März bis April. REP und

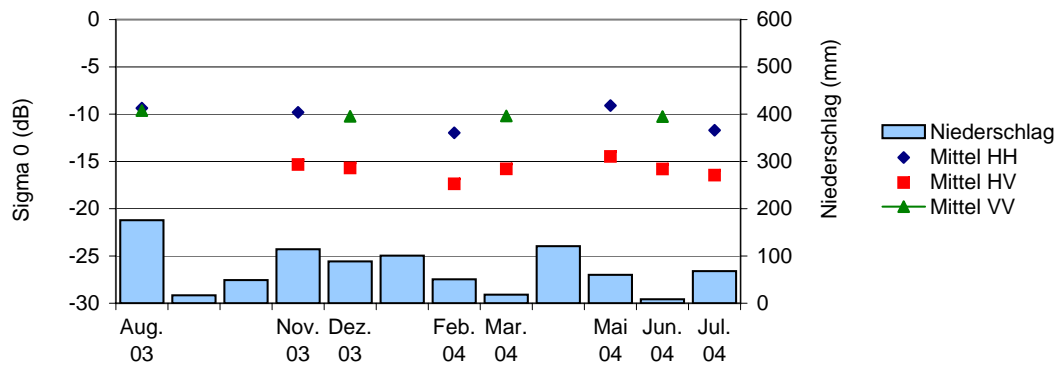


Abb. 6.2.: Mittlere Rückstreuintensität Sigma 0 (dB) für die Polarisationen HH, HV und VV im saisonalen Verlauf, sowie die monatlichen Niederschlagssummen, über 14 Stationen des Untersuchungsgebiets gemittelt

MTCI hingegen reagieren nicht in gleichem Maße auf den erhöhten Niederschlag, da ihre Werte für Dezember und April sogar leicht steigen (REP=719,84 nm im Dezember, REP=719,87 nm im April bzw. MTCI=1,74 und MTCI=1,77). Ob die Intensität mit der die Regenzeit einsetzt damit zu tun hat, müsste mit Hilfe von Datensätzen anderer Jahre untersucht werden.

6.1.2.2. ASAR HH-, HV- und VV-Polarisation und ihre saisonale Variation

Die mittlere Rückstreuung der verschiedenen Polarisationen von ASAR zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf im Jahrgang (Abb. 6.2). Die Werte für VV und HH in dem Datensatz aus dem August zeigen, dass sich in diesem Gebiet die Rückstreuungen der Polarisationen auch sonst im Mittel kaum unterscheiden (HH hat einen etwas höheren Wert als VV). Die Rückstreuintensität von VH ist im Gegensatz dazu sehr viel geringer, da gleichpolarisierte Bilder ein höheres Signal-zu-Rausch-Verhältnis haben (Henderson et al., 1998), die Schwankungen verlaufen jedoch parallel zu denen von VV und HH.

6.1.2.3. Innerannuelle Variation entlang eines ökologischen Gradienten

Über einen Transekt von Südosten ($0^{\circ} 7' 42.3''$ S / $37^{\circ} 10' 52.26''$ O), dem Berg- hang des Mt. Kenya, nach Nordwesten ($0^{\circ} 14' 20.87''$ N / $36^{\circ} 55' 14.7''$ O), aufs

Laikipia-Plateau, lässt sich die raum-zeitliche Variation anhand des Mittelwertes und des Variationskoeffizienten (Vk) der verschiedenen Vegetationsindizes und Radar-Rückstreuungen im Jahresverlauf spezifischer aufzeigen (Abb. 6.3).

Wie aufgrund der hohen Korrelation von REP und MTCI zu erwarten war, verlaufen die Gradienten dieser Indizes sehr ähnlich, lediglich die tieferen Werte (z.B. rote Markierungen in Abb. 6.3) sind bei REP etwas ausgeprägter.

Für die unterschiedlichen Polarisierungen bestätigt sich die Ähnlichkeit der Verläufe, wobei VV etwas höhere Werte als HH zeigt und HV die geringsten Werte aufweist. Das Verhältnis zwischen VV und HH scheint sich jedoch umzukehren, je weiter man dem Transekt nach NW in die semiariden Gebiete folgt. Besonders auffallend ist in diesem Bereich auch, dass HH einen viel höheren annuellen Variationskoeffizienten aufweist als die anderen beiden Polarisierungen.

Der ökologische Gradient von den semihumiden Bedingungen am Fuße des Mt. Kenya zu dem semiariden Plateau zeigt sich deutlich in dem geringen, aber stetigen Abwärtstrend der Vegetationsindizes. Am ausgeprägtesten ist dieser für die REP mit einer Steigung von $-0,01$ ($r^2=0,7$). MTCI weist hingegen eine Steigung von nur $-0,0016$ ($r^2=0,6$) auf und MGVI sogar lediglich $-0,0004$ ($r^2=0,6$). Die Radar-Rückstreuungen aller Polarisierungen verringern sich ebenfalls entlang des Transektes. Die Polarisierungen VV und VH zeigen eine Steigung von $-0,009$ ($r^2=0,7$ bzw. $r^2=0,62$), während dieser Trend für die HH-Polarisation mit einer Steigung von $-0,0061$ ($r^2=0,53$) am schwächsten ausgeprägt ist. Dieser allgemeine Trend liegt teilweise daran, dass die Klassen mit den hohen Werten (Bergwald) am Anfang des Transektes, im SO liegen und sich die Klassen mit den geringeren Werten (die mit einem höheren Bodenanteil) am nordwestlichen Ende befinden. Dieser Trend wurde klassenweise beispielhaft für den MGVI Mittelwert untersucht. Der vorher festgestellte schwache Trend bestätigte sich für alle Klassen, außer der Waldklasse. Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß nur für die Klassen mit einem hohen Bodenanteil (lichtes Grasland, lichte Strauchsavanne) und Baumsavanne bedeutend ($r^2=0,95$, $r^2=0,66$ bzw. $r^2=0,61$) und für die anderen Klassen (dichte Baumsavanne, Strauchsavanne, Grasland) kleiner als $0,36$ (s. Anhang, Tab. A.4).

Besonders deutlich heben sich die höheren Mittelwerte der chlorophyllabhängigen Indizes (REP und MTCI) für Wald und landwirtschaftliche Flächen ab. Die fehlenden Werte im Waldbereich sind ausmaskierte Wolken sowie fehlerhafte Werte (Kap. 4.1.1). Die besonders hohen Werte für den Randbereich des Waldgebietes (1. schwar-

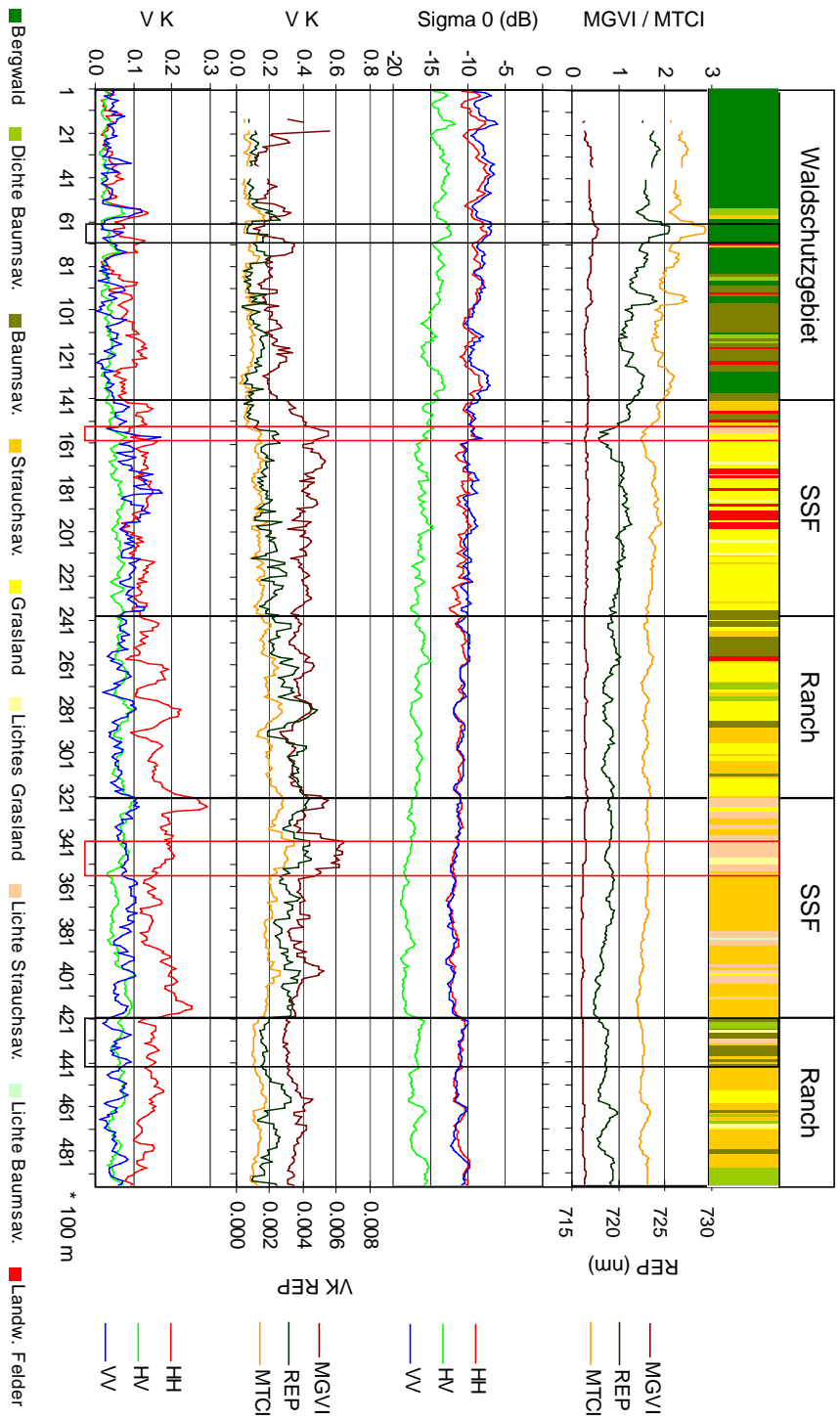


Abb. 6.3.: Verlauf der Mittelwerte und Variationskoeffizienten (VK) von MGVI, MTCI, REP, ASAR HH, HV, VV im Vergleich zu der Landbedeckung entlang des Flugtransektes von SO nach NW. Die Landbedeckungsklassen sind der MLK Layerstack entnommen. In vertikalen farbigen Streifen sind die Landnutzungen Waldschutzgebiet (blaugrün), kleinbäuerliche Farmen (SSF, rosa) und private Viehranches (hellgrün) markiert. Die roten und schwarzen Rechtecke markieren besondere Charakteristika (siehe Text)

ze Markierung in Abb. 6.3) stellen Wiederaufforstungen dar. Die noch jungen Bäume haben höhere Werte als der restliche Wald. Gleichzeitig weist der Wald eine sehr geringe annuelle Variation auf, dies gilt sowohl für die Vegetationsindizes, als auch für die Radar-Rückstreuungen. Die geringe Variation der Gehölze zeigt sich auch bei der Baumsavanne (z.B. 2. schwarze Markierung in Abb. 6.3). Gleichzeitig erhöht sich die Rückstreuintensität der Mikrowellen und ein Anstieg insbesondere von REP und MTCI ist zu sehen, da es sich hier um immergrüne Gehölze handelt.

Im Gegensatz dazu weisen die lichten Sträucher (z.B. rote Markierungen in Abb. 6.3) geringere mittlere Werte, jedoch einen sehr hohen Vk bei den Vegetationsindizes auf. Ein hoher Vk bei einem niedrigen Mittelwert scheint ein Charakteristikum von Flächen mit hohem Bodenanteil zu sein.

Die Höhe des Vk der MERIS Indizes hängt hauptsächlich von dem im Berechnungszeitraum auftretenden Minimum ab und weniger von dem Maximum. Eine Korrelation der Vk und Minima für das gesamte Untersuchungsgebiet ergibt den höchsten Wert bei der REP ($r=-0,83$), gefolgt von dem MTCI ($r=-0,68$) und dem MGVI ($r=-0,59$). Das könnte damit zusammenhängen, dass die Vegetationsbedeckung im Untersuchungsgebiet insgesamt hoch ist und selbst bei den lichten Klassen lediglich 30 % der Feldmessungen mehr als 50 % Bodenanteil aufweisen. Somit würde mit geringerer Vegetationsbedeckung auch der entsprechende Vegetationsindex geringer ausfallen, was den Wertebereich und damit den Vk erhöht. Die Korrelation des Maximalwertes mit dem Vk ist hingegen sehr gering (der höchste Wert ist $r=0,32$ für den MGVI).

Im Verlauf des Transekts nimmt der Vk sowohl für die Vegetationsindizes als auch Radar-Rückstreuungen zu. Der Trend erweist sich jedoch statistisch als nicht signifikant.

Die hohe Variation der Radar-Rückstreuungen entsprechen nicht demselben Muster wie die Vegetationsindizes und sind schwierig zu interpretieren. Abgesehen vom Wald mit einem geringen Vk, scheinen Grasflächen einen erhöhten Vk aufzuweisen, dies gilt jedoch auch für die Strauchsavanne. Dieses ähnliche Verhalten der zwei unterschiedlichen Landbedeckungen zeigte sich bereits bei der Klassifikation (Kap.5.1.4).

6.1.2.4. Innerannuelle Variation innerhalb der Landbedeckungsklassen

Mit Hilfe der Felddaten kann ein genaueres Bild der Zusammenhänge zwischen Landbedeckung, Mittelwert und Variationskoeffizient der verschiedenen Indizes sowie Radar-Rückstreuungen (Abb. 6.4) wiedergegeben werden.

Die Rangfolge der klassenspezifischen Mittelwerte und V_k für die drei Vegetationsindizes ist unterschiedlich, was für MTCI und REP unerwartet ist. Bei den Radar-Rückstreuungen hingegen variiert der Abstand zwischen den Klassen je Polarisation, während die Reihenfolge, welche Klassen höhere und welche tiefere Werte haben, prinzipiell gleich bleibt.

Eindeutig hebt sich der Bergwald von den restlichen Klassen ab, am deutlichsten bei MTCI und REP sowie bei HH mit einem hohen mittleren Jahreswert bei einem geringen V_k. Bei den anderen beiden Polarisationen zeigt Siedlung teilweise die gleichen Werte. Siedlung ist dementsprechend ebenfalls mit HH klar charakterisiert, mit einem sehr hohen Mittelwert und einem relativ hohen V_k. Die Reflexion der Siedlung in den REP-relevanten Kanälen führt zu einem relativ hohen Mittelwert, bei einer geringen Variation. Während die Variation von REP bei der bebauten Fläche sehr gering ist, kann sich die Rückstreuung der Mikrowellen auch bei dieser Oberfläche durch Feuchte verändern und im Jahresverlauf variieren.

Die degradierten Flächen zeigen bei MGVI und REP eine vergleichsweise hohe Variation bei einem niedrigen Mittelwert, wie sich bereits im Transekt andeutete. Die Mittelwerte sind am niedrigsten für lichte Strauchsavanne, gefolgt von lichter Baumsavanne und lichtem Grasland für MGVI und REP. Bei MTCI hat lichte Baumsavanne einen relativ hohen Mittelwert und grenzt sich bei einem geringen V_k von den anderen Klassen ab.

Bei genauer Betrachtung fallen jedoch die unterschiedlich hohen V_k für die lichten Klassen auf: Während die lichte Strauchsavanne bei allen Vegetationsindizes einen ca. 30 % höheren V_k als Strauchsavanne aufweist, zeigt das lichte Grasland nur für den MGVI einen ebenfalls 20 % höheren V_k als Grasland, der V_k von REP und MTCI hingegen sind für lichtiges Grasland um 10-18 % geringer. Bei der lichten Baumsavanne wiederum sind der V_k von MGVI und MTCI geringer, während der V_k von REP höher als der V_k der Baumsavanne ausfällt.

Die V_k der Radar-Rückstreuungen zeigen jedoch einheitlich höhere V_k für die lichten Klassen, bis auf den V_k der Strauchsavanne bei VV. Ein Grund für die Unter-

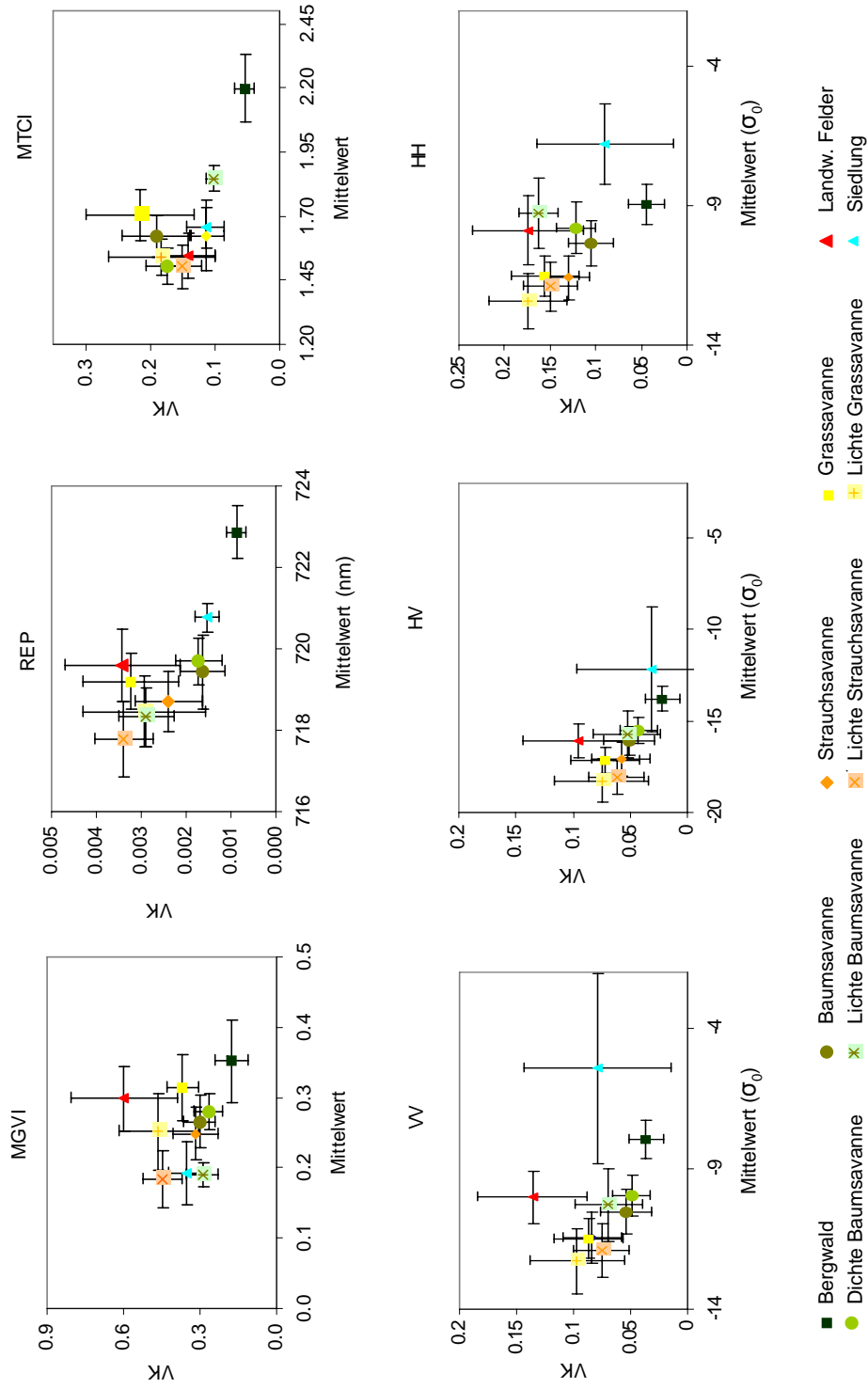


Abb. 6.4.: Jahresmittelwert und Variationskoeffizient (VK) mit ihrer Standardabweichung für verschiedene Klassen für den Zeitraum August 2003 bis Juli 2004

schiede könnte in der Größe der Stichproben liegen: Der VV-polarisierte Datensatz besitzt die wenigsten Bänder (4), ebenso ist auch die Stichprobengröße der lichte Baumsavanne mit 25 Pixel am geringsten.

Die Radar-Rückstreuungen reagieren auf die Oberflächenrauigkeit und demzufolge sind die geringsten Mittelwerte bei lichtem Grasland zu finden, gefolgt von lichter Strauchsavanne und lichter Baumsavanne.

Dass landwirtschaftliche Flächen bei den Vegetationsindizes sich nicht deutlicher durch einen hohen Mittelwert und eine hohe V_k abheben, liegt an den kleinbäuerlichen Farmen mit ihrer heterogenen Struktur und ihrer geringen räumlichen Ausdehnung. Wenn lediglich große Felder berücksichtigt werden, erhält man die erwarteten hohen Werte bei den Vegetationsindizes. Am eindeutigsten werden die landwirtschaftlichen Flächen mit VV charakterisiert, mit einem sehr hohen V_k und relativ hohen Mittelwert.

Die Mittelwerte und V_k der meisten Klassen unterscheiden sich nur leicht und bei Berücksichtigung von Abweichungen von einer Standardabweichung werden bei allen untersuchten Landbedeckungsklassen lediglich Wald (MGVI, REP, MTCI, HH), Siedlung (HH, REP), lichte Baumsavanne (MTCI) und zum Teil landwirtschaftliche Fläche (VV) jeweils eindeutig charakterisiert. Die Felddaten wurden im gesamten Gebiet erhoben. Da sich jedoch bei der klassenweisen Untersuchung des MGVI ein Trend innerhalb der Klassen gezeigt hat, ist zu erwarten, dass bei einer Stratifizierung des Gebietes nach Niederschlagsregimen eine bessere Beschreibung möglich ist.

Ein Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien, in denen der V_k klassenweise untersucht wurde, zeigt, dass die annuellen V_k des MGVI und REP je Klasse ähnlich sind wie der interannuelle V_k der jährlichen NDVI-Summen von NOAA AVHRR in China (Fang et al., 2001) oder der interannuelle V_k der annuellen gemessenen Netto-primärproduktion in den USA: Die höchsten Werte weisen Grasland und Felder auf, während Wald die geringsten Werte zeigt (Knapp & Smith, 2001). Im Sahel stellten Milich & Weiss (2000) ebenfalls fest, dass Baumsavannen den geringsten interannuellen V_k über den NDVI der Vegetationsperiode aufwies. Der V_k für Grasland war höher und erhöhte sich weiter mit der Zunahme an unbedecktem Boden.

Das bedeutet, dass in einem Ökosystem mit ausgeprägten Regen- und Trockenzeiten, die innerannuellen und die interannuellen Vegetationsreaktionen ähnlich sind. Somit können über den V_k auch bei einer kurzen Zeitreihe, die lediglich die Vegetationschwankungen eines Jahres erfasst, potenziell degradierte Gebiete ausgewiesen

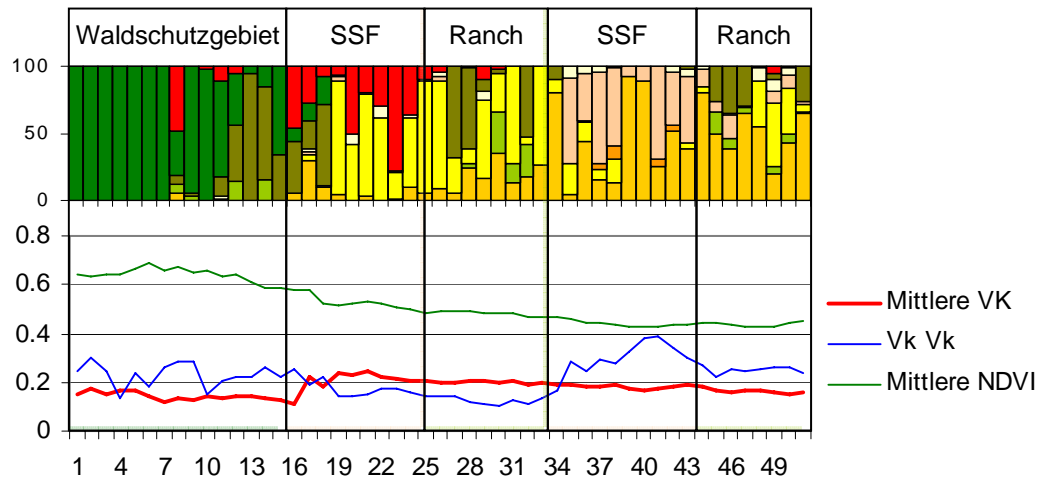


Abb. 6.5.: Darstellung der Landnutzung, Landbedeckung, des mittleren annuellen Variationskoeffizienten (Mittlere Vk) der SPOT VEGETATION NDVI-Monatssummen, dessen Vk (Vk Vk) für die Jahre 1999-2004 und der mittlere jährliche NDVI (Mittlere NDVI). Die Landbedeckungsklassenanteile sind der MLK Layerstack entnommen (prozentual pro 1 km²) entlang des Transektes vom Berghang des Mt. Kenya im SO nach NW auf das Laikipia-Plateau

werden. Dies trifft bei den hier untersuchten Größen insbesondere auf den MGVI zu. Teilweise gilt es auch für die REP, hier kann es jedoch verstärkt zu Überschneidungen mit anderen Klassen kommen.

6.1.3. Saisonale Variation zwischen 1999-2004

Wie stabil die annuellen Schwankungen im Laufe der Jahre sind, kann mit Hilfe der mehrjährigen SPOT VEGETATION NDVI-Zeitreihe untersucht werden. Vor dem Hintergrund der Landbedeckung und Landnutzung von 2003-2004 wird entlang des Transektes vom Fuße des Mt. Kenya in Richtung Plateau der mittlere NDVI, der mittlere annuelle Vk und der Variationskoeffizient des annuellen Vk auf der 1x1 km²-Auflösung (Abb. 6.5) dargestellt.

Durch die gröbere räumliche Auflösung in geglätteter Form, folgt der NDVI-Verlauf und der Vk im Wesentlichen dem Verlauf der MERIS-Vegetationsindizes. Die höchsten Unterschiede zwischen der jährlichen Saisonalität sind im NW, aufgrund der

geringeren Niederschlagsmenge und daher stärkeren Auswirkung der Niederschlagsvariabilität zu finden (Abb. 6.11). Gleichzeitig zeigt sich, dass der Anteil der degradierten Fläche mit der erhöhten Schwankung der Varianz zwischen den Jahren, d.h. einem erhöhten V_k/V_k , korreliert. Je nach Landnutzung und -bedeckung sind die Werte unterschiedlich: Die Waldgebiete weisen einen hohen NDVI auf, einen geringen mittleren Variationskoeffizienten (Mittlere V_k/V_k) übers Jahr, jedoch zum Teil hohe interannuelle Variationen desselben (V_k/V_k). Der starken Anstieg des V_k/V_k ist eine Folge der Wiederaufforstung am Rande des Waldschutzgebietes nachdem der Ackerbau im Rahmen des Shambasystems nach 2003 verboten wurde. Somit fand eine Landnutzungsänderung von Feldern zu Wald statt, der dann 2004 als solcher klassifiziert worden ist. Des Weiteren muss die Möglichkeit in Betracht gezogen werden, dass im Berghangbereich trotz Filterung teilweise noch fehlerhafte NDVI-Werte durch Wolkeneinfluss vorhanden sein könnten. Die zweite Landnutzungseinheit bilden die kleinbäuerlichen Farmen. Hier ist ein hoher mittlerer Variationskoeffizient zu finden, bedingt durch die vorherrschenden Felder und Grasland, die auf Regenfälle prompt reagieren. Diese hohe Variation innerhalb des Jahres bleibt in allen Jahren erhalten (geringer V_k/V_k). Die hohe interannuelle Variation lässt sich vor allem durch den wechselhaften Ackerbau erklären. Auf den privaten Ranchen ist die Variation gering. Zum einen wegen der hohen Baumbedeckung und deren langsameren Reaktionszeit auf Niederschlag, zum anderen auch, weil der Anteil an degradierter Fläche und damit einem hohen Bodenanteil sehr gering ist. Die Schwankungen innerhalb des Jahres sind daher gemäßig. Die kleinbäuerlichen Farmen, die Viehzucht betreiben, zeigen im Gegensatz dazu eine sehr hohe Variation des Variationskoeffizienten (V_k/V_k). Diese sehr hohen Werte könnten zusätzlich auch auf Landnutzungsänderungen deuten.

6.1.4. Schlussfolgerung

- Die Vegetationsindizes und Radar-Rückstreuungen sind hoch nach der Regenzeit und gering in der Trockenzeit. Im Gegensatz zu MGVI, der entsprechend auf eine veränderliche Niederschlagsmenge reagiert (höhere Werte nach mehr Niederschlag), reagieren MTCI und REP mit höheren Werten auf den abrupteren Anstieg des Niederschlags trotz geringerer Menge. Die verschiedenen ASAR Polarisationen unterscheiden sich nicht in ihrem Verlauf, sondern nur in der

Rückstreuintensität voneinander.

- Entlang des ökologischen Gradienten weisen alle Werte einen geringen aber signifikanten Trend in unterschiedlichem Maße auf (REP am stärksten mit -0,01 und MGVI am schwächsten mit -0,0004)
- Mit abnehmender Jahresniederschlagssumme nimmt der Vk für alle Indizes in geringem Maße zu.
- Degradierete Flächen zeichnen sich mehrheitlich durch einen geringeren Mittelwert und einen hohen Vk aus. Dies gilt nicht für alle Maßzahlen gleichermaßen.
- In einem Ökosystem mit ausgeprägten Regen- und Trockenzeiten können über den Vk und Mittelwert des MGVI und der REP auch bei einer Zeitreihe, die lediglich die Vegetationsschwankungen eines Jahres erfasst, potenziell degradierte Gebiete ausgewiesen werden.
- Die höchsten Unterschiede zwischen der jährlichen Saisonalität zeigen sich im NW aufgrund der dort geringeren durchschnittlichen Niederschlagsmenge und daher stärkeren Auswirkung der Niederschlagsvariabilität. Der Anteil der degradierten Flächen geht einerseits mit einer erhöhten interannuellen Schwankung der annuellen Varianz ($V_k V_k$), andererseits mit Landnutzungsveränderungen einher.

6.2. Erfassung saisonaler Variation mit phänologischen Maßen

Neben dem Ausmaß der saisonalen Vegetationsveränderung, im Sinne einer maximalen oder minimalen FAPAR, des Chlorophyllgehalts oder der Biomasse, spielt auch der Zeitpunkt einer solchen Änderung eine große Rolle, beispielsweise im Bereich der Ernährungssicherung. Zudem ist der phänologische Zyklus (Beginn, Länge, Ende der Vegetationsperiode) an die klimatischen Bedingungen geknüpft und Veränderungen dieser Bedingungen äußern sich in veränderter interannueller Variabilität (Linderholm, 2006; White, Thornton & Running, 1997; Zhang et al., 2003). Somit wird die Beobachtung der Phänologie zu einem wichtigen Instrument bei der Untersuchung von Klimaänderungen. Insbesondere die nördliche Hemisphäre wurde mit Hilfe von Fernerkundungsdaten bezüglich phänologischer Änderungen untersucht (Myeni et al., 1997; Zhou et al., 2001; Kaufmann, 2004; Delbarta et al., 2006) und eine Verlängerung der Vegetationsperiode mit NOAA-AVHRR-Daten festgestellt (Myeni et al., 1997; Zhou et al., 2001; Kaufmann, 2004).

Auch für Afrika wurde die Entwicklung der Vegetationsperioden untersucht. So zeigten Heumann et al. (2007) mit AVHRR-NDVI-Daten, dass es einen positiven Trend für das Ende sowie die Länge der Vegetationsperiode in der Sudan- und Guinea-Zone für den Zeitraum von 1981-2005 gibt. Sie fanden keinen signifikanten Trend dieser phänologischen Maße für die Sahelzone. Für den Sahel wurde jedoch in etlichen Untersuchungen gezeigt, dass es seit den 80ern eine Erhöhung der Vegetationsproduktivität gibt (z.B. Anyamba & Tucker, 2005; Eklundh & Olsson, 2003). Untersucht wurde dies anhand von AVHRR-NDVI-Werten, die über die Vegetationsperiode aufsummiert waren. Zhang et al. (2005b) untersuchten den Zusammenhang von Phänologie und Niederschlag mit MODIS- und mit TRMM-Daten. Sie analysierten die Verschiebung der Vegetationsperioden von Norden nach Süden mit fortschreitendem Breitengrad.

Mit Hilfe von SPOT VEGETATION-Daten sollen folgende Fragen der innerannuellen Dynamik mit Hilfe von phänologischen Maßen untersucht werden:

1. Wann und wo beginnen die Vegetationsperioden?
2. Wie lange dauern die Vegetationsperioden?
3. Zeigen die phänologischen Maße klassenspezifische Unterschiede?

4. In welchem Maß ändert sich die Phänologie zwischen den Jahren?

6.2.1. Phänologische Maße

Es gibt unterschiedliche Möglichkeiten die Vegetationsperiode aus Fernerkundungsdaten zu berechnen. Die Vegetationsperiode kann über den Verlauf des NDVI, d.h. den plötzlichen Anstieg definiert werden (Reed et al., 1994; Moulin et al., 1997), über einen Schwellenwert (White, Thornton & Running, 1997; Lloyd, 1990) oder eine Kombination aus Steigung und lokalen Schwellenwerten (Zhang et al., 2005b). Wegen der Robustheit und Einfachheit des Verfahrens wurde hier zur Berechnung der Vegetationsperiode der Ansatz von White, Thornton & Running (1997) ausgewählt. Dieser wird auf Jahresbasis berechnet und arbeitet mit einem relativen Schwellenwert, was bei der Niederschlagsheterogenität des Raumes wichtig ist.

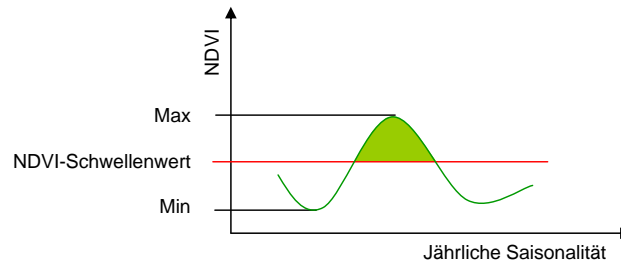


Abb. 6.6.: Bestimmung der Vegetationsperiode

Als Vegetationsperiode gilt, wenn der aktuelle NDVI, abzüglich seines jährlichen Minimalwertes, 50 % seines maximalen Wertebereichs überschreitet (Abb. 6.6).

$$NDVI_{Schwellenwert} = NDVI_{Min} + \frac{NDVI_{Max} - NDVI_{Min}}{2} \quad (6.4)$$

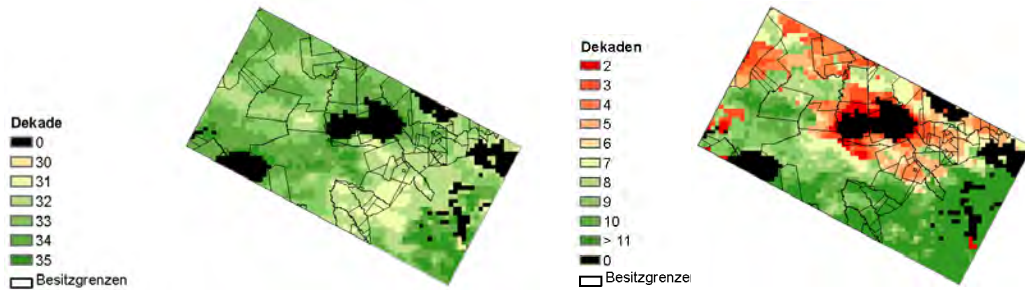
Mit Hilfe dieser Formel (Gl. 6.4) kann der Beginn und das Ende und damit die Länge der Vegetationsperioden berechnet werden. Gemäß den Regenzeiten gibt es zwei bis drei Vegetationsperioden (Abb. 6.7). Um zu vermeiden, dass es zu 1-Dekaden-Vegetationsperioden kommt, erfolgte eine Glättung, indem einzelne Dekaden im Verlauf einer Vegetationsperiode, die jedoch die Kriterien der Vegetationsperiode nicht erfüllten, trotzdem dieser zugerechnet wurden. Umgekehrt verloren einzelne Vegetationsperioden außerhalb der Vegetationsperiode ebenfalls den Status Vegetationsperiode.

6. Innerannuelle Vegetationsschwankungen

Beginn der Vegetationsperiode

Länge der Vegetationsperiode

3. Saison: Mitte September bis Mitte Dezember 2003



1. Saison: Mitte März bis Mitte Juni 2004



2. Saison: Mitte Juni bis Mitte September 2004

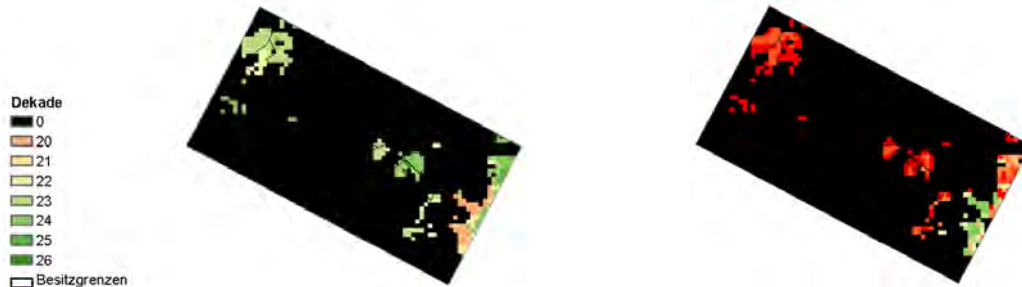


Abb. 6.7.: Für die Zeit von August 2003 bis Juli 2004 links die Dekade im Jahr, die den Beginn der Vegetationsperiode anzeigt und rechts die Länge der Vegetationsperiode in Dekaden. Die schwarzen Flächen bedeuten, dass die entsprechende Vegetationsperiode nicht stattfindet. Die Farmgrenzen des Laikipia-Distrikts sind schwarz eingezeichnet

Vegetationsperiode nach den „short rains“

Die Phänologie hängt in erster Linie von dem Niederschlag ab. Zusätzlich spielen jedoch auch Vegetationsformation und Degradation eine Rolle. Die Anfangsdekaden der Vegetationsperioden nach den „short rains“ (Abb. 6.7, Saison 3) sind nicht für alle Bereiche vorhanden. In den Regionen, wo die Vegetationsperiode gänzlich entfällt, handelt es sich einerseits um dichte Baumsavanne (am mittleren nördlichen Bereich des Transektes), bei der die Vegetationsperiode nach den „continental rains“ noch andauert, so dass es keinen neuen Beginn gibt. Andererseits sind die Regionen ohne Vegetationsperiode im mittleren Teil des Transektes Gebiete intensiver selektiver Holzentnahme und starker Beweidung. Hier steigt der NDVI nicht stark genug an, um das Kriterium einer Vegetationsperiode zu erfüllen.

Auffällig ist zudem ein generell früherer Start der Vegetationsperiode am südöstlichen Rand der Farmgrenzen. In diesem Bereich liegen die kleinbäuerlichen landwirtschaftlichen Felder, durchsetzt mit Grasflächen, die besonders schnell auf Niederschlag reagieren.

Die Länge der Vegetationsperiode spiegelt die Bedeutung der „short rains“, die im Südosten einen größeren Einfluss haben und der dann nach Nordwesten hin abnimmt (Kap. 3.2, Abb. 3.5). Insgesamt handelt es sich in dem untersuchten Jahr um eine besonders lange Vegetationsperiode, da im Januar (eigentlich Trockenzeit) ungewöhnlich viel Regen fiel.

Vegetationsperiode nach den „long rains“

Die Vegetationsperiode nach den „long rains“ (Abb. 6.7, Saison 1) startet, gemäß dem Niederschlagsregime, ebenfalls zuerst im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes, um dann 1-2 Dekaden später im Norden und Westen einzusetzen.

Im südöstlichen Gebiet, am Berghang des Mt. Kenya, wo der Bergwald steht, wird kein Vegetationsbeginn verzeichnet. Der Grund dafür ist der gleichbleibend hohe NDVI des Waldgebietes der verursacht, dass die Vegetationsperiode nach den „short rains“ (Saison 3) direkt in die nächste Vegetationsperiode nach den „continental rains“ (Saison 2) übergeht. Erkennbar ist dies an der Länge der Vegetationsperiode in der Saison 3 (Abb. 6.7). Außerdem kann in diesem Bereich auch trotz Filterung noch ein restlicher Einfluss von Bewölkung während der Regenzeit eine Rolle spielen.

Der südliche Teil des Transektes ist insgesamt niederschlagsreicher: Die Vegetationsperiode setzt früher ein und dauert auch länger.

Vegetationsperiode nach den „continental rains“

Die „continental rains“ sind 2004, bis auf die Bergregion (der mittlere östliche Rand des Transektes), sporadisch und so gering, dass lediglich kleine Gebiete eine Vegetationsperiode von 2-3 Dekaden aufweisen (Abb. 6.7, Saison 2).

6.2.2. Phänologische Maße zwischen 1999-2004

Die Vegetationsperioden schwanken mit der variierenden Niederschlagsverteilung und -menge von Jahr zu Jahr. Über den Zeitraum von 1999 bis 2004 wurde untersucht, wie häufig Vegetationsperioden gänzlich entfallen, um somit die relative Bedeutung der einzelnen Vegetationsperioden zu bestimmen. Für jede Vegetationsperiode wurde berechnet, zu wie viel Prozent sie in dem betrachteten Zeitraum von 6 Jahren auftrat (Abb. 6.8).

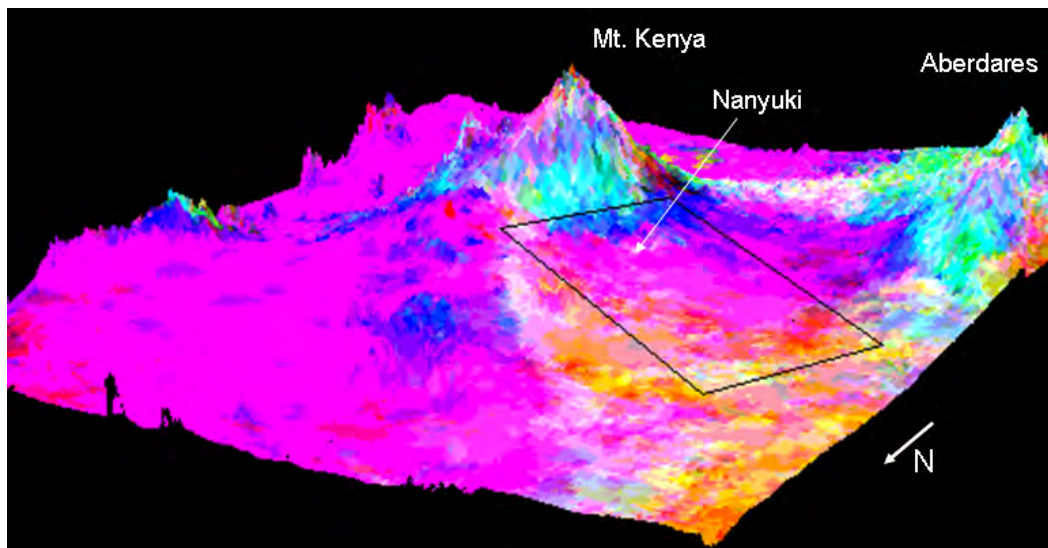


Abb. 6.8.: Farbkomposit der relativen Häufigkeit der verschiedenen Vegetationsperioden (1999-2004). R: Saison 1: nach den „long rains“, G: Saison 2: nach den „continental rains“, B: Saison 3: nach den „short rains“. Daraus ergeben sich die Farben: Pink: 83-100 % Saison 1 und 3, 0 % Saison 2; Türkis: 83-100 % Saison 2 und 3, 0 % Saison 1; Orange: 83-100 % Saison 1, 33-50 % Saison 2, 50 % Saison 3

Das Auftreten der Vegetationsperioden bestätigt die unterschiedliche Bedeutung der Regenzeiten: Im Südosten, nahe dem Mt. Kenya, sind die „short rains“ dominierend (Abb. 6.8, in blau), in der Mitte des Transektes ist es eine Mischung aus „short rains“ und „long rains“, während im Norden und Westen des Transektes die Bedeutung der „short rains“ geringer wird und dafür die „continental rains“ hinzukommen.

Wenn die Länge und der Beginn der Vegetationsperioden über die Jahre gemittelt werden, bei denen eine Vegetationsperiode vorhanden war, ergibt sich ein anderes Bild. Bezüglich der Länge der Vegetationsperioden treten deutlich die allgemeinen Muster hervor, die mit der Bedeutung der jeweiligen Regenzeit für das Gebiet einhergehen.

Der Vegetationsbeginn nach den „long rains“ zeigt ein klares Muster für die Vegetationsperiode (Abb. 6.9, Saison 1): Sie beginnt zuerst im Süden Ende März (9. Dekade) und dann immer später Richtung Nordosten, wo sie erst Ende April einsetzt. Die Vegetationsperiode nach den „continental rains“ (Abb. 6.9 Saison 2) beginnt im Gegenzug dazu im Nordwesten (Mutai & Ward, 2000) Anfang August (22. Dekade) bis Mitte September im Süden, was jedoch selten geschieht (seltener als 2 mal in 6 Jahren).

In dem Vegetationsbeginn nach den „short rains“ (Abb. 6.9, Saison 3) werden die Landbedeckungsmuster teilweise sichtbar. Dies könnte daran liegen, dass diese Regenzeit nicht so niederschlagsreich ist und der Unterschied zwischen den Vegetationsklassen, die schneller oder langsamer auf Niederschlag reagieren, stärker ausgeprägt ist. Am frühesten startet die Vegetationsperiode auf den intensiv genutzten Flächen Ende Oktober, Anfang November (30.-31. Dekade), bis zu 2 Dekaden später folgen die restlichen Flächen, noch eine Dekade später folgen Wald und dichte Baumbestände im Süden sowie beinahe der gesamte westliche Teil, in dem die „short rains“ auch eine geringere Bedeutung haben und die Vegetationsperiode bis zu 4 mal innerhalb der 6 Jahre ausgefallen ist.

Eine relativ gleichmäßig lange Vegetationsperiode im ganzen Gebiet folgt den „long rains“ mit besonders langer Vegetationsperiode im nordöstlichen Teil des Transektes, wo sich durch das Hinzukommen der „continental rains“, die Länge der Vegetationsperiode insbesondere verlängert. Im Gegensatz dazu unterliegen die anderen zwei Vegetationsperioden einer Zonierung von Süden nach Norden. Die Länge der Vegetationsperiode verlängert sich für die Saison 2 (nach den „continental rains“) von Süden nach Norden von Null bis 7 Dekaden, während die Länge der Vegetationsperiode für

6. Innerannuelle Vegetationsschwankungen

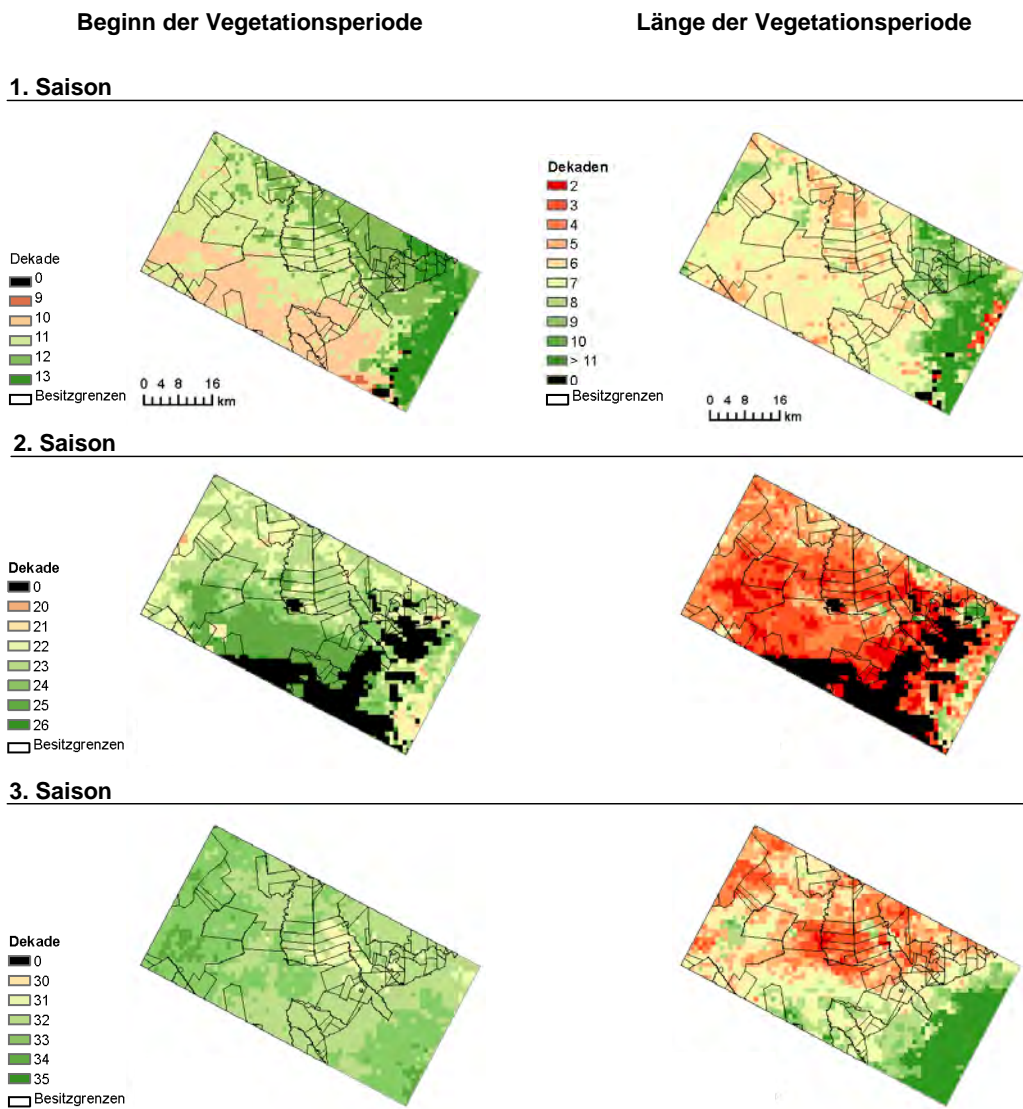


Abb. 6.9.: Für die Zeit von 1999 bis 2004 links die mittlere Dekade im Jahr, die den Beginn der Vegetationsperiode anzeigt und rechts die Länge der entsprechenden Vegetationsperiode in Dekaden. Die schwarzen Flächen bedeuten, dass die entsprechende Vegetationsperiode nicht stattfindet. Die Farmgrenzen des Laikipia-Distrikts sind schwarz eingezeichnet

die Saison 3 (nach den „short rains“) von Norden nach Süden von 6 zu 9 - im Bereich

des Waldes bis 15 - Dekaden zunimmt.

6.2.2.1. Vegetationsperioden entlang eines ökologischen Gradienten

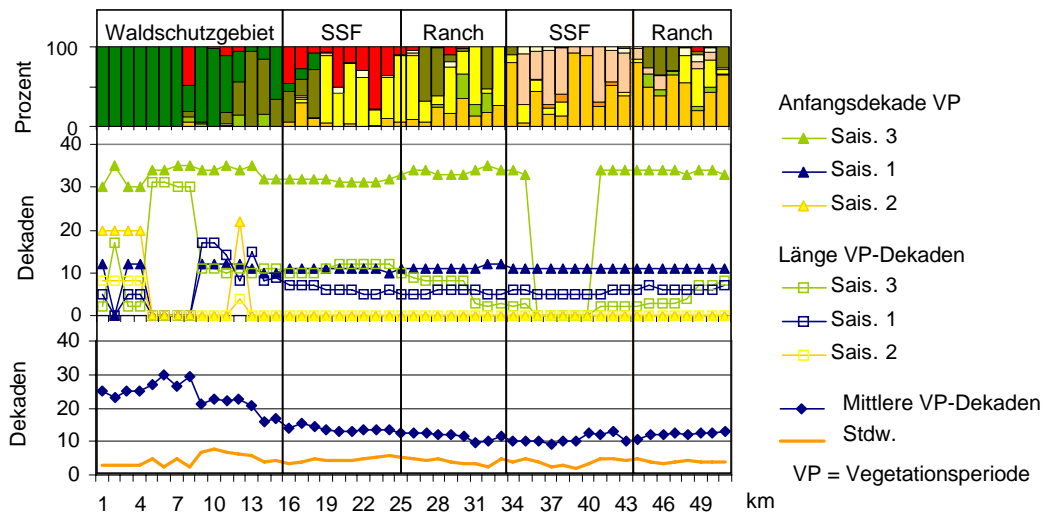


Abb. 6.10.: Für die Landnutzung und Landbedeckung entlang des Flugtransektes sind dargestellt: Beginn und Länge der Vegetationsperioden nach den „long rains“ (Saison 1), nach den „continental rains“ (Saison 2) und nach den „short rains“ (Saison 3) für den Zeitraum Juni 2003 bis August 2004, sowie die mittlere Anzahl der jährlichen Dekaden einer Vegetationsperiode und ihre Standardabweichung für den Zeitraum 1999 bis 2004

Eine Untersuchung dieser Feststellungen entlang des Transektes, zeigt, dass der Anfang der Vegetationsperiode nach den „short rains“ sich von den landwirtschaftlichen Feldern zu der Ranch mit mehr Gehölzen um ca. 2 Dekaden nach hinten verschiebt und bei den degradierten Flächen gänzlich entfällt (Abb. 6.10). Die Länge der Vegetationsperiode sinkt zuerst kontinuierlich von SO nach NW, um schließlich im Bereich der Ranch wieder etwas anzusteigen. Im Bereich des Waldes zeigt die Länge das bereits beschriebene Phänomen, dass im immergrünen Wald die jahreszeitlichen Schwankungen teilweise als eine einzige sehr lange Vegetationsperiode erfasst werden. Beginn und Länge der Vegetationsperiode nach den „long rains“ sind ausgeglichen und die „continental rains“ spielen keine Rolle. Alle Vegetationsperioden zusammengenommen und über die Jahre gemittelt ergeben ein ähnliches Bild,

wie der mittlere NDVI, mit einem Maximum im Waldbereich und einem Minimum im Bereich der degradierten Flächen. Ebenso verläuft die Standardabweichung der Vegetationsperioden über die Jahre ähnlich den V_k der Vegetationsindizes mit geringen Schwankungen für Wald, hohe für den Waldrandbereich, dann wieder geringere Schwankungen für die Gehölze auf der privaten Ranch und höhere Schwankungen für den degradierten Bereich.

6.2.2.2. Vergleich der phänologischen Daten mit Werten aus der Literatur

Flury (1987) berechnete die Vegetationsperiode im Laikipia-Distrikt aus meteorologischen Daten für den Zeitraum von 1961-1980 nach Richtlinien der FAO (1978). Danach gilt als Vegetationsperiode, wenn das Verhältnis von Niederschlag zu potentieller Evapotranspiration 0,5 überschreitet. Ein Vergleich der Anfangsdaten für die Vegetationsperioden berechnet von Flury (1987) und aus den Fernerkundungsdaten für 8 Stationen ergab erhebliche Unterschiede. Im Schnitt wird der Start der Vegetationsperioden um rund 3 Dekaden später angegeben. Drei der Stationen weisen bei den Fernerkundungsdaten im Gegensatz zu den Berechnungen von Flury gar keine Vegetationsperiode für die „continental rains“. Auch dies könnte an der kurzen Zeitspanne von nur 6 Jahren liegen, im Gegensatz zu den untersuchten 20 von Flury. Andererseits weisen die Berechnungen von Flury für 2 Stationen im Nordwesten keine Vegetationsperiode nach den „short rains“ auf im Gegensatz zu den Fernerkundungsdaten. Dies hat seinen Grund wahrscheinlich in der Art der Berechnung. Flury nutzt den Median, während hier der Mittelwert über die vorhandenen Werte gebildet wurde. Bei den betreffenden Stationen (Mogwooni und Mukanya) sind in den 6 Jahren nur 3 bzw. 2 mal die Vegetationsperioden ausgefallen. Bezüglich der Länge der Vegetationsperiode ergibt sich eine Differenz von ca. 100 Tagen.

Für diesen große Unterschied gibt es mehrere Gründe: 1. die unterschiedlichen Herangehensweisen (meteorologische Daten vs. NDVI-Beobachtung), z.B. fällt der NDVI nicht abrupt ab, sobald die meteorologischen Bedingungen der Vegetationsperiode nicht mehr erfüllt sind ; 2. die unterschiedlichen Berechnungsweisen (Median vs. Mittelwert); 3. der unterschiedliche Berechnungszeitraum, der gerade in diesem Gebiet wegen der hohen interannuellen Niederschlagsvariabilität eine große Rolle spielt; 4. die unterschiedliche zeitliche Auflösung von Tagen zu Dekaden.

6.2.3. Schlussfolgerung

- Beginn und Länge der Vegetationsperiode sind stark abhängig von den jährlichen Niederschlagsmustern. Daher sind die interannuellen Unterschiede groß. Erst bei einer Mittelung über 6 Jahre sind die räumlich unterschiedlich ausgeprägten Regenzeiten im Beginn der jeweiligen Vegetationsperiode wiederzuerkennen.
- Die Länge der Vegetationsperioden kann sich über zwei Regenzeiten erstrecken. So kann z.B. die Vegetationsperiode im Nordosten nach den “long rains“ von den “continental rains“ verlängert werden. Aber auch nach den “short rains“ ist eine Verlängerung möglich, je nach Niederschlagsverteilung in dem betreffenden Jahr.
- Obwohl die Niederschlagsverteilung die hauptsächliche Ursache der Ausprägung phänologischer Maße ist, scheint insbesondere bei geringeren Niederschlagssummen, die spezifische Reaktion unterschiedlicher Vegetationsklassen zum Tragen zu kommen. Flachwurzeln Gräser und Anaufrüchte reagieren schneller als Gehölze. Degradierete Flächen zeichnen sich grundsätzlich durch eine kürzere Vegetationsperiode aus.
- Die interannuellen Schwankungen sind sehr hoch. Ganze Vegetationsperioden fallen immer wieder aus. Insbesondere die Vegetationsperiode nach den “continental rains“ ist selten, aber auch nach den “short rains“ und “long rains“ gibt es Ausfälle.

6.3. Niederschlag und Vegetationsreaktion im semiariden Raum

Nachdem sich bei den innerannuellen Variationen und bei der Phänologie der dominante Einfluß des Niederschlags auf die Variabilität der Vegetation gezeigt hat, soll der Zusammenhang zwischen diesen beiden Größen quantifiziert werden.

In semiariden Gebieten wird bekanntlich nicht nur die Phänologie sondern auch die Komposition der Vegetation, z.B. die Gras-Gehölz-Zusammensetzung (Sankaran et al., 2005) und ihr Bedeckungsgrad (Dichte und Anteil an unbedecktem Boden) maßgeblich durch die Wasserverfügbarkeit und die raum-zeitliche Niederschlagsvariabilität bestimmt (Budde et al., 2004). Daher gibt es mehrere Studien, die den Zusammenhang zwischen Niederschlags- und NDVI-Zeitreihen untersucht haben (Davenport & Nicholson, 1993; Eklundh, 1998; Richard & Pocard, 1998; Al Bakri & Suleiman, 2004; Budde et al., 2004). Die Vegetation reagiert ab einer wuchseffektiven Niederschlagsmenge und mit einer artenspezifischen zeitlichen Verzögerung („time lag“). In verschiedenen Studien variiert die zeitliche Verzögerung zwischen Niederschlag und NDVI-Reaktion, die zu der höchsten Korrelation führt, zwischen 0 und 3 Monaten (Davenport & Nicholson, 1993; Eklundh, 1998; Richard & Pocard, 1998) und die Summe des dafür notwendigen Niederschlags zwischen 2 und 3 Monaten (Eklundh, 1998; Hermann, Anyamba & Tucker, 2005). In diesen Studien werden meistens NOAA AVHRR NDVI-Daten genutzt (Davenport & Nicholson, 1993; Eklundh, 1998; Richard & Pocard, 1998; Al Bakri & Suleiman, 2004; Budde et al., 2004).

Vor diesem Hintergrund wurde für das Untersuchungsgebiet geprüft:

1. Wie stark ist der Zusammenhang zwischen Niederschlag und NDVI?
2. Ist dieser Zusammenhang klassenspezifisch?
3. Ist dieser Zusammenhang unterschiedlich für feuchte und trockene Jahre?

6.3.1. Zusammenhang zwischen Niederschlag und NDVI

Die Niederschlagsvariabilität verstärkt sich vom Mt. Kenya in Richtung Plateau. Gleichzeitig nimmt die Gesamtmenge ab und die Trockenzeiten sind deutlicher ausgeprägt (Abb. 6.11). Die Phänologie folgt dem Niederschlagsmuster. In dem Zeitraum August 2003 bis Juli 2004 ist verhältnismäßig viel Niederschlag gefallen, insbesondere

auch im August 2003, so dass ein deutlicher NDVI-Anstieg Ende August bis Anfang September zu erkennen ist.

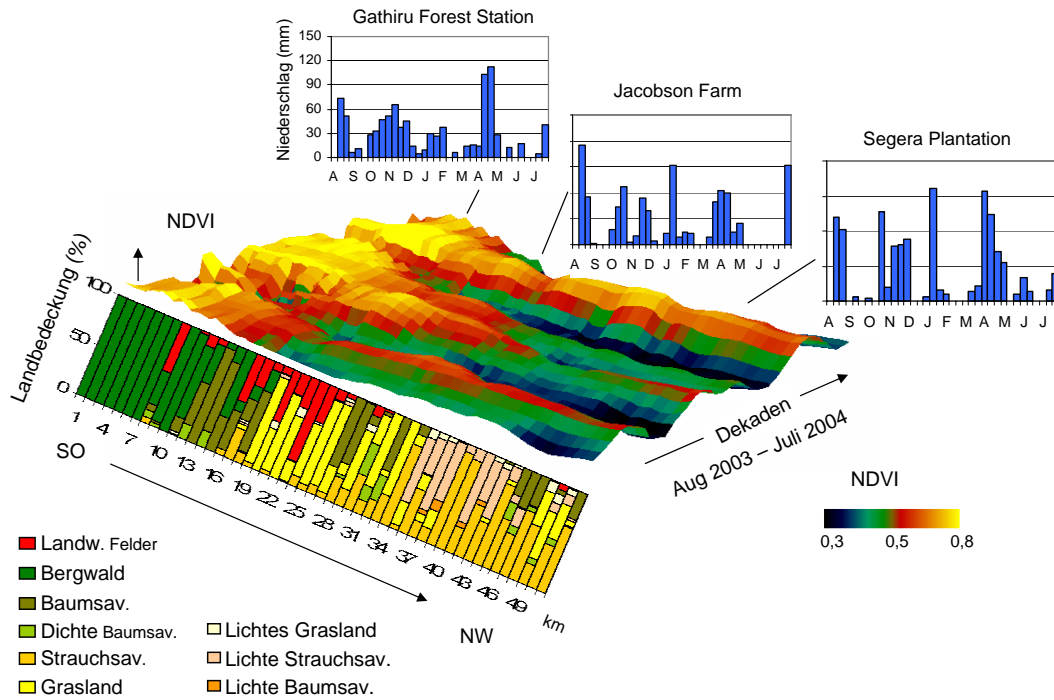


Abb. 6.11.: Ausprägung der Vegetationsperioden in Bezug auf die Landbedeckungs-klasse und den Niederschlag über die Länge des Flugtransektes von 50 km über 36 Dekaden SPOT VEGETATION NDVI. Die Klassenanteile beziehen sich auf 1 km² und sind von der MLK Layerstack abgeleitet

Anhand von Niederschlagsmessungen an 14 Regenstationen wurde jeweils die Korrelation zwischen den Niederschlagsdaten und den SPOT NDVI-Pixelwerten an diesen Stationen für die Zeitreihe von 1999 bis 2004 berechnet. Zusätzlich wurden Niederschlagssummen von 1 bis zu 7 Dekaden gebildet und mit einem Versatz von 0 bis 6 Dekaden kombiniert, um so herauszufinden bei welcher Niederschlagssumme und mit welcher zeitlichen Verzögerung der NDVI die maximale Korrelation erreicht und wie hoch diese ist.

Es zeigte sich ein einheitlicher Trend: Die Korrelation von NDVI und Niederschlag ist maximal bei einer Niederschlagssumme der 6 vorangegangenen Dekaden in Bezug auf die betrachteten NDVI-Dekaden. Auch bei standort- (semihumid oder semiarid)

6. Innerannuelle Vegetationsschwankungen

und klassenspezifischer Betrachtung bleibt der „time lag“ und die Summe, die zur maximalen Korrelation führen, gleich. Dies liegt vermutlich an der geringen Stichprobe, aufgrund der begrenzten Anzahl an Regenstationen (Klein & Roehrig, 2006), sowie an der Heterogenität des Raumes, da alle entsprechenden 1 km²-großen SPOT-NDVI-Pixel keine homogene Klasse darstellten, sondern unterschiedliche Klassenanteile beinhalten. Eindeutig zeigt sich nur der Unterschied aller anderen Klassen zu den Regenstationen im Wald (Abb. 6.12). Da der Wald immergrün ist, sind die NDVI-Schwankungen als Folge des Niederschlags sehr gering und daher ist die Korrelation zwischen NDVI und Niederschlag hier am schlechtesten.

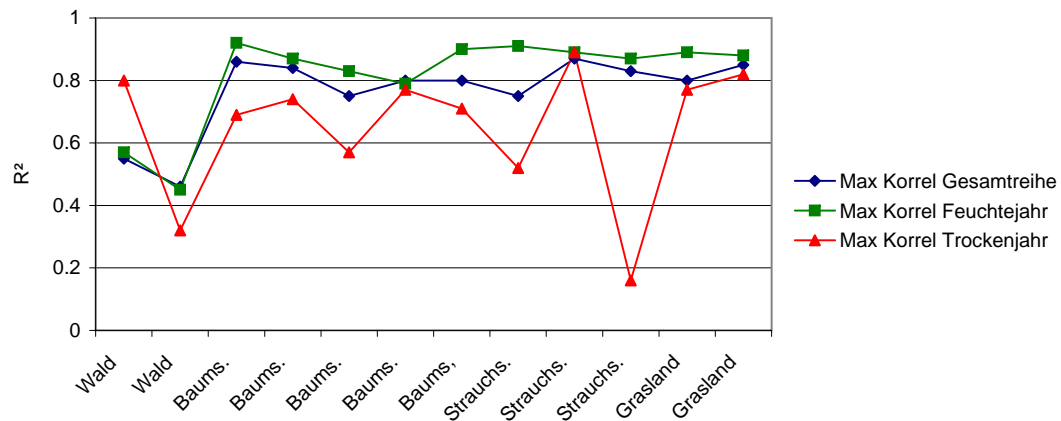


Abb. 6.12.: Maximale Korrelation zwischen Niederschlag und SPOT VEGETATION NDVI für die gesamte Zeitreihe 1999-2004, das feuchteste Jahr und das trockenste Jahr 2000. Auf der x-Achse ist pro Niederschlagsstation die dominante Landnutzung des entsprechenden SPOT-NDVI Pixels (1 km²) eingetragen

Um den Einfluss der Jahresniederschlagssumme auf die Beziehung zwischen Niederschlag und NDVI zu testen, wurde neben der gesamten Zeitreihe die Korrelation des trockensten Jahres 2000 (374 mm) und des feuchtesten Jahres 2003 (923 mm) berechnet. Die höchsten Korrelationen erzielt man für das niederschlagreichste Jahr, gefolgt von der Gesamtreihe, während das Jahr 2000 mit einer Dürre sehr heterogene Ergebnisse aufweist. Bis auf den Wald, scheint die Landnutzung dabei keine Rolle zu spielen, sondern eher der Standort der Regenstation und deren spezifische Niederschlagsverteilung für das betreffende Jahr. Richard & Pocard (1998) ermittelten

die jährliche Niederschlagssumme von 300 mm als untere Grenze und als Obergrenze 900 mm für einen guten Zusammenhang zwischen Niederschlag und NDVI für das südliche Afrika. Davenport & Nicholson (1993) hingegen legten für Ostafrika 1000 mm als Obergrenze fest. Diese Grenzen können hier nicht bestätigt werden, da nur einige der Stationen mit weniger als 300 mm schlechte Korrelationen aufweisen, andere jedoch nicht. Hingegen zeigen alle Stationen mit mehr als 1000 mm Jahresniederschlag (abgesehen vom immergrünen Wald) gute Korrelationen. Der Unterschied zwischen Trocken- und Regenzeit scheint eine bedeutendere Rolle als die Jahressummen zu spielen, ein Ergebnis, zu dem auch Richard & Pocard (1998) kamen.

6.3.2. Schlussfolgerung

- Die Korrelation zwischen Niederschlag und NDVI ist hoch und liegt bei 0,75 für Strauchsavanne bis 0,87 für eine gemischte Landbedeckung. Nur die Stationen im Wald weisen mit 0,46 bzw. 0,55 viel schlechtere Korrelationen auf.
- Es ist kein klassenspezifischer Unterschied bei den Korrelationen festzustellen, bis auf die Stationen im Wald mit einer geringen Korrelation. Dies könnte an der geringen Stichprobe und der gemischten Bedeckung innerhalb der Pixel liegen.
- Die Korrelationen für das niederschlagsreiche Jahr sind am höchsten, gefolgt von der Gesamtreihe, während das Jahr 2000 mit einer Dürre sehr heterogene Ergebnisse aufweist. Dieses Ergebnis stärkt die Vermutung, dass hoher Niederschlag die Vegetationsreaktion relativ einheitlich dominiert (mit Ausnahme des immergrünen Waldes), während bei geringem Niederschlag die Vegetationsbedeckung einen entscheidenderen Einfluss auf die Reaktion der Vegetation hat.

7. Interannuelle Vegetationsveränderungen

In dem Mt. Kenya-Gebiet hat es in den letzten Jahrzehnten große Landnutzungsänderungen gegeben (Kap. 3.5). Die Landwirtschaft wurde intensiviert, das Gebiet kleinbäuerlicher Farmen ausgedehnt und die Beweidungen verstärkt. Im Waldgebiet wurde das sogenannte „Shamba-System“ außer Kraft gesetzt und aufgeforstet, auf ehemaligen Viehranches werden verstärkt Wildschutzgebiete eingerichtet. Diese Änderungen der Landnutzung gehen mit Vegetationsveränderungen einher, die sowohl Transformationen von einer Landbedeckungsklasse in eine andere umfassen als auch Modifikationen innerhalb einer Vegetationsklasse. Die Vegetationsveränderungen im Mt. Kenya-Gebiet sollen sowohl in der langjährigen Entwicklung von 1987 bis 2005 mit den stichprobenhaften LANDSAT ETM+-, TM- und ASTER-Daten, als auch für den Zeitraum von 1999-2004 mit den kontinuierlichen SPOT VEGETATION-Daten aufgezeigt werden. Neben der Frage nach der allgemeinen Vegetationsveränderung (Transformationen und Modifikationen) auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen, geht es um die Frage in welchem Umfang phänologische Veränderungen zu Vegetationsveränderungen beitragen und welchen Einfluß die unterschiedlichen raum-zeitlichen Skalen auf die Ergebnisse haben.

Es gibt unterschiedliche Change-Detection-Methoden für Satellitendaten um Landbedeckungsänderungen zu erfassen und jede weist spezifische Vor- und Nachteile auf. Neben dem Postklassifikationsvergleich haben sich arithmetische Verfahren wie Differenz- und Ratiobildung von Spektralkanälen oder Indizes, lineare Transformationen wie Hauptkomponentenanalyse, multitemporale Klassifikation und Vektoranalyse etabliert (Coppin et al., 2004; Lu et al., 2004; Singh, 1989; Jensen, 1996).

Für die Untersuchung der Veränderungen im Mt. Kenya-Gebiet wurde für die räumlich hochaufgelösten LANDSAT ETM+-, TM- und ASTER-Bilder die Differenzbildung ausgewählt, die unter anderem von Serneels & Lambin (2001) im Süden

Kenias erfolgreich angewendet wurde. Für die Analyse der zeitlich hochaufgelösten SPOT VEGETATION-Daten wurde die Change-Vector-Analyse (CVA) gewählt, eine Methode, die sowohl für Lokalstudien (Kasischke, Melack & Dobson, 1997; Serneels & Lambin, 2001) als auch auf regionaler (Bayarjargal et al., 2006; Chen et al., 2003) und subkontinentaler Ebene (Lupo, Reginster & Lambin, 2001; Linderman et al., 2005; Vanacker et al., 2005; Chen et al., 2003; Borak, Lambin & Strahler, 2000; Lambin et al., 2001) Anwendung findet.

Sowohl bei der Differenzbildung als auch bei der CVA ist die Bestimmung des Schwellenwertes ein kritischer Punkt. Oft wird der Schwellenwert empirisch bestimmt (Borak, Lambin & Strahler, 2000; Serneels & Lambin, 2001; Linderman et al., 2005), als Mittelwert plus dem Vielfachen des Standardwertes (Singh, 1989; Serneels & Lambin, 2001; Bayarjargal et al., 2006; Lupo et al., 2007) oder als zweifacher Median (Kasischke, Melack & Dobson, 1997). In Anlehnung an diese Studien wurde der Schwellenwert in den folgenden Untersuchungen empirisch auf den Mittelwert plus eine Standardabweichung für die Differenzbildung der LANDSAT/ASTER und 1,5-fache Standardabweichung für die CVA der SPOT-VEGETATION-Daten festgelegt.

Im folgenden Kapitel wird zuerst die Vegetationsveränderung im allgemeinen und für degradierte Flächen im speziellen mit den räumlich hochaufgelösten aber zeitlich gering aufgelösten LANDSAT- und ASTER-Daten untersucht (Kap. 7.1), dann mit den räumlich grob aufgelösten aber zeitlich hochaufgelösten SPOT VEGETATION-Daten (Kap. 7.2). Hierfür wird mit Hilfe der PLS-Regression analysiert, ob die mit SPOT-VEGETATION entdeckten Veränderungen durch Veränderungen der phänologischen Maße bedingt sind, inwiefern die photosynthetische Aktivität oder einzelne Vegetationsperioden dafür entscheidend sind und ob diese Zusammenhänge vegetationsklassenspezifisch sind (Kap. 7.3). Schließlich wird der Unterschied zwischen den Ergebnissen mit LANDSAT/ASTER und SPOT VEGETATION diskutiert (Kap. 7.4).

7.1. Erfassung mit einer hohen räumlichen Auflösung (LANDSAT/ASTER)

LANDSAT-Daten sind durch ihre relativ hohe räumliche Auflösung und für Landanwendungen geeignete spektrale Einteilung ein klassischer Datensatz zu Untersuchung von Landbedeckung und -veränderung (Jensen, 1996). Durch die lange Laufzeit des

LANDSAT-Satellitenprogramms, seit 1972, existieren lange Datenreihen. Auch für das Untersuchungsgebiet sind Daten seit 1987 bis 2002 verfügbar. Nach der Funktionsstörung von LANDSAT 7 wurde für 2005 auf ASTER-Daten ausgewichen (siehe Kap. 4.4 und 4.5).

Um in dem heterogenen Mt. Kneya-Gebiet feinräumige Veränderungsstrukturen zu erfassen, wurden NDVI-Bilder von LANDSAT TM, ETM+ und ASTER von insgesamt 5 Zeitschnitten aus den Monaten Februar 1987, 1995, 2000 und 2002 und März 2005 untersucht.

NDVI-Differenzbildung

Mit Hilfe der paarweisen Differenzbildung wurde eine zeitliche Abfolge der Veränderungen für folgende vier Zeitschnitte berechnet: 1995-1987, 2000-1995, 2002-2000 und 2005-2002. Die Bilder waren zuvor georeferenziert und radiometrisch korrigiert worden (Kap. 4.4 und 4.5).

Aus den Differenzen der einzelnen Zeitschnitte wurden 3 Ergebnisse produziert: die Gesamtbilanz, indem alle Differenzen aufsummiert wurden, die absolute Summe der Differenzen und die Veränderungsrichtung. Die Veränderungsrichtung gibt an, wie sich die Vegetation im Laufe der Zeit änderte (positiv oder negativ je Zeitschnitt). Die Änderungsrichtungen je Zeitschnitt können in einem einzigen Veränderungsvektor zusammengefasst werden und je Richtung mit einer eindeutigen Zahl kodiert werden (s. Tabelle in Abb. 7.1).

Da das Interesse sowohl den Transformationen von Landnutzung (von einer Landbedeckungsklasse in eine andere) als auch den Modifikationen (innerhalb einer Vegetationsklasse) gilt (Lambin & Linderman, 2006), werden sowohl Veränderungen mit einer großen NDVI-Differenz aufgezeigt, als auch solche mit einer geringen Differenz, aber einer kontinuierlichen Richtung.

Über die Nettobilanz (Abb. 7.1, A), kann der Vegetationsgewinn und -verlust lokalisiert und quantifiziert werden. Um geringe Schwankungen von großen Änderungen zu trennen, wurde ein Schwellenwert von Mittelwert minus Standardabweichung bis Mittelwert plus Standardabweichung eingesetzt (Abb. 7.1, B). Die Differenzen der 5 Zeitschnitte werden zusammengefasst ohne auf die einzelnen Zeitschritte einzugehen. Dies geschieht mit Hilfe der Veränderungsrichtungen (Abb. 7.1, B). Als Schwellenwert wurde der Mittelwert plus Standardabweichung von der Summe der absoluten Differenzen angewendet, um so alle Änderungen über die Jahre zu

berücksichtigen, während die Veränderungsrichtung wiedergibt, ob die Änderung positiv oder negativ ist.

Vegetationsveränderungen

Die meisten Änderungsrichtungen von 1987 bis 2005 sind wechselhaft (Abb. 7.1). Dennoch zeigen einige Flächen einen konstant negativen und andere einen konstant positiven Trend.

Markant sind in Abb. 7.1 A und B die negativen Veränderungen im südlichen Teil des Transektes, am Rande des Waldschutzgebietes und im mittleren Teil des Transektes. Im südlichen Teil handelt es sich um ein Gebiet, in dem von 1987 bis 1995 viele kleinbäuerliche Farmen entstanden. Im Waldgebiet sind es vor allem Forstplantagen, die abgeholzt wurden. Im mittleren Teil des Transektes handelt es sich um ein für kleinbäuerliche Farmen unterteiltes Gebiet, das jedoch wegen der dafür ungünstigen Niederschlagsverhältnisse kaum besiedelt wurde. Dadurch wird dieser frei zugängliche Bereich allgemein zur Beweidung und zur Kohleproduktion genutzt. Die Gebiete mit einer positiven Veränderung zeigen eine Vegetationszunahme für den Waldbereich infolge von Aufforstungen, sowie eine Vegetationszunahme sowohl auf den privaten Viehranches, als auch den kleinbäuerlichen Farmen am südlichen Rand des Transektes.

Ein Vergleich der Gesamtbilanz mit der Abbildung der Veränderungsrichtungen (Abb. 7.1 C) zeigt, dass in diesem Bereich die Vegetationsbedeckung vor allem auf der privaten Viehranch seit 2000 zugenommen hat. Andererseits wird deutlich, dass weite Teile im mittleren Transekt zwar absolut gesehen keine nennenswerten oder sogar eine leicht positive NDVI-Veränderung zeigen (Abb. 7.1 A und B), jedoch seit spätestens 1995 einen konstant negativen Trend aufweisen. Diese Regionen stellen hauptsächlich stark abgegraste Flächen dar. Zum einen sind dies nicht-besiedelte kleinbäuerliche Parzellen, zum anderen Grasflächen innerhalb des daran anschließenden Wildgeheges, die durch intensive Beweidung einen erhöhten Bodenanteil aufweisen und zu lichtem Grasland wurden. Zum anderen ist hier Grasland geblieben, und lediglich die Artenzusammensetzung hat sich geändert (Abb. 7.2).

Die Veränderungen am Rande des Waldschutzgebietes (Abb. 7.1) waren mehrheitlich bis 2000 negativ und ab diesem Zeitpunkt oder spätestens ab 2002 positiv. Hier handelt es sich mehrheitlich um Flächen, die im sogenannten „Shamba“-System bewirtschaftet wurden. Diese Praxis geht bis in die Kolonialzeit zurück und erlaubt

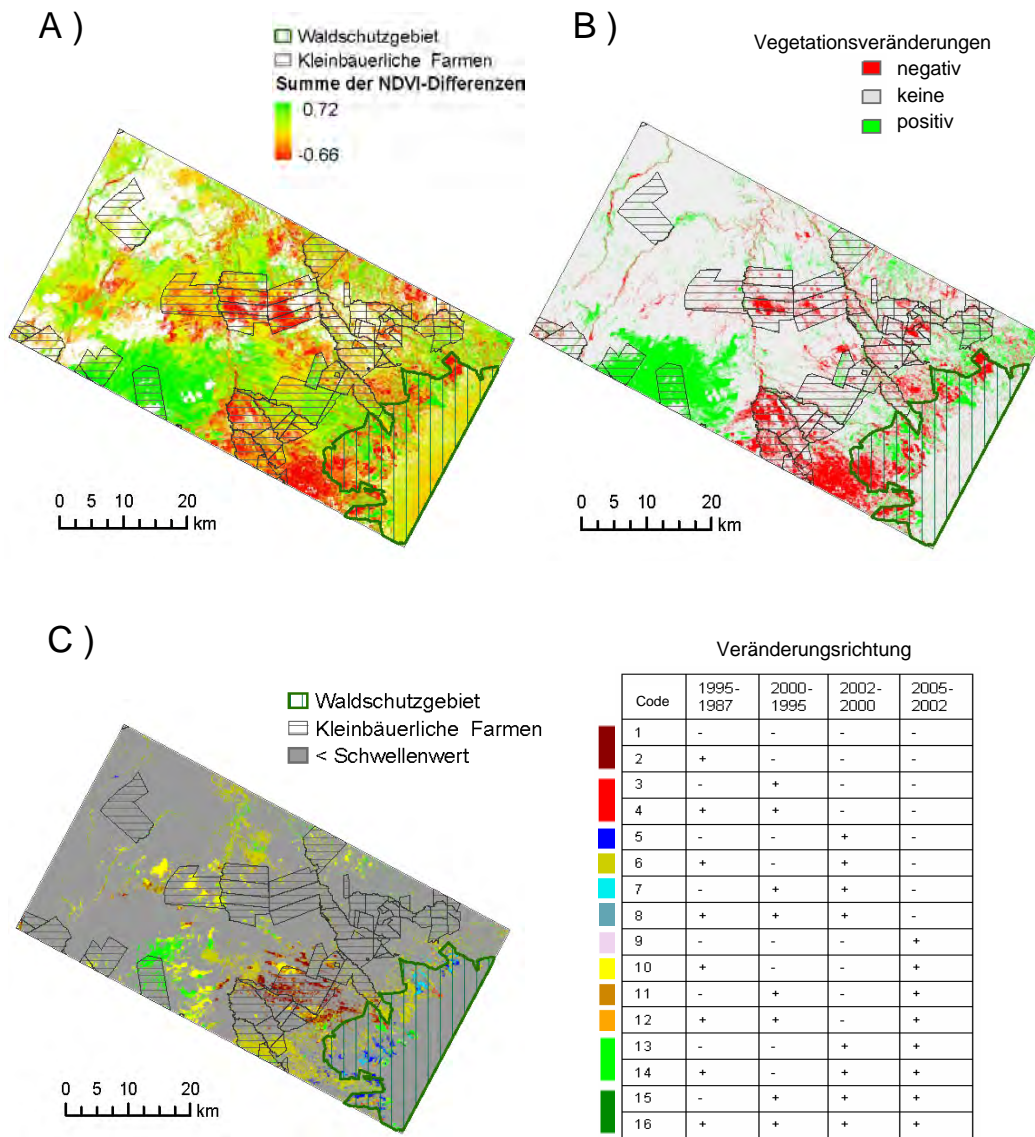


Abb. 7.1.: Gesamtbilanz der Vegetationsveränderungen über den Zeitraum 1987-2005 (A), Trennung in signifikante positive und negative Veränderungen anhand von Schwellenwerten (Mittelwert +/- Standardabweichung) (B) und die Veränderungsrichtungen von 1987 bis 2005, deren Summe der absoluten Differenzen größer als der Mittelwert plus Standardabweichung ist (C)

7. Interannuelle Vegetationsveränderungen

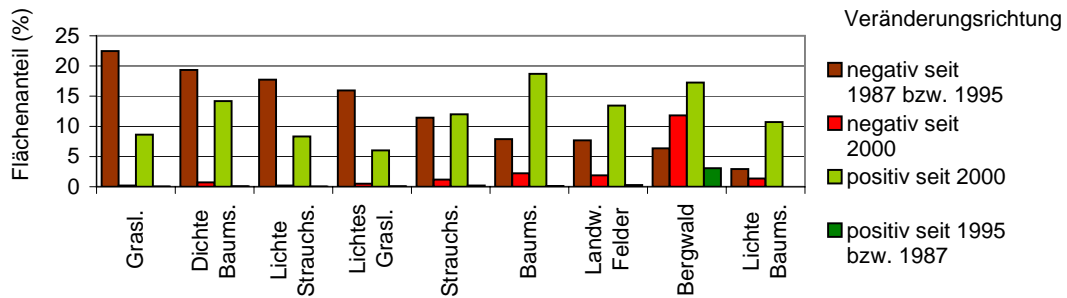


Abb. 7.2.: Veränderungsrichtung je Vegetationsklasse ungeachtet der Veränderungsintensität. Die Veränderungsklassen sind der MLK Layerstack entnommen

Bauern, auf gerodeten Flächen Ackerbau zu betreiben. Im Gegenzug verpflichteten sie sich, Bäume zu pflanzen und das Feld nach ca. 3 bis 5 Jahren zu verlassen, sobald die Bäume eine gewisse Höhe erreicht haben. Dieses System funktionierte bis in die 80er Jahre erfolgreich, bis die Übergriffe auf die natürlichen Ressourcen des Waldes sich häuften, so dass es 1988 zeitweise außer Kraft gesetzt wurde. Die Praxis wurde 1997 unter dem Namen „Non-Residential Cultivation System“ (NRC) und mit verschärften Auflagen wiedereingeführt (Emerton, 1999; Gathaara, 1999). Im Jahr 2003 wurde auch diese Form der Nutzung untersagt. Einen Vegetationszuwachs verzeichnen die Flächen, auf denen im Rahmen dieser Praxis inzwischen Agroforestplantagen (z.B. Zypressen und Zedern) stehen. Eine wechselhafte Richtung zeigen die Flächen, auf denen es durch Auflösen der Felder von 1987 zu 1995 zuerst zu einer Vegetationszunahme kam, dann aber wieder zu einer Vegetationsabnahme mit Inkrafttreten des NRC von 1995 bis 2000.

Wenn man den Veränderungsanteil je Vegetationsklasse betrachtet, wie sie 2003-2004 vorhanden war, weisen den höchsten Anteil an konstant negativer Veränderung seit 1987 bzw. 1995 mit 11 bis 22 % Flächenanteil folgende Klassen auf: Grasland, dichte Baumsavanne, lichtiges Grasland und lichte Strauchsavanne. Das bedeutet bei gleichzeitig hoher Magnitude, dass sich diese Flächen zu der aktuellen Klasse verändert haben. Bei geringer Magnitude hat eine Modifikation innerhalb der Klasse stattgefunden, indem die Vegetationsbedeckung geringer wurde. Dem steht ein Vegetationsgewinn für die Klassen Baumsavanne, landwirtschaftliche Flächen und lichte Baumsavanne gegenüber. Bei der Bilanz für Bergwald und dichte Baumsavanne muss

in Betracht gezogen werden, dass es zwei Möglichkeiten gibt, die zu einer Abnahme des NDVI führen: eine tatsächliche Vegetationsabnahme oder zunehmendes Wachstum der Bäume, die dadurch mehr Schatten werfen und daher einen geringeren NDVI aufweisen, ohne dass hier eine Vegetationsabnahme stattgefunden hat.

Insgesamt stellt die NDVI-Differenz eine einfache und direkte Methode zur Veränderungsdetektion dar. Auch in der hier verwendeten, aggregierten Form, können Gebiete mit wesentlichen Änderungen aufgezeigt werden. Trotzdem bleibt die Möglichkeit der Fehlinterpretation in dem oben diskutierten Zusammenhang und in Bezug auf kleinräumige Niederschlagsmuster, deren Auswirkung fälschlicher Weise als Vegetationsveränderung gedeutet werden könnten.

7.2. Erfassung mit einer hohen zeitlichen Auflösung (SPOT VEGETATION)

Die Change-Vector-Analyse (CVA) hat zum Ziel, alle Veränderungen zwischen zwei multispektralen Bildern aufzuzeigen (Malila, 1980). Das Konzept beruht auf der Analyse eines Veränderungsvektors, der sowohl das Ausmaß als auch die Richtung der Veränderung zwischen zwei Datensätzen angibt. In den multitemporalen Raum übertragen wurde die CVA von Lambin & Strahler (1994); Borak, Lambin & Strahler (2000); Serneels & Lambin (2001) mit NOAA AVHRR-Daten genutzt und mit SPOT VEGETATION Daten von Lupo, Reginster & Lambin (2001).

Die multitemporale CVA

Für den multitemporalen Fall existiert je Pixel i ein Vektor v beispielsweise über Monatswerte der Jahre t_1 und t_2 . Die Veränderungsmagnitude CVM_{t_1,t_2} ergibt sich aus der euklidischen Distanz zwischen dem mehrdimensionalen Vektor v_{i,t_1} des Pixels i des Jahres t_1 zu dem mehrdimensionalen Vektor v_{i,t_2} ebenfalls des Pixels i im Jahr t_2 (Quotient in Gl. 7.1) (Lambin & Strahler, 1994).

In dieser Studie wurde auf Monatsbasis mit Monatssummen gearbeitet, so dass für die Jahre 1999-2004 sechs 12-dimensionale Bilder die Grundlage bildeten. Die Veränderungen wurden jeweils zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren berechnet, so dass für jedes Pixel 5 Veränderungsvektoren berechnet wurden, mit jeweils einer Veränderungsmagnitude.

Um die Veränderungen ins Verhältnis zur Landbedeckung zu setzen, wurde die

7. Interannuelle Vegetationsveränderungen

Magnitude durch die maximale mögliche Änderung des Basisjahres geteilt, um den prozentualen Anteil der Änderung zu erhalten, d.h. die Veränderungsmagnitude von Jahr 1 zu Jahr 2 wurde ins Verhältnis zu Jahr 1 gesetzt.

$$CVM_{t_1,t_2} = \frac{\sqrt{\sum_i^{12} (m_{i,t_1} - m_{i,t_2})^2}}{\sqrt{\sum_i^{12} (m_{i,t_1})^2}} \quad (7.1)$$

Linderman et al. (2005) nutzten eine ähnliche Methode mit dem Enhanced Vegetation Index (EVI) von MODIS-Daten. Sie berechneten die Magnitude jedoch in einer Abwandlung als Summe der absoluten Differenzen zwischen den einzelnen Vektorelementen und teilten sie durch die Summe des EVI über das Referenzjahr. Während Linderman et al. (2005) Pixel mit mehr als 20 % Veränderung bereits als Veränderung identifizierten, wurde hier der Schwellenwert ab dem eine Veränderung nicht mehr als Rauschen gilt, in Anlehnung an Serneels & Lambin (2001) aus dem Mittelwert plus der 1,5-fachen Standardabweichung je CVM bestimmt. Dadurch erhält man jeweils für die Veränderung von einem Jahr zu dem darauf folgenden Jahr ein binäres Bild mit Flächen hoher oder geringer Änderungsmagnitude.

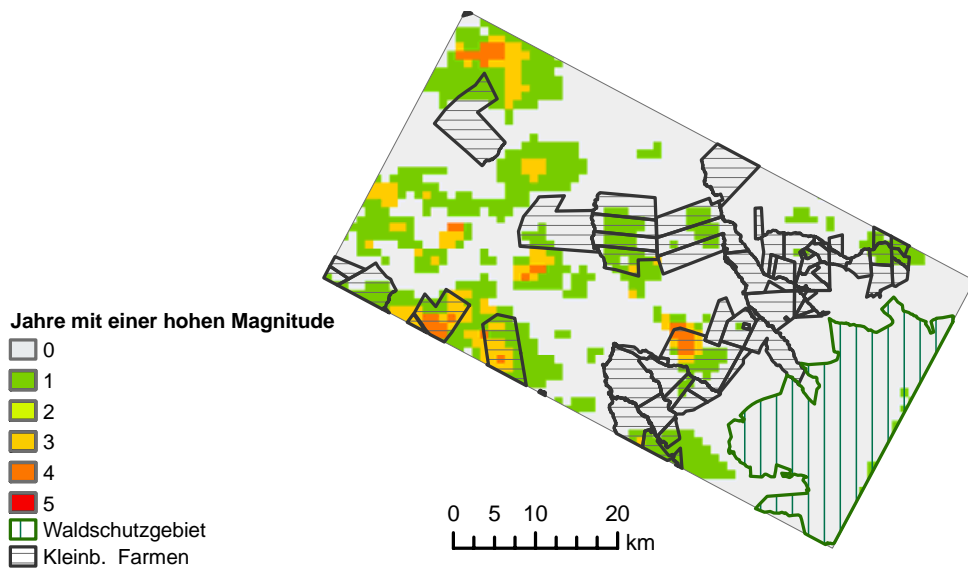


Abb. 7.3.: Anzahl der Jahre mit einer hohen Veränderungsmagnitude (größer als der Mittelwert + 1,5 mal Standardabweichung) von 1999 bis 2004

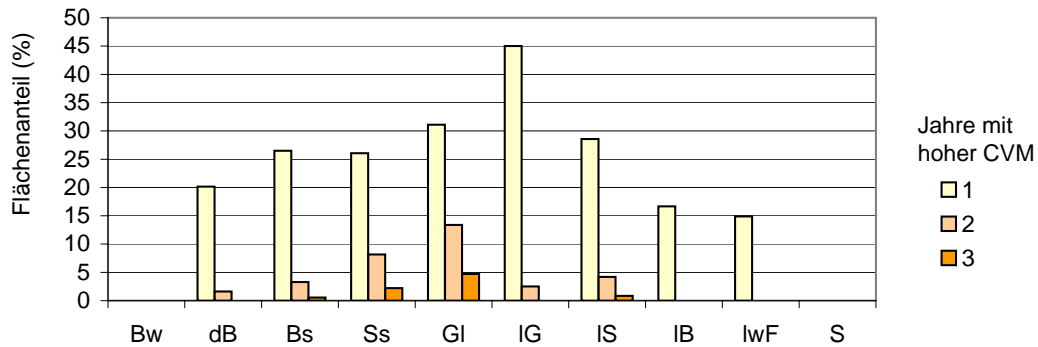


Abb. 7.4.: Prozentuale Anteile der Jahre mit einer hohen Veränderungsmagnitude (CVM) von 1999 bis 2004 je Vegetationsklasse. Die Vegetationsklasse ist der MLK Layerstack von 2003-2004 entnommen

Vegetationsveränderungen

Über die 6 Jahre gesehen scheinen hohe CVM vor allem im Bereich von Grasflächen mehr als einmal mit einer hohen Magnitude aufzutreten. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass Grasflächen besonders schnell auf Niederschlag reagieren (Sereels & Lambin, 2001), so dass hier klimatische Einflüsse besonders deutlich werden. Im Gegenzug fällt auf, dass die Veränderungen am Waldrand, die sich durch das Auflösen der „Shambas“ ergeben haben, fehlen.

Für einen Vergleich, welche Vegetationsflächen in den Jahren zuvor besonders häufig eine Vegetationsveränderung erfahren haben, wurden die Vegetationsklassen der MLK Layerstack verwendet, die auf dem Zeitraum 2003-2004 basiert. Dazu musste die ursprüngliche Auflösung von 100x100 m² auf 1x1 km² umgerechnet werden. Den Pixeln der neuen Größe wurde hierbei jeweils die Klasse zugewiesen, die den höchsten Anteil in dem entsprechenden 1 km² hatte. Wenn der höchste Anteil einer Klasse unter 50 % lag, wurde das Pixel als unklassifiziert ausgewiesen um möglichst homogene Pixel zu erhalten.

Wie in Abb. 7.4 ersichtlich ist, bestätigt sich die Vermutung, dass anteilmäßig die höchsten und häufigsten Vegetationsänderungen der 5 vorhergehenden Jahre auf Grasland und lichtem Grasland, gefolgt von Strauchsavanne und lichter Strauchsavanne, dann Baumsavanne, dichte Baumsavanne, lichte Baumsavanne und landwirtschaftliche Flächen zu finden sind. Der Bergwald verzeichnet gar keine Veränderung. Es zeigt sich ein klarer Trend: Der Anteil an Vegetationsveränderungen ist am höch-

ten für Klassen mit einer, an die Niederschlagsverhältnisse gekoppelte, hohen Variabilität photosynthetischer Aktivität wie Grasland und nimmt ab für Vegetationsklassen mit einer geringen Variabilität wie dichte Baumsavanne und Wald. Unerwarteter Weise zeigen landwirtschaftliche Felder geringe Veränderungen, obwohl auf der Größe von mehr als 0,5 km² hauptsächlich Regenfeldbau betrieben wird. Dies könnte daran liegen, dass diese Flächen vor allem in den niederschlagssicheren Gebieten liegen und daher die Variabilität geringer ist als bei den anderen Klassen.

Insgesamt scheint die multitemporale CVA stärker die Niederschlagsgegebenheiten als die tatsächliche Vegetationsänderungen wiederzugeben. Mit Hilfe der PLS-Regression soll untersucht werden, inwiefern die CVA-Magnitude von der Charakteristik der einzelnen Vegetationsperioden, als Ausdruck der Niederschlagsverhältnisse, beeinflusst wird.

7.3. Veränderungsmagnitude, Phänologie und Vegetationsklassen

In den letzten Jahren wurde in Afrika der Zusammenhang zwischen Vegetationsveränderung und ihren möglichen Einflussfaktoren auf kontinentaler bis subkontinentaler Skala bearbeitet (Lupo, Reginster & Lambin, 2001; Linderman et al., 2005; Vanacker et al., 2005; Lupo et al., 2007; Serneels, Linderman & Lambin, 2007).

Für Subsaharaafrika untersuchten Linderman et al. (2005) den Zusammenhang zwischen kurzfristigen Niederschlagsänderungen und der Magnitude der Landbedeckungsänderungen. Sie zeigten, dass die physiognomischen Vegetationsarten in einer spezifischen Art auf die Niederschlagsänderungen reagierten. Insbesondere Grasland und Strauchsavanne reagierten schneller auf Niederschlagsänderungen im Gegensatz zu Baumsavanne und Wald. Vanacker et al. (2005) untersuchten mit Hilfe von MODIS EVI und den Rainfall Estimate RFE -Daten von NOAA den Zusammenhang der CVM mit verschiedenen Niederschlagsmaßen (z.B. Beginn, Länge, Maximum der Regenzeit). Sie stellten eine hohe Sensibilität der Ökosysteme auf kurzfristige Niederschlagsänderungen fest.

Im Jahr 2007 wurden zwei neue Studien veröffentlicht. In einer klassifizierten Lupo et al. (2007) die Veränderungen von phänologischen Maßen für hohe Veränderungsmagnituden und ordneten sie bestimmten Veränderungstypen zu. In der anderen Studie untersuchten Serneels, Linderman & Lambin (2007) mit einem Multilevel-

Modell die von Linderman et al. (2005) aggregierten Veränderungsmaße im Zusammenhang mit Landnutzung. Sie stellten fest, dass unterschiedliche Landnutzungen zu unterschiedlichen Veränderungsmaßen führen.

Diese Studien arbeiten auf einer regionalen Skala, oft unter Hinzunahme globaler Datensätze. Eine lokale Studie als Vergleich mit detaillierten Daten ist bislang nicht erfolgt; ebenso wenig eine explizite Untersuchung der phänologischen Veränderungen einzelner Vegetationsperioden. Entweder wurde ein aggregiertes Maß für die phänologischen Veränderungen eingesetzt (Linderman et al., 2005; Serneels, Linderman & Lambin, 2007) oder in einem Gebiet mit unimodaler Verteilung gearbeitet (Lupo et al., 2007). Daher soll hier untersucht werden, welchen Anteil die Veränderung der photosynthetischen Aktivität, die Veränderung des Beginns und die Veränderung der Länge je Vegetationsperiode an der Vegetationsveränderung haben.

Im folgenden soll mit Hilfe der Partial-Least-Squares-Regression (PLS) der Zusammenhang zwischen der Veränderungsmagnitude und den Veränderungen des Beginns, der Länge und des integrierten NDVI je Vegetationsperiode pro Vegetationsklasse untersucht werden.

Partial-Least-Square-Regression

Die PLS-Regression ist eine Technik die zuerst in den Sozialwissenschaften eingesetzt (Wold, 1966) wurde. Inzwischen wird sie vielseitig verwendet und auch in Ökosystemstudien verstärkt benutzt (Vanacker et al., 2005; Lupo et al., 2007). Bei der PLS-Regression werden die Möglichkeiten der Hauptkomponentenanalyse und die der multiplen Regression kombiniert. Ein Datensatz abhängiger Variablen Y wird mit Hilfe eines Datensatzes unabhängiger Variablen X vorhergesagt und ihre gemeinsame Struktur ermittelt. Zu diesem Zweck wird ein gemeinsamer Set orthogonaler Faktoren, sogenannte „latente“ Variablen generiert, so dass diese den höchsten Erklärungsanteil an der Kovarianz zwischen X und Y haben. Durch die so entstandenen neuen orthogonalen Variablen können, mit Hilfe der PLS-Funktion auch miteinander korrelierte Variablen analysiert werden. Außerdem hat die Funktion dadurch den weiteren Vorteil, auch für eine hohe Anzahl unabhängiger Variablen geeignet zu sein (Vanacker et al., 2005; Lupo et al., 2007; Abdi, 2007).

Datenvorbereitung

Für die PLS-Regression wurde die Veränderungsmagnitude (CVM) für die Jahre

1999 bis 2004 aus jeweils zwei aufeinanderfolgenden Jahren aus SPOT VEGETATION NDVI-Monatssummen genutzt (Kap. 7.2).

Für die Aufbereitung der phänologischen Maße (Kap. 6.2.1) wurden entsprechend der CVA jeweils die Veränderungen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren ermittelt, indem die absolute Differenz des Beginns, der Länge und des integrierten NDVI (iNDVI) je Vegetationsperiode berechnet wurde. Außerdem wurden bei der Differenz des Beginns der Vegetationsperioden 2 und 3, die Extremwerte ersetzt. Da der Beginn der Vegetationsperiode den 10-Tageszeitraum (Dekade) im Jahr markiert, in der die Vegetationsperiode startet, können die Differenzen zwischen zwei Jahren bis zu 35 Dekaden betragen, falls eine Vegetationsperiode in einem der aufeinanderfolgenden Jahre nicht vorhanden ist. Um eine Überbewertung zu vermeiden, wurde von diesen extremen Differenzen bei der Saison 3 jeweils 20 Dekaden abgezogen bzw. 10 Dekaden bei Saison 2, so dass die maximale Differenz 15 Dekaden betragen kann. Der integrierte NDVI pro Saison wurde über festgelegte Dekaden-Zeiträume pro Jahr berechnet: 1.-9. für die Trockenzeit (iNDVI V0), 10.-18. (iNDVI V1), 19.-27. (iNDVI V2), 28.-36. (iNDVI V3). Die Zeiträume sind nicht an die vorher berechnete Länge der Vegetationsperiode gebunden, weil hier auch die geringen Vegetationsschwankungen berücksichtigt werden sollen, die in der Berechnung nach White, Thornton & Running (1997) nicht zu einer Vegetationsperiode führen würden (Kap. 6.2.1).

Die Vegetationsklassen für die Auflösung von 1 km² wurden aus der MLK Layerstack abgeleitet (Kap. 7.2). Aus dieser Klassifikation wurden dann über eine geschichtete Zufallsstichprobe jeweils 40 Pixelwerte pro Klasse ausgewählt, außer für die Klasse lichte Baumsavanne, für die lediglich 18 Pixel mit mehr als 50 % Klassenanteil vorhanden waren. So ergaben sich für die 4 betrachteten Jahresdifferenzen und die 9 Klassen (abzüglich der Klasse Siedlung) insgesamt 1352 Stichproben. Für die Validierung wurde jeweils eine Untermenge von 30 % zufällig ausgewählt, d.h. pro Klasse normalerweise 52 Stichproben aus 160, für lichte Baumsavanne lediglich 24 aus 72.

Veränderungsmagnitude und Vegetationsklasse

Mit Hilfe der PLS-Regression lassen sich aus der Veränderung von Beginn, Länge und integriertem NDVI die CVM berechnen. In Abb. 7.1 sind die gewichteten Regressionskoeffizienten und das Bestimmtheitsmaß der PLS-Regression zwischen den tatsächlichen und den modellierten Werten aufgeführt. Der gewichtete Regressions-

koeffizient bezieht sich auf die standardisierten Variablen und gibt so den verhältnismäßigen Anteil der entsprechenden Variablen wieder.

Tab. 7.1.: Gewichtete Regressionskoeffizienten für die PLS-Regression zwischen CVA-Magnitude und der Veränderung von Beginn, Länge und integriertem NDVI der drei Vegetationsperioden für alle Vegetationsklassen zusammengenommen (alle) und im einzelnen: Bergwald (Bw), dichte Baumsavanne(dB), Baumsavanne (Bs), Strauchsavanne (Ss), Grasland (Gs), liches Grasland (IG), lichte Strauchsavanne (IS), lichte Baumsavanne(IB), Landwirtschaftliche Felder (IwF)

Untermenge	alle	Bw	dB	Bs	Ss	GI	IG	IS	IB	IwF
Δ Beginn V1	0,02	0,04	0,03	0,09	0,05	-0,16	0,11	-0,02	0,26	0,01
Δ Beginn V2	0,04	0,00	0,08	0,09	0,12	0,24	0,00	0,15	0,04	-0,01
Δ Beginn V3	0,03	0,06	-0,02	0,01	-0,13	-0,01	0,01	-0,06	0,05	0,08
Δ Länge V1	0,00	0,17	0,01	-0,06	0,05	0,04	-0,01	0,05	0,03	-0,02
Δ Länge V2	-0,02	-0,06	-0,03	-0,01	0,04	-0,04	0,10	0,05	0,12	-0,14
Δ Länge V3	-0,10	-0,01	-0,02	-0,10	0,04	-0,08	-0,06	-0,07	-0,23	-0,06
Δ iNDVI V0	0,10	0,09	0,11	0,02	0,04	0,10	0,24	0,09	-0,27	0,23
Δ iNDVI V1	0,44	0,38	0,41	0,45	0,43	0,66	0,36	0,51	0,51	0,55
Δ iNDVI V2	0,29	0,45	0,26	0,25	0,24	0,20	0,27	0,37	0,18	0,28
Δ iNDVI V3	0,44	0,38	0,60	0,47	0,47	0,50	0,40	0,44	0,44	0,29
R²	0,84	0,52	0,88	0,88	0,84	0,88	0,84	0,82	0,82	0,72

Bei der Betrachtung der Werte fällt die Dominanz der integrierten NDVI je Vegetationsperiode auf und der geringe Anteil, den Beginn und Länge der Vegetationsperioden haben. Dies ist nicht unerwartet, da die Veränderungsmagnitude aus den Monatssummen berechnet wurde (Gl. 7.1). Die Gewichtung der Regressionskoeffizienten für Saison 1 und 3 ist dominant. Das zeigt die Bedeutung dieser Vegetationsperioden im Gebiet entsprechend der durchschnittlichen Länge mit 5-12 Dekaden für Saison 1, 2-5 Dekaden für Saison 2 und 3-8 Dekaden für Saison 3 (Abb. 6.9).

Ebenso wie der $\Delta iNDVI$ der Vegetationsperioden mit dem höchsten $iNDVI$ einen höheren Anteil an der Regression hat, so sind auch die Klassen mit der höchsten

photosynthetischen Aktivität am besten modelliert: Grasland, dichte Baumsavanne, Baumsavanne (mit jeweils $R^2=0,88$), gefolgt von Strauchsavanne und lichtem Grasland (jeweils $R^2=0,84$), lichter Baumsavanne und lichter Strauchsavanne (jeweils $R^2=0,82$). Die Unterschiede zwischen den Klassen sind insgesamt bis auf die landwirtschaftliche Fläche ($R^2=0,67$) und Bergwald ($R^2=0,52$), die eine unbedeutende zwischenjährliche Variation aufweisen, gering.

Um den Einfluss der phänologischen Maße als Ausdruck für die Niederschlagsvariabilität besser zu erkennen, wurden PLS-Regressionen ohne $\Delta iNDVI$ berechnet (s. Anhang, Tab. A.5). Die hieraus resultierenden Werte für R^2 liegen zwischen 0,27 und 0,39, abgesehen von Wald mit dem geringsten Wert ($R^2=0,16$) und lichter Baumsavanne mit dem höchsten Wert ($R^2=0,61$), die jedoch wegen der geringen Stichprobengröße nicht aussagekräftig ist. Für alle Vegetationsklassen zusammengenommen dominiert der Anteil des unterschiedlichen Beginns der Vegetationsperiode nach den „long rains“ ($\Delta\text{Beginn V1}$) gefolgt von dem nach den „short rains“ ($\Delta\text{Beginn V3}$). Außerdem spielt die Veränderung in der Länge der Vegetationsperiode nach den „long rains“ ($\Delta\text{Länge V1}$) eine Rolle.

Die Tatsache, dass der Beginn $\Delta\text{Beginn V3}$ einen verhältnismäßig geringen Anteil an der Regression hat und für Grasland und liches Grasland sogar bei Null liegt, spricht gegen die Vermutung, dass sich in dem Vegetationsbeginn nach den „short rains“ (Abb. 6.9, Saison 3) die Landbedeckungsmuster widerspiegeln. Dies könnte jedoch daran liegen, dass die Stichproben im gesamten Gebiet erhoben wurden und damit sowohl Gebiete mit geringen Niederschlagsmengen während der „short rains“ eingeschlossen wurden, als auch solche in denen diese Regenzeit hohe Niederschläge bringt. In einer weiteren Untersuchung müsste demzufolge eine Startifizierung nach Niederschlagsmengen erfolgen, um eine genauere Aussage treffen zu können.

Auch die Untersuchung der Veränderungen für die einzelnen Vegetationsperioden ergibt, dass die zwischenjährlichen Vegetationsveränderungen, wie sie mit der CVA erfasst werden, nur zu einem geringen Teil aus Veränderungen des Beginns oder der Länge der Vegetationsperioden resultieren, sondern vor allem aus unterschiedlicher photosynthetischer Aktivität. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch Linderman et al. (2005) bei der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen CVM und verschiedenen auf Jahresbasis aggregierten Indizes für phänologische Veränderungen anhand von EVI und TRMM-Daten für Subsahara-Afrika.

Veränderungen der phänologischen Maße werden vor allem vom Klima beeinflusst

(ungeachtet der Landnutzung) und betreffen alle Vegetationstypen gleichermaßen (Serneels, Linderman & Lambin, 2007).

7.4. Vergleich der Ergebnisse von LANDSAT/ASTER und SPOT VEGETATION

Die unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Auflösungen der LANDSAT/ASTER-NDVI- und SPOT VEGETATION-NDVI-Daten bedingen unterschiedliche Skalen, auf denen die Vegetationsveränderungen erfasst werden. So sind die Vegetationsveränderungen, die mit der CVA des NDVI von SPOT VEGETATION aufgezeigt werden, nicht deckungsgleich mit denen der LANDSAT/ASTER-Untersuchung. Das liegt zum einen daran, dass hier ein viel kürzerer Zeitraum betrachtet wird. Zum anderen spielt auch die räumliche Auflösung eine große Rolle. Viele der Flächen, die mit Hilfe von LANDSAT-Daten als stetig degradierend angezeigt werden, haben eine geringe räumliche Ausdehnung. Es handelt sich um degradierte Flächen, die z.B. direkt neben intensiv bearbeiteten kleinbäuerlichen Farmen liegen. Für die 1 km² große Auflösung von SPOT VEGETATION vermischen sich diese beiden Informationen zu einem einzigen mittleren Wert. Die Veränderungen am Waldesrand werden nicht erkannt. Die in dieser Zeit abgeholzten Areale sind nicht groß genug, und die Wiederaufforstung scheint sich in ihrem Jahresgang nicht markant genug vom Vorjahr zu unterscheiden.

Abgesehen davon ist die multitemporale CVM in einem semiariden Gebiet stark von der hohen Niederschlagsvariabilität beeinflusst. Daher liegt die Vermutung nahe, dass gerade die Areale, die von beiden Methoden als verändert ausgewiesen wurden, durch lokale Niederschlagsereignisse geprägt sind (z.B. am mittleren südlichen Transektrand). Gerade die Tatsache, dass ein Pixel beinahe jährlich eine Vegetationsveränderung erfährt, deutet darauf hin, dass es sich eher um klimatische Schwankungen handelt. Eine systematische Untersuchung dieses Phänomens könnte klären, ob es möglich ist, diese Information zu nutzen, um im Gegenzug den Einfluss von lokalen Niederschlägen in den LANDSAT/ASTER-Differenzen mit Hilfe der SPOT VEGETATION CVA zu minimieren.

Insgesamt scheint die multitemporale CVM im semiariden Raum nur zur Erfassung von Landbedeckungsveränderungen geeignet, die einen sehr großen Unterschied in photosynthetischer Aktivität aufweisen, da die niederschlagsbedingten inner- und

interannuellen Schwankungen des NDVI oft die durch eine Landbedeckungsänderung bedingten NDVI-Veränderungen übertreffen.

7.5. Schlussfolgerung

- Über das Zusammenfassen aller Veränderungsrichtungen von 1987 bis 2005 in einem einzigen Veränderungsvektor, können konstant negative und positive Trends ausgewiesen werden, so dass damit Modifikationen innerhalb einer Vegetationsklasse sichtbar werden.
- In der Zeit von 1987 bis 2005 hat es große Veränderungen im Mt.-Kenya-Gebiet gegeben: Insbesondere auf den Flächen, auf denen 2003-2004 lichte Grasland, Grasland und lichte Strauchsavanne zu finden waren, gab es eine stetige Vegetationsverminderung von 16 bis 22 %, demgegenüber steht eine positive Entwicklung von 6 bis 8 % auf diesen Flächen.
- Die multitemporale CVA der SPOT VEGETATION NDVI-Daten erfasst vor allem Veränderungen von Klassen mit einer hohen photosynthetischen Aktivität und interannuellen Variabilität.
- Die häufigsten Veränderungen, anteilmäßig an der Gesamtfläche der Vegetationsklasse, zeigen Grasland und lichte Grasland, gefolgt von Strauchsavanne und lichter Strauchsavanne.
- Den höchsten Anteil an den Vegetationsänderungen, gemessen mit der CVM, haben Änderungen der photosynthetischen Aktivität der Vegetationsperioden, insbesondere der Vegetationsperiode nach den „long rains“, gefolgt von der Vegetationsperiode nach den „short rains“. Die Änderungen der phänologischen Maße haben insgesamt einen geringen Anteil. Innerhalb dessen spielen die Änderungen des Beginns und der Länge der Vegetationsperiode nach den „long rains“ die größte Rolle.
- Bei der PLS-Regression zur Modellierung der CVM ergeben sich klassenspezifische Unterschiede nur im Bezug auf den Bergwald, der im Gegensatz zu den anderen Klassen mit Hilfe der phänologischen photosynthetischen Aktivität (vor allem iNDVI) schlecht modelliert werden kann.

- Der Vergleich von Veränderungsflächen, die mit LANDSAT/ASTER erfasst wurden und solchen, die mit SPOT VEGETATION erfasst wurden, deutet darauf hin, dass einige der gemeinsam erfassten Veränderungsgebiete durch lokale Niederschläge bedingt sind. Eine systematische Kombination der Methoden könnte hier zu genaueren Ergebnissen der tatsächliche Vegetationsveränderungen führen.

8. Vegetationsdynamik und Landnutzung im Mt. Kenya-Gebiet

Das Verständnis und die Erfassung von Vegetationsveränderungen sind grundlegend für eine nachhaltige Ressourcennutzung in sozial-ökologischen Systemen. Insbesondere das Monitoring von degradierten und degradationsgefährdeten Gebieten ist in semiariden Räumen wichtig, da diese Flächen eine verminderte Resilienz der Systeme anzeigen. Durch die Landnutzung prägt der Mensch sein Umfeld, das durch natürliche Gegebenheiten bestimmt ist (Foley et al., 2005). Vegetationsschwankungen und -veränderungen erhalten vor dem Hintergrund der Landnutzung im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements eine besondere Bedeutung in einem agrarisch geprägten Gebiet.

In diesem Kapitel werden zuerst die Vegetationsveränderungen wie sie mit LANDSAT/ASTER und SPOT VEGETATION erfasst worden sind vor dem Hintergrund der Landnutzung dargestellt und diskutiert (Kap. 8.1). Danach werden die Möglichkeiten diskutiert mit Hilfe des annualen Variationskoeffizienten fortschreitende Degradation zu erfassen (Kap. 8.2.1). Dasselbe wird auch mit Hilfe des interannualen Variationskoeffizienten getestet sowie zusätzlich die Vulnerabilität von Weidegebieten im Sinne von Disequilibrium abgeleitet (Kap. 8.2.2). Als nächstes dienen die phänologischen Maße dazu, Gunst- und Ungunsträume des Regenfeldbaus abzugrenzen und damit die Ertragssicherheit für den Bereich der kleinbäuerlichen Farmen zu bestimmen (Kap. 8.3). Schließlich werden diese Ergebnisse in einer Karte zusammengefasst, in der degradierte und degradationsgefährdete Flächen ausgewiesen sind (Kap. 8.4) .

8.1. Vegetationsveränderungen und Landnutzung

Die Vegetationsveränderungen von 1987 bis 2005 werden im Vergleich zwischen den zwei hauptsächlichen Landnutzungssystemen im Gebiet, Viehranches und kleinbäuerliche Farmen (SSF), dargestellt.

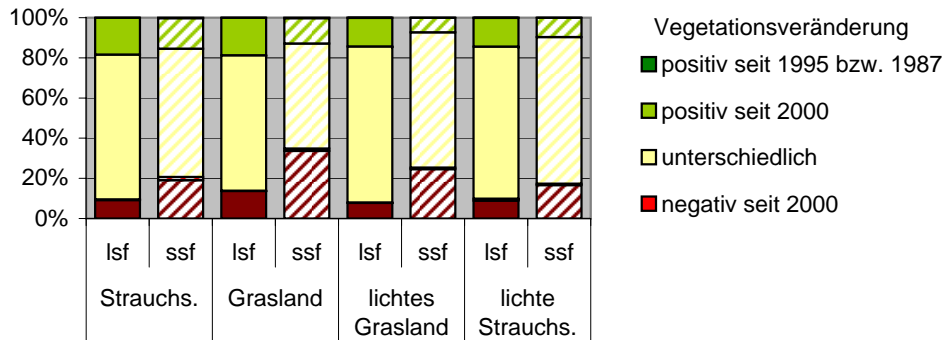


Abb. 8.1.: Vegetationsveränderungen ausgewiesen über die Bilddifferenz mit Hilfe von LANDSAT/ASTER je Landnutzung und Vegetationsklasse. Die Vegetationsklassen sind der MLK Layerstack von 2003-2004 entnommen

In Abb. 8.1 sind ungeachtet der Magnitude alle Flächenanteile aufgeführt, die zumindest über die letzten 3 Zeitschnitte einen kontinuierlichen Trend aufweisen (Kap. 7.1. Herausgegriffen wurden die Vegetationsklassen, die in dieser Studie hinsichtlich der Degradationserscheinungen untersucht werden. Die privaten Ranchen („large-scale farms“) zeigen einen anteilmäßig höheren positiven Trend in grüner Vegetation als die kleinbäuerlichen Farmen. Im Gegensatz dazu sind die Flächen, die mindestens seit 2000 einen negativen Trend aufweisen im Gebiet der kleinbäuerlichen Farmen am höchsten. Insbesondere Grasflächen und lichtetes Grasland verlieren seit 1987 konstant Vegetation. Ein Trend, der die bereits von Flury (1987) beschriebene Problematik der intensiven kleinbäuerlichen Nutzung des eigenen Feldes bei gleichzeitig starker Beweidung der noch freien Flächen verdeutlicht (Abb. 3.8). Grasflächen degradieren und Gehölze werden zum eigenen Gebrauch und zur Kohlegewinnung entnommen (Okello, O’Conner & Young, 2001). Gleichzeitig gibt es auch in diesem Gebiet eine Zunahme an Vegetation durch den Feldanbau und Hecken als Umzäunungen dieser Felder.

Insgesamt gibt es auf dem Gebiet der kleinbäuerlichen Farmen 13 % Fläche mit



Abb. 8.2.: Ein kleinbäuerliches Feld, das durch eine Hecke von den unbesiedelten Parzellen getrennt ist (Foto: Eigene Aufnahme 8.1.2005)

weniger Vegetation und 10 % mit mehr Vegetation. Auf dem Gebiet der Ranches sind es hingegen 13 % Flächen mit mehr und 4 % mit weniger Vegetation. Wenn man die Veränderungsrichtungen hinzunimmt, die teilweise lediglich Modifikationen mit einem konstanten Trend wiedergeben, erhöht sich die Größe der Flächen die eine der beiden Kriterien erfüllen und damit eine Vegetationsabnahme aufweisen auf insgesamt 31 % im Gebiet der kleinbäuerlichen Farmen im Vergleich zu 26 % im Gebiet der Ranches.

Eine Übersicht der Vegetationsbedeckung je Landnutzung zeigt, dass 28 % des Gebietes, das in kleinbäuerliche Farmen unterteilt ist, einen hohen Bodenanteil aufweist, im Gegensatz zu 11 % auf den Viehranches. Dahingegen sind auf den Ranches 41 % der Fläche mit Baumsavannen bedeckt und lediglich 11 % auf dem Gebiet der kleinbäuerlichen Farmen, als Ergebnis der Abholzung und Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen (s. Anhang, Tab. A.6).

Dies bedeutet, dass gerade in den Gebieten verstärkt degradierte Flächen auftreten, wo die meisten Menschen auf die Landnutzung in Form von Weide oder subsistentem Feldanbau angewiesen sind.

8.2. Interannuelle Vegetationsschwankungen und Landdegradation

Landdegradation ist ein Prozess der immer an die anthropogene Nutzung des Ökosystems gebunden ist. Erst in diesem Kontext erfährt auch der Prozess von Vegetationsverminderung die negative Wertung (UNCCD, 2004). Begünstigt wird die Vegetationsverminderung in semiariden Ökosystemen durch die hohe Niederschlagsvariabilität, da hier bei unangepasster Wirtschaftsweise besonders schnell eine Übernutzung eintreten kann.

Die Niederschlagsvariabilität in dem Untersuchungsgebiet ist sehr hoch und demzufolge auch die Variabilität der Vegetationsphänologie (Abb. 8.3). Für das gesamte Untersuchungsgebiet wurden dekadische Niederschlagssummen über 14 Regenstationen entsprechend den 10-Tages Maximalwerten des SPOT VEGETATION NDVI berechnet. Die NDVI-Werte wurden ebenfalls dekadeweise über diese Regenstationen gemittelt und so eine Datenreihe für die Jahre 1999-2004 erstellt. Aus den 6 Jahren wurden dann der mittlere Jahresverlauf und die Standardabweichung für den Niederschlag und den NDVI berechnet.

Es zeigt sich, dass die Standardabweichung für Niederschlag bis auf wenige Dekaden im Jahr mindestens so hoch wie der mittlere Niederschlag ist. Der NDVI zeigt bedeutend geringere Schwankungen für das gesamte Gebiet.

Die hier sichtbare annuelle und interannuelle Variation des NDVI kann genutzt werden, um Degradation zu untersuchen (Milich & Weiss, 2000; Weiss, Marsh & Pfirman, 2001). Die Variabilität des Niederschlags kann bei der Tragfähigkeitsanalyse genutzt werden. Ab einer hohen Niederschlagsvariabilität ist die direkte Beziehung von Biomasse zu Herbivoren nicht mehr gegeben, es handelt sich um so genannte „Disequilibrium“-Gebiete, für die ein anderes Tragfähigkeitskonzept angewendet werden muss (Vetter, 2005).

Anhand der Verringerung des annuellen Variationskoeffizienten (V_k) von NOAA AVHRR NDVI-Daten konnten Weiss, Marsh & Pfirman (2001) Degradationserscheinungen auf Weidegebieten der Arabischen Halbinsel beobachten. Milich &

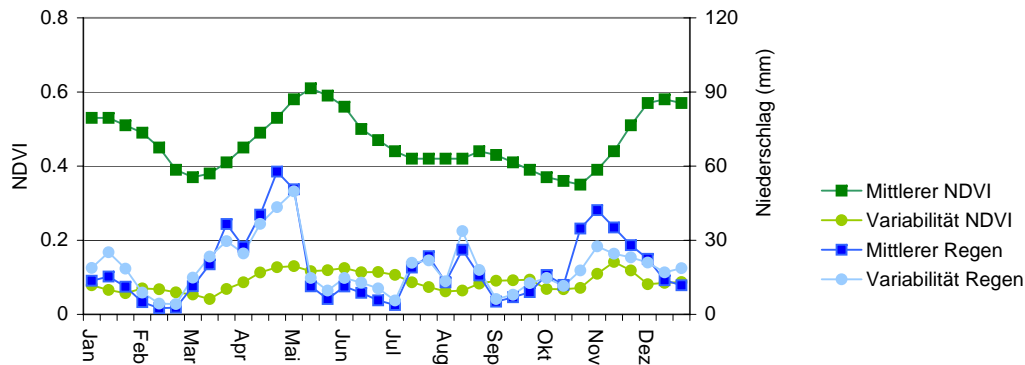


Abb. 8.3.: Mittlerer dekadischer Verlauf des Niederschlags, des SPOT VEGETATION NDVI und ihre jeweilige Standardabweichung von 1999 bis 2004

Weiss (2000) untersuchten die Verringerung der V_k über jährliche NDVI-Summen der Vegetationsperiode und konnten für den Sahel keinen zwingenden Zusammenhang zwischen einer fortschreitenden Degradation oder einer Landnutzungsänderung feststellen, da Degradation sich u.a. im Wechsel von mehrjährigen Gräsern zu Sträuchern oder zu annuellen Gräsern äußert, die einen gleich hohen NDVI aufweisen.

Hier soll anhand SPOT VEGETATION NDVI-Daten untersucht werden, ob sich über den V_k Degradation im Sinne einer Vegetationsverminderung innerhalb des Untersuchungsgebietes beobachten lässt und wo diese Gebiete liegen. Zuerst wird berechnet, ob es eine signifikante Änderung der V_k von 1999 bis 2004 gab, die eine fortschreitende Degradation anzeigt und zweitens wird der interannuelle V_k über denselben Zeitraum gerechnet, um damit abzuschätzen wo sich Weidegebiete im Dis-equilibrium befinden und Degradation zu erfassen.

8.2.1. Trend des annualen V_k als Zeichen von Degradation?

Weiss, Marsh & Pfirman (2001) stellte fest, dass ein negativer Trend des annualen V_k mit einer Degradation einherging. Er untersuchte so Degradationserscheinungen auf der Arabischen Halbinsel mit NOAA-AVHRR-Daten.

Wie schon bei der klassenweisen Analyse zu sehen war, erhöht sich der V_k für degradierte Klassen und wird nicht geringer. Eine Verringerung des annualen V_k kann bedeuten, dass die Gehölze zugenommen haben. Eine Zunahme des annualen

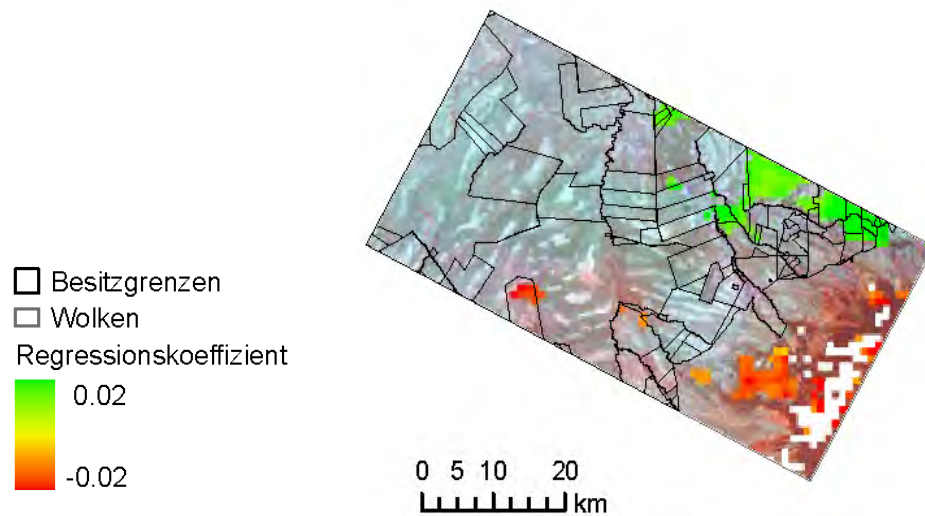


Abb. 8.4.: Signifikanter Trend (95% Niveau) der annuellen Variationskoeffizienten von 1999-2004 vor dem Hintergrund des LANDSAT ETM+ Bildes von 2002 (R:4, G:5, B:3)

Vk hingegen könnte durch einen geringeren Anteil von Gehölzen entstanden sein. Es ist daher zu erwarten, dass ein positiver Trend der annuellen Vk in diesem Gebiet eine Degradation anzeigt.

Eine Berechnung des signifikanten Trends des annuellen Vk für die Jahre 1999-2004 ergibt einige Flächen im Nordosten des Transektes, die eine Zunahme des Vk zeigen, und einige im Süden am Rande des Waldschutzgebietes, die einen negativen Trend aufzeigen. Dargestellt sind lediglich die Flächen, die bei einem t-Test eine Signifikanz von 95 % aufwiesen.

Ein Vergleich dieser Flächen mit Überflugbildern, Felddaten und den Veränderungsbildern von LANDSAT/ASTER zeigt, dass der Zusammenhang zwischen der Veränderung des annuellen Vk und Degradation komplex ist und keine direkten Aussagen möglich sind. Die Flächen mit einem negativen Trend im südlichen Bereich sind aufgelassene Shambafelder die teilweise Hangrutschungen aufweisen und an diesen Stellen findet eine Vegetationsverminderung statt, aber zum großen Teil auch eine Vegetationszunahme durch Neuaufforstungen und durch geschlossene Gras- und Krautschichten auf den ehemaligen Feldern. Dieser Wechsel von Feldern zu Grasland und Wald könnte die Verringerung des Vk bewirken. Andererseits zeigen andere Ge-

biete mit einem ähnlichen Landnutzungswechsel diesen Trend nicht.

Eine weitere Möglichkeit ist, dass Änderungen der Niederschlagsmuster oder -mengen in diesem Gebiet in den betrachteten 6 Jahren zu dem Trend der annuellen V_k geführt hat. In Anbetracht der kurzen Zeitreihe, ist es möglich, dass zufällige Niederschlagsmuster einen signifikanten Trend aufweisen.

Das nördliche Gebiet mit dem positiven Trend besteht aus kleinbäuerlichen Farmen, Strauch- und Baumsavanne auf privaten Ranches. Die Flächenhaftigkeit über so unterschiedliche Bedeckungsklassen legt die Vermutung nahe, dass es sich hier weder um einen Degradationstrend handelt, noch um eine Zunahme an Vegetation, sondern dass die Veränderung niederschlagsbedingt ist.

Für das hier untersuchte semiaride Ökosystem lässt sich über den Zeitraum von 6 Jahren mit Hilfe des Trends des annuellen V_k kein direkter Zusammenhang zu Landdegradation herstellen. Im Gegensatz zu dem ariden Ökosystem auf der Arabischen Halbinsel (Weiss, Marsh & Pfirman, 2001) sind zudem degradierte Klassen generell durch einen höheren und nicht einen niedrigeren V_k gekennzeichnet (Kap. 6.1.2).

8.2.2. Weideland im Equilibrium oder Disequilibrium?

Bei der Analyse von Nachhaltigkeit und Vulnerabilität von sozial-ökologischen Systemen ist die Tragfähigkeit von Gebieten eine wichtige Größe. In diesem Zusammenhang wird in der Weideökologie das Konzept von Equilibrium und Disequilibrium diskutiert (Vetter, 2005; Briske, Fuhlendorf & Smeins, 2003; Oba et al., 2003).

Disequilibrium bedeutet, dass stochastische Umwelteinflüsse die Primärproduktion dominieren im Gegensatz zum Equilibrium, wo ein linearer Zusammenhang zwischen dem Beweidungsdruck durch Herbivoren und der Biomassenproduktion angenommen wird. Disequilibrium kann auch eine Folge der Degradation sein. Ein Weidegebiet in dem annuelle Gräser vorherrschen, kann infolge der erhöhten Wahrscheinlichkeit, dass die Primärproduktion in Trockenjahren komplett ausfällt, ins Ungleichgewicht geraten (Gillson & Hoffman, 2007). Als Richtwert für Disequilibrium stufen Ellis et al. (1994 in Vetter (2005)) Gebiete mit einem Niederschlagsvariationskoeffizienten höher als 33 % ein.

In semihumiden bis semiariden Gebieten besteht bekanntlich eine hohe Korrelation zwischen Vegetationsindizes und Niederschlag (Budde et al., 2004; Davenport & Nicholson, 1993; Li et al., 2004; Vanacker et al., 2005). Global ist der Zusammen-

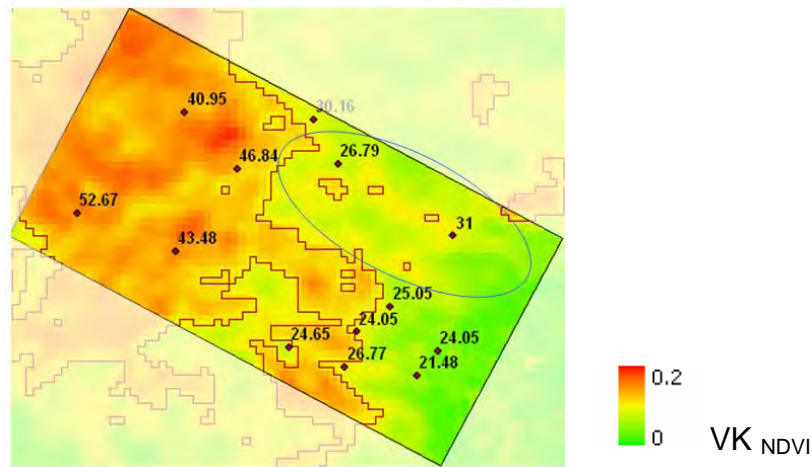


Abb. 8.5.: Interannueller Variationskoeffizient (VK) der NDVI-Jahressummen im Vergleich zu den Vk der Niederschlagsjahressummen an den Niederschlagsstationen. Die rote Linie umfasst die Regionen mit einem Vk des Niederschlags größer als 33 %, in dem blauen Oval weisen diese hohen VKs auf eine fortschreitende Degradation hin

hang von interannueller Variation des Niederschlags und der Nettoprimärproduktion noch nicht eindeutig geklärt. Knapp & Smith (2001) stellten für Nordamerika über Messungen fest, dass hohe interannuelle Niederschlagsvariabilität nicht mit hoher interannueller Variation der oberirdischen Nettoprimärproduktion (NPP) einhergeht. Fang et al. (2001) ermittelten für China jedoch mit Hilfe von Fernerkundungsdaten eine signifikante positive Korrelation für alle Biome zwischen der Variation des jährlichen mittleren NDVI, als Indikator für oberirdische NPP und der Variation des Niederschlags.

Für das Untersuchungsgebiet korreliert die Variation der jährlichen NDVI-Summen (Vk_{NDVI}) linear stark mit der Variation der jährlichen Niederschlagssummen (Vk_{ND}). Über die Jahre 1999 bis 2004 erhält man für die 14 Niederschlagsstationen ein R^2 von 0,8.

$$Vk_{Nd} = 0,3178Vk_{NDVI} + 0,1587 \quad (8.1)$$

Mit Hilfe einer Regressionsgleichung lässt sich somit über Vk_{NDVI} der Vk_{ND} flächenhaft modellieren und die Werte höher als 0,33 ausweisen (Abb. 8.5).

Ein Problem bei dieser Methode stellen Landbedeckungen dar, die eine geringe Korrelation zu Niederschlag aufweisen, wie immergrüne Gehölze und bereits stark degradierte Flächen oder Landbedeckungen, die besonders sensibel auf Niederschlag reagieren, wie Grasland oder lichtetes Grasland. Letzteres hat zur Folge, dass im mittleren südlichen Teil des Untersuchungsgebietes der modellierte annuelle V_k des Jahresniederschlags über dem tatsächlichen liegt. Dieses Problem scheint vor allem in der Übergangszone von einem geringen zu einem hohen annuellen V_k des Niederschlags aufzutreten. In den Gebieten mit über 40 % Variation spielt die Landbedeckung in diesem Zusammenhang keine Rolle mehr.

Die Tatsache, dass die hohe Niederschlagsvariabilität in Disequilibriumgebieten sehr große Schwankungen der Biomasse bedingt, birgt die Gefahr, dass immer wieder Futter knapp wird. Das kann zu wirtschaftlichen und sozialen Problemen führen und geht einher mit einer Übernutzung der Weiden in Zeiten der Futterknappheit. Wie hoch die Gefahr der Übernutzung und damit Degradation ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die Ausweisung von „Disequilibrium-Weideland“ anhand von hoher Niederschlags- und Biomassenvariabilität ist eine Vereinfachung des Equilibriumkonzeptes. Trotzdem kann dies als Hinweis dienen, dass die Zusammenhänge zwischen klimatischen Bedingungen, der Vegetationsproduktion, Beweidung und Landnutzung in diesem Gebiet komplex sind und Tragfähigkeits- und damit Landnutzungskonzepte angepaßt werden müssen.

Andererseits kann eine Dürre zu einer Verkleinerung der Herde führen, falls die Mobilität der Herde eingeschränkt ist, so dass unter Umständen Dürren zum Erhalt des Weidelandes beitragen (Vetter, 2005). Dies gilt jedoch nicht mehr, wenn die ökonomischen Verhältnisse ausreichen, um die Größe der Herde, entweder durch den Kauf von Futter während der Dürre oder schnelle Aufstockung nach Verlusten, zu erhalten (Reynolds & Stafford Smith, 2002). Durch die Aufrechterhaltung der Herdengröße und damit ein uneingeschränktes Beweiden, kann so wiederum verstärkt Degradation verursacht werden.

Im Laikipia-Distrikt reduzierte sich die Anzahl der Rinder während der Dürre 2000 von 177 780 im Jahre 1999 auf 130 020 im Jahr 2001. Ebenso verringerte sich die Anzahl der Wildtiere (große Herbivore) von 62 500 Tieren im Jahr 1999 auf 55 530 im Jahr 2001. Dafür stieg hingegen die Anzahl von Schafen und Ziegen, die neben Gras auch Blätter von Sträuchern fressen, um 64 780. Die Mobilität der Herden wurde eingeschränkt durch die Ausweitung der Agrarflächen und die Land-

teilung. Dies führte zum Verlust an Vegetationsbedeckung und folglich Degradation der Böden und einem Verlust der Wasserspeicherkapazität. So gehen Weidegründe verloren, die sowohl für Wildtiere als auch für die Herden der Nomaden potenzielle Ausweichflächen während der Trockenzeit wären (UNEP, 2005). Damit werden die Auswirkungen der Dürre durch Landdegradation, die im Zusammenhang mit dem Landnutzungswandel steht, noch verstärkt.

Interannuelle Variation und Degradation

Bei einer Untersuchung der interannuellen V_k im Sahel stellten Milich & Weiss (2000) fest, dass ein hoher interannueller Variationskoeffizient der NDVI-Jahressummen innerhalb größerer Gebiete mit niedrigem Variationskoeffizient auf fortschreitende Degradation hindeutet. Dies konnte für das Untersuchungsgebiet bestätigt werden (Abb. 8.5 innerhalb des blauen Ovals). Befragungen in dem Gebiet ergaben, dass hier tatsächlich eine verstärkte Abholzung und eine sehr intensive Beweidung stattgefunden hat.

8.3. Die Unbeständigkeit der Vegetationsperioden und Landnutzung

Die hohe Niederschlagsvariabilität führt auch im Gebiet des Regenfeldbaus zu einer erhöhten Vulnerabilität. Die Vegetationsperioden sind nicht nur hochvariabel sondern können teilweise gänzlich entfallen (Kap. 6.2). Die Länge und die Häufigkeit der Vegetationsperiode, von Flury (1987) im sogenannten Risikofaktor subsummiert, sowie das rechtzeitige Einsetzen der Vegetationsperiode sind bestimmend für Regenfeldbaugebiete. Somit ist es möglich mit Hilfe dieser beiden Größen ertragssichere Gebiete zu kartieren.

Als Grenzwert gibt Flury (1987) 100 Tage Vegetationsperiode an, die ein Minimum für die meisten Anbauprodukte darstellen (abgesehen von Bohnen und einigen lokalen Kartoffelsorten (Flury, 1987)). Nach diesem Kriterium wurden die Gebiete ausgewiesen, die ein 100-prozentiges Auftreten der Vegetationsperiode von 1999-2004 besitzen (Abb. 6.8) und somit für den Anbau geeignet sind (Risikofaktor gleich Null). Eine zweite Klasse mit Gebieten mit 80-100 Tagen Vegetationsperiode wurde zusätzlich eingeführt, um den Ungenauigkeiten, die durch die dekadische Ermittlung der Vegetationsperioden entstehen, Rechnung zu tragen.

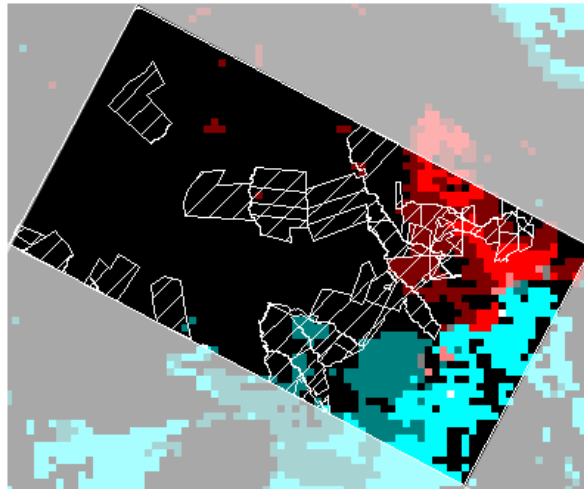


Abb. 8.6.: Die Lage der kleinbäuerlichen Farmen des Laikipia-Distrikt (weiß gestreift) und die Gebiete, in denen die Vegetationsperiode 8 bis 10 Dekaden andauert (blau-grau nach den „short rains“, dunkelrot nach den „long rains“) und länger als 10 Dekaden andauert (türkis nach den „short rains“, hellrot nach den „long rains“). Schwarz sind alle Gebiete, die diesen Kriterien nicht genügen

Der größte Teil der kleinbäuerlichen Farmen liegt außerhalb der ertragssicheren Gebiete (Abb. 8.6). Parzellen, die im nördlicheren Teil zugeteilt wurden und nach dem außerordentlich regenreichen Jahr 1997 besiedelt wurden, mussten teilweise nach der Dürre von 1999-2000 wieder aufgegeben werden, der größte Teil davon wurde nie besiedelt.

Flury (1987) berechnete die Vegetationsperiode im Laikipia-Distrikt aus meteorologischen Daten (Kap. 6.2.2.2). Er wies damit die Gunst- und Ungunsträume für Regenfeldbau aus. Trotz der Unterschiede bei der Berechnung der Länge der Vegetationsperiode, stimmen die räumlichen Muster der Ergebnisse gut überein. Man kann also davon ausgehen, dass die phänologischen Maße aus Fernerkundungsdaten gerechnet, auch in anderen Gebieten zu diesem Zweck eingesetzt werden können.

8.4. Zusammenfassung: Degradierete und degradationsgefährdete Gebiete

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das in kleinbäuerliche Farmen unterteilte Gebiet im Vergleich zu den Viehranches den höchsten Vegetationsverlust zu verzeichnen hat. Insgesamt 31 % der Fläche haben mindestens seit 1995 eine negative Vegetationsentwicklung erfahren. Genau diese Gebiete weisen gleichzeitig den höchsten Bevölkerungsdruck auf und viele der Haushalte sind mit dem subsistenten Feldanbau auf die Landnutzung angewiesen. Dazu kommt eine hohe interannuelle Niederschlagsvariabilität, die den Ernteertrag gefährdet. Ein Großteil der kleinbäuerlichen Parzellen liegt außerhalb der ertragssicheren Regionen, so dass Feldanbau ohne Bewässerung nur unregelmäßig oder gar nicht betrieben werden kann. Die als Weide genutzten, unbestellten Parzellen werden hier willkürlich intensiv beweidet.

Diese unterschiedlichen Aspekte der Degradationsgefährdung und Limitierungen in der Landnutzung können zusammengefasst dargestellt werden, um so die Bereiche zu visualisieren, die zukünftig am meisten gefährdet sind, sogenannte „Hot Spot“-Gebiete.

Folgende Regionen werden miteinander kombiniert, um Degradierung oder Degradationsgefährdung zu berücksichtigen:

1. Durch Übernutzung bereits stark degradierte Flächen mit hohem Anteil unbedeckten Bodens, geringem Holzanteil und mit annuellen Gräsern;
2. Gebiete, die in einem Nichtgleichgewichtszustand sind (Niederschlagsvariabilität höher als 33 %);
3. Ungunsträume für Regenfeldbau (bei weniger als 100 Tagen Vegetationsperiode und dem Risiko eines kompletten Vegetationsperiodenausfalls, d.h. Auftreten der Vegetationsperiode < 100 %);
4. Unterteilte kleinbäuerliche Gebiete, die potenziell noch weiter besiedelt werden könnten, obwohl sie in den oben genannten Ungunsträumen liegen;
5. Bereits jetzt zu dicht besiedelte kleinbäuerliche Gebiete, die auf Ausgleichflächen oder zusätzliche Einkommensmöglichkeiten angewiesen sind. Der Richtwert von 4 ha pro Haushalt wurde von den Untersuchungen von Flury (1987) für eine Bevölkerungshochrechnung für das Jahr 2004 abgeleitet.

Als „Hot Spot“-Gebiete wurden jene Flächen ausgewiesen, die alle Bedingungen 2 bis 4 erfüllen, während die bereits degradierten Gebiete (Bedingung 1) über die MLK Layerstack aufgezeigt werden (Abb. 8.7). Besonders gefährdet sind die Gebiete der kleinbäuerlichen Farmen in der Nähe von Nanyuki, da hier der Bevölkerungsdruck am höchsten ist und die Landnutzung intensiv. Für das Gebiet unmittelbar zwischen dem Waldschutzgebiet und der Grenze der Farmen des Laikipia-Distrikts gibt es keine Daten über die Besitzverhältnisse. Des weiteren sind die meisten unterteilten Gebiete Richtung NW als „Hot Spot“-Gebiete ausgewiesen. Hier ist der Bevölkerungsdruck weitaus geringer, das Ökosystem aufgrund der höheren Neiderschlagsvariabilität hingegen anfälliger.

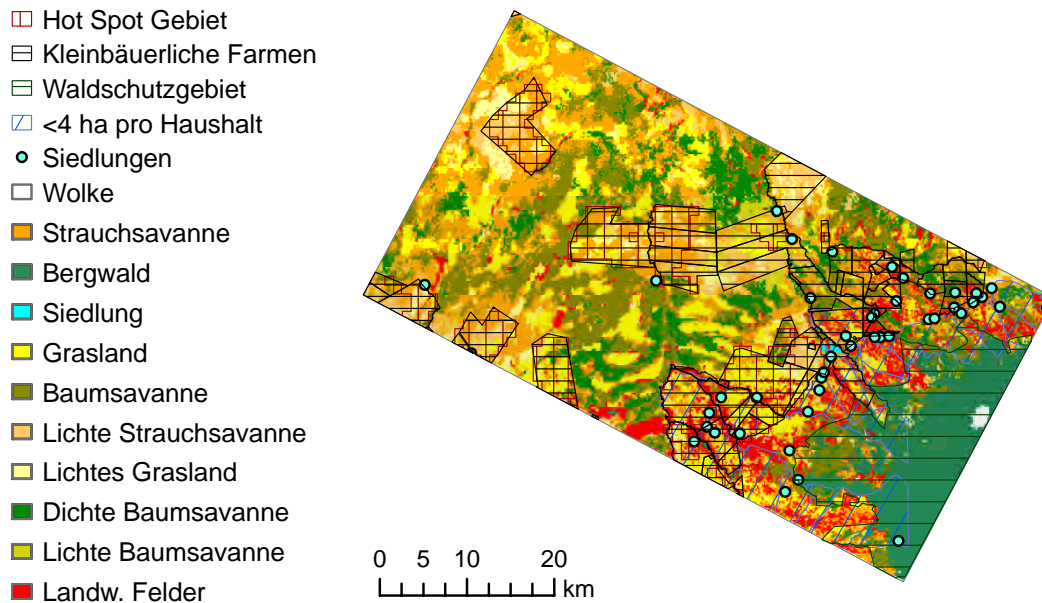


Abb. 8.7.: MLK Layerstack von 2003-2004 mit einer Übersicht der degradationsgefährdeten „Hot Spot“-Gebiet

In den letzten Jahrzehnten wuchs die Bevölkerung des Laikipia-Distrikts kontinuierlich mit einer zeitweise bis zu 7 % hohen jährlichen Wachstumsrate, so dass man davon ausgehen kann, dass sich der Landnutzungsdruck weiter verstärken wird. Der Vergleich der „Hot-Spot“-Gebiete mit den Flächen, die seit 1987 bzw. 1995 eine Verringerung der Vegetationsbedeckung aufweisen, und der Bevölkerungsverteilung zeigt, dass die Vegetation vor allem in unmittelbarer Nähe der bevölkerungsreichen

Regionen und auf den „Hot-Spot“-Flächen abgenommen hat (Abb. 8.8). Die Abnahme der Vegetationsbedeckung bezieht sich dabei zum einen auf die Biomasse zum anderen auf den Bedeckungsgrad. Eine langfristige Strategie für das nachhaltige Management besonders dieser Regionen wäre wichtig um eine weitere Degradation zu vermeiden.

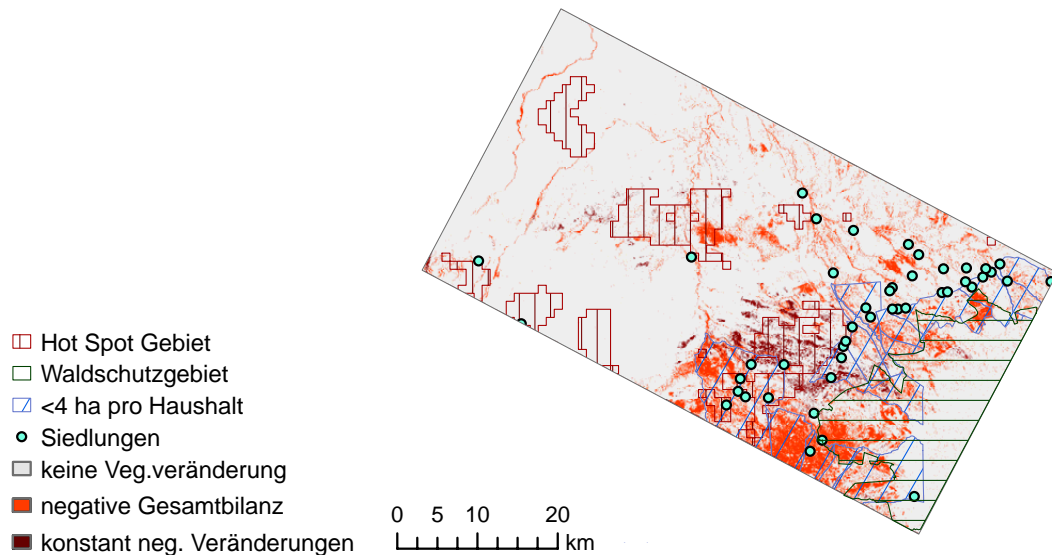


Abb. 8.8.: Vergleich der „Hot Spot“-Gebiete mit den Flächen verringerter Vegetationsbedeckung, sowie den Bereichen in denen weniger als 4 ha pro Haushalt zur Verfügung stehen. Die negative Vegetationsveränderungen beziehen sich auf die Gesamtbilanz von 1987 bis 2005 und die konstant negativen Veränderungen bestehen seit spätestens 1995

Als nächstes müsste für ein umfassendes Bild, eine weiterführende Analyse klären, inwiefern verstärkt die Einkommensmöglichkeiten außerhalb der Farmwirtschaft verbessert und wahrgenommen werden können, da diese eine zunehmend wichtige Rolle im Mt. Kenya-Gebiet spielen (Kohler, 1987; Wiesmann, 1998).

Insgesamt bestätigt sich auch in dem Mt. Kenya-Gebiet der globale Trend, dass der Mensch einen sehr hohen Anteil an den Vegetationsveränderungen hat, indem durch intensive Nutzung der Vegetation die Nachfrage nach Ökosystemleistungen („services“) wie Holz, Wasser, Nahrung (Ackerbau und Beweidung) gedeckt wird. Je nach sozialem Kontext wird die Interaktion mit dem ökologischen Umfeld bestimmt.

Nach der Analyse der Vegetationsdynamik als einem zentralen Faktor des öko-

logischen Systems, kann auf dieser Grundlage ein weiteres Monitoring von diesem fragilen Ökosystem erfolgen, sowie in Kopplung mit dem sozialen System das Ressourcenmanagement und die Landmanagementpraxis für mehr Nachhaltigkeit angepasst werden.

9. Fazit und Ausblick

Die Erkenntnisse dieser Arbeit lassen sich unter zwei Aspekten betrachten: **inhaltlich** und **methodisch**. Die inhaltliche Fragestellung bezog sich auf den Zusammenhang von Landnutzungswandel und Vegetationsdynamik mit besonderem Fokus auf degradierte Flächen im Sinne einer reduzierten Vegetationsbedeckung. Die methodischen Untersuchungen sollten vor allem neue Erkenntnisse bezüglich der Kombination von MERIS und ASAR bringen, aber auch bezüglich des Einsatzes unterschiedlicher Daten und Methoden zur Charakterisierung der Vegetationsdynamik in ihrer saisonalen und interannuellen Ausprägung im semihumiden bis semiariden Raum.

Im Bezug auf die **inhaltliche Fragestellung** nach dem Zusammenhang von Landnutzung, ihrer Änderung, der Vegetationsdynamik und insbesondere der Degradation im Mt. Kenya-Gebiet, lässt sich folgendes Fazit ziehen:

Der **Konflikt um die begrenzten Ressourcen Wasser und Land** verschärft sich in dem Mt. Kenya-Gebiet durch den wachsenden Bevölkerungsdruck und den Landnutzungswandel.

Die **Landnutzungsänderung** der letzten Jahrzehnte geht weitgehend mit der globalen Entwicklung einher, wobei sich gleichzeitig die global ausgewiesenen Stadien im Mt. Kenya-Gebiet überlagern: während zur Zeit die Fläche mit kleinbäuerlichen Farmen noch expandiert, hat bereits eine Intensivierung der Landwirtschaft sowie die Ausweisung zusätzlicher Schutzgebiete begonnen, eine Entwicklung die erst für das nächste Stadium charakteristisch ist, in dem theoretisch die kleinbäuerlichen Gebiete geringer werden. Im Bereich der Viehzucht stehen marktorientierte Großranches neben Gruppenranches, die von einer nomadischen Bevölkerung unter eigenen kulturellen und ökonomischen Aspekten bewirtschaftet werden.

Die **Wasserverfügbarkeit** wird durch zunehmende Bewässerung und die sich verringende Pufferkapazität der abschmelzenden Gletscher insbesondere in der Tro-

ckenzeit reduziert und ist abgesehen von der Bergfußzone durch die hohe interannuelle Niederschlagsvariabilität unbeständig.

Die **Niederschlagsvariabilität** in dem Bereich der Großranches und Gruppenranches, wo Viehzucht betrieben wird, ist hoch. Als Folge variiert die jährliche NDVI-Summe um bis zu 18 % in den Jahren 1999-2004. Im annualen Verlauf ist die Variation der Monatssummen bis zu 27 %. Dies trifft insbesondere die **nomadische Bevölkerung**, da durch Landaufteilung und Ausweitung der Landwirtschaft, ihre Mobilität eingeschränkt ist und in den zugänglichen Gebieten bereits eine Vegetationsdegradation erfolgte. So weisen beispielsweise auf dem Gebiet, das in Parzellen unterteilt ist, 28 % der Fläche einen hohen Bodenanteil aus (Lichte Grassavanne, lichte Strauchsavanne und lichte Baumsavanne) im Gegensatz zu 11 % auf den Viehranches. Ein Großteil der kleinbäuerlichen Parzellen liegt außerhalb der ertragsicheren Regionen, so dass Feldanbau ohne Bewässerung nur unregelmäßig oder gar nicht betrieben werden kann. Die als Weide genutzten, unbestellten Parzellen werden willkürlich intensiv beweidet und es kommt oft zu Übernutzung. Als Folge der Überweidung verzeichnen in dem Gebiet der **kleinbäuerlichen Farmen** 31 % der Fläche einen Vegetationsverlust seit mindestens 1995 zum Teil seit 1987. Zusätzlich spielt die massive Holzentnahme zur Kohlegewinnung in den frei zugänglichen unterteilten Gebieten eine große Rolle. So befindet sich lediglich auf 11 % der Fläche Baumsavanne im Gegensatz zu den Viehranches mit 41 %.

Insgesamt unterstreichen diese Ergebnisse die zunehmend schwierige Situation der Nomaden und subsistenten Bauern in der Region und die Notwendigkeit von nachhaltigem Ressourcenmanagement in dem Gebiet insbesondere vor dem Hintergrund der wachsenden Bevölkerungszahlen.

Eine weiterführende Analyse der ökonomischen Gegebenheiten im Gebiet könnte Aufschluss geben, inwiefern die Bevölkerung die Möglichkeit hat, einem Erwerb ausserhalb der Farmen nachzugehen und so die Nachfrage nach Land- und Wasser zu verringern. Damit bestätigt sich im Untersuchungsgebiet der globale Trend, dass der menschliche Einfluss einen sehr großen Anteil an den Vegetationsveränderungen hat, sowie die Notwendigkeit, diese Veränderungen im Zusammenhang mit den sozialen Gegebenheiten zu analysieren.

Die Analyse der unterschiedlichen **methodischen Ansätze** brachte folgende Erkenntnisse:

-
- Eine **Fusion von MERIS- und ASAR-Daten** bringt eine Verbesserung der Klassifikationsergebnisse im Vergleich zu der Klassifikation der Daten eines einzelnen der beiden Sensoren. Mit einer Maximum Likelihood Klassifikation eines einfachen Layerstack werden die höchsten Klassifikationsgenauigkeiten erzielt (64 %), gefolgt von 62 % bei der Klassifikation mit Neuronalen Netzen. Die Klassifikationen des Hauptkomponenten- und HSV-Transformations-Datensatzes erreichen geringere Genauigkeiten. Der Vorteil der Klassifikation des kombinierten Datensatzes zu der MERIS-Klassifikation liegt hauptsächlich in der verbesserten räumlichen Auflösung und in einer etwas verbesserten Erfassungsgenauigkeit der Klassen mit einem erhöhten Bodenanteil. Ein Klassifikationsproblem stellen die kleinbäuerlichen Farmen dar, die durch ihre diversen Anbauprodukte auf kleinstem Raum spektral schwer zu differenzierende Flächen darstellen. Mit ASAR alleine kann trotz zusätzlicher Texturmaße keine zufriedenstellende Klassifikation erreicht werden, außer für die Klassen Bergwald und Siedlung.

Die Untersuchung der statistischen Klassentrennbarkeit zeigte im Allgemeinen für die HH-Polarisation bessere Ergebnisse, insbesondere für die Vegetationsklassen mit einem hohen Bodenanteil. Die höchste Trennbarkeit wird über die Kombination der unterschiedlichen **Polarisationen** erreicht, jedoch auch hier werden lediglich große landwirtschaftliche Flächen, Wald und Siedlung mit einer hohen Genauigkeit klassifiziert. Es scheint, dass in diesem Ökosystem mit einem hohen Anteil natürlicher Vegetation, die Vorteile alternative Polarisationen zur Verfügung zu haben das schlechtere Signal-zu-Rausch-Verhältnis nicht aufwiegen.

In einer künftigen Untersuchung könnte getestet werden, ob durch Hinzunahme von L-Band-Daten des neuen ALOS-Sensors zu ASAR die Mikrowellen-Klassifikation in diesem Gebiet zufriedenstellende Ergebnisse liefert. Des Weiteren wäre der Ansatz vielversprechend, eine Objekt-Segmentierung aufgrund von Multitemporalität geglätteten ASAR-Daten zu berechnen und anschließend eine wissensbasierte Klassifikation mit Hilfe der multi-temporalen und -spektralen MERIS-Daten um die Klassifikationsgenauigkeit zu erhöhen.

- Der Einsatz von **digitalen Luftbildern, aus einem Flugzeug aufgenommen**, stellt in einem so heterogenen Gebiet eine kostengünstige Ergänzung zu

den Felddaten dar. Insbesondere als Vergleich zu grob aufgelösten Daten ermöglichen sie eine detaillierte und objektive Erfassung der Flächen. Je nach Anwendung muss bei den Aufnahmen darauf geachtet werden, dass der Kontrast und die Auflösung im Bild hoch genug sind, um alle gewünschten Merkmale differenzieren zu können (z.B. Sträucher und Bäume).

- Alle neuen **Vegetationsindizes aus MERIS-Daten, MGVI, REP und MTCI, sowie die ASAR-Rückstreuung der HH, VV und HV-Polarisation** weisen einen Trend entlang des Niederschlagsgradienten auf. Mit sich verringerndem Niederschlag nehmen die Werte der Indizes und Radar-Rückstreuung ab. Für keinen Index oder Polarisation der Radar-Rückstreuung lassen sich über den Variationskoeffizienten (Vk) und Mittelwert die verschiedenen Vegetationsklassen eindeutig trennen. Insgesamt zeichnen sich degradierte Flächen jedoch mehrheitlich durch einen geringeren Mittelwert und einen hohen Vk aus.

Der **Vk und Mittelwert** sind einfache Maße, mit denen Flächen abgegrenzt werden können, die potenziell Degradation aufweisen. In semiariden Ökosystemen mit einer ausgeprägten Trocken- und Regenzeit hat der annuelle Vk eine ähnliche Aussagekraft wie der interannuelle Vk bezüglich der Charakteristik der Vegetationsklassen. Die Aussage ist jedoch nicht eindeutig und gute Lokalkenntnisse sind notwendig, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.

- Die Ausprägung der **Phänologie** wird von dem aktuellen Niederschlagsgeschehen bestimmt. Unterschiede in der Phänologie je Vegetationsklasse scheinen nur bei geringen Niederschlagsmengen in einem unterschiedlichen Beginn der Vegetationsperiode zum Tragen zu kommen. Die mehrjährigen Mittelwerte geben die grundsätzlichen Niederschlagsmuster der einzelnen Regenzeiten wieder.

Mit Hilfe der phänologischen Maße aus Fernerkundungsdaten können ertrags-sichere Regionen ausgewiesen werden. Dies ist insbesondere für Regionen mit einer schlechten meteorologischen Datengrundlage, die ansonsten für eine solche Analyse notwendig wäre, eine gute Alternative. Fernerkundungsdaten sind flächendeckend vorhanden, die Methode zur Ausweisung ertragssicherer Regionen lässt sich problemlos in andere Gebiete und auf unterschiedliche Anbauprodukte übertragen.

Zudem kann die Analyse von Beginn und Länge der Vegetationsperioden Aufschluss über Klimaveränderungen geben. Durch die Unterteilung je Vegetationsperiode können Veränderungen differenziert analysiert werden. Dieses ist besonders wichtig, da die einzelnen Regenzeiten eine unterschiedliche Genese haben.

- Die **Korrelation zwischen Niederschlag und NDVI** ist hoch (0,75 für Strauchsavanne bis 0,87 für eine gemischte Landbedeckung) abgesehen für den immergrünen Wald. Bis auf die Stationen im Wald ist kein klassenspezifischer Unterschied bei den Korrelationen festzustellen. Dies könnte an der geringen Stichprobe und der gemischten Bedeckung innerhalb der Pixel liegen.

Das niederschlagsärmste Jahr 2000 weist sehr unterschiedliche Korrelationen auf, während für das niederschlagsreichste Jahr die höchsten Korrelationen berechnet werden. Dieses Ergebnis stärkt die Vermutung, dass bei geringem Niederschlag die Vegetationsbedeckung einen entscheidenderen Einfluss auf die Reaktion der Vegetation hat, während hohe Niederschläge die Vegetationsreaktion relativ klassenunabhängig beeinflussen.

- Über die Analyse von geringen NDVI-Veränderungen über eine Zeitreihe von LANDSAT und ASTER, die einen konstanten Trend aufweisen, kann auf **Modifikationen** innerhalb einer Vegetationsklasse geschlossen werden.

Die **multitemporale CVA** zeigt in semiariden Ökosystemen hingegen vor allem Änderungen von photosynthetisch aktiven Vegetationsklassen, die einer interannuellen Variation unterliegen. Geringe Änderungen werden aufgrund der höheren niederschlagsbedingten Veränderungen nicht erkannt.

Eine Untersuchung, ob mit den niederschlagsbedingten Ergebnissen der multitemporalen CVA eine Korrektur des Niederschlagseinflusses von anderen Veränderungsbildern möglich ist, wäre eine interessante Fortführung dieser Analysen.

- Die Vegetationsveränderungen gemessen mit Hilfe der multitemporalen Veränderungsmagnitude sind vor allem auf Änderungen der photosynthetischen Aktivität der einzelnen Vegetationsperioden zurückzuführen und kaum auf Änderungen von deren Beginn oder Länge.

- Der Trend des **annuellen Variationskoeffizient als Indikator für Degradation** steht in dem hier untersuchten semihumiden bis semiariden Raum in keinem direkten Zusammenhang zu degradierten Flächen.

Kleinere Flächen mit einem hohen interannuellen V_k der jährlichen NDVI-Summe umgeben von einem geringen interannuellen V_k sind ein Zeichen für eine fortschreitende Vegetationsdegradation.

Das Konzept, den Aspekt der verminderten Vegetationsbedeckung als eine Ausprägung der Degradation zu untersuchen, ist regional gebunden. Falls nicht der Prozess beobachtet werden kann, sondern eine Bestandsaufnahme einer Vegetationsbedeckung erfolgt, geben erst zusätzliche Informationen Aufschluss über eine eventuelle Degradation.

In zukünftigen Untersuchungen könnten die Analysen auf andere Ausprägungen der Vegetationsdegradation wie die veränderte Vegetationskomposition, das Verhältnis von annuellen zu mehrjährigen Pflanzen oder von Futterpflanzen zu ungenießbaren Pflanzen, sowie von Stresssymptomen wie Wasser- und Nährstoffmangel ausgeweitet werden.

Ein Problem stellt zur Zeit noch der Mangel an hochaufgelösten flächendeckenden Niederschlagsdaten dar, die die Erfassung von degradierten Flächen und auch eine bessere Trennung von menschlichem und klimatischen Einfluss ermöglichen. Die derzeit erhältlichen Rainfall Estimates (RFE) sowie Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM)-Daten sind nur in einer relativ groben räumlichen Auflösung erhältlich mit einer 8x8 km² Auflösung für die RFE-Daten und einer 0,25°x0,25° Auflösung für die TRMM-Daten.

Die unterschiedlichen Datensätze helfen, Prozesse genauer zu verstehen und ein besseres Verständnis für den Raum zu entwickeln. Während mit der multispektralen Information von MERIS die aktuelle Bedeckung erfasst, und mit ASAR die räumliche Auflösung erhöht wird, dienen die Zeitreihen von SPOT VEGETATION und LANDSAT/ASTER zur Analyse der Vegetationsdynamik. Die Vegetationsindizes von MERIS bergen ein hohes Potenzial für die Beobachtung der Ökosysteme und speziell von Degradationserscheinungen, wie z.B. Pflanzenstress, zusätzlich zu der Bestimmung der Vegetationsbedeckung.

Insgesamt bilden die in dieser Studie analysierten Aspekte der Vegetationsbedeckung und Vegetationsdynamik eine umfassende Grundlage, um die Vegetationsent-

wicklung und Degradation in diesem fragilen Ökosystem weiterhin zu beobachten. Weiterhin können sie als Basis für Implementierungen von Entscheidungsunterstützungssystemen dienen. Und schließlich leisten die Forschungsergebnisse als Detailanalyse der Vegetationsdynamik auf lokaler bis regionaler Ebene einen Beitrag zu einem besseren Gesamtverständnis der globalen Veränderungen.

Literaturverzeichnis

- Abdi, H. (2007):** Partial Least Square Regression PLS-Regression. In: **Salkind, N. J. (Hrsg.):** Encyclopedia of Measurement and Statistics. Thousand Oaks: Sage, 740–744. 133
- Achard, F. et al. (2002):** Determination of deforestation rates in the world's humid tropical forests. *Science*, 297, 999–1002. 6, 9
- Al Bakri, J.T. & Suleiman, A.S. (2004):** NDVI response to rainfall in different ecological zones in Jordan. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 19, 3897–3912. 118
- Albertz, J. (2001):** Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. 72
- Anyamba, A. & Tucker, C.J. (2005):** Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981-2003. *Journal of Arid Environments*, 63, Nr. 3, 596–614. 9, 108
- Anys, H. & He, D.C. (1995):** Evaluation of textural and multipolarization radar features for crop classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33, Nr. 5, 1170–1180. 55, 58, 61, 65
- Aplin, P. (2004):** Remote sensing: land cover. *Progress in Physical Geography*, 28, Nr. 2, 283–293. 9, 53
- Aplin, P. (2006):** On scales and dynamics in observing the environment. *International Journal of Remote Sensing*, 27, Nr. 11, 2123–2140. 11
- Archer, S., Boutton, T.W. & Hibbard, K.A. (2001):** Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In: **Schulze, E.-D. et al. (Hrsg.):** Global biogeochemical cycles. *The Climate System.*, 115–137. 8
- Atkinson, P.M. & Aplin, P. (2004):** Spatial variation in land cover and choice of spatial resolution for remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 18, 3687–3702. 11

- Bacour, C. et al. (2006):** Neural network estimation of LAI, fAPAR, fCover and LAIxC(ab), from top of canopy MERIS reflectance data: Principles and validation. *Remote Sensing of Environment*, 105, Nr. 4, 313–325. 94
- Bader, F.J.W. (1979):** Vegetationsgeographie - Ostafrika: (Kenya, Uganda, Tanzania) 2°N - 2°N, 32°E - 38°E ; Klimatypen der Tropen. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 20, 25, 28, 29
- Baranoski, G.V.G. & Rokne, J.G. (2005):** A practical approach for estimating the red edge position of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 26, Nr. 3, 503–521. 93, 95
- Barbosa, H.A., Huete, A. & Baethgen, W.E (2006):** A 20-year study of NDVI variability over the Northeast region of Brazil. *Journal of Arid Environments*, 67, Nr. 2, 288–307. 96
- Baret, F. et al. (1987):** Monitoring wheat canopies with a high spectral resolution radiometer. *Remote Sensing of Environment*, 22, 367–378. 95
- Bayarjargal, Y. et al. (2006):** A comparative study of NOAA - AVHRR derived drought indices using change vector analysis. *Remote Sensing of Environment*, 105, Nr. 15, 9–22. 124
- Begni, G. (2002):** Editorial. *ISPRS*, 7, Nr. 2, 6–7. 12
- Berger, P (1989):** Rainfall and agroclimatology of the Laikipia plateau, Kenya. *Geographica Bernensia. African studies series A7*. 21, 22, 26, 29, 30
- Birkett, A. & Stevens-Wood, B. (2005):** Effect of low rainfall and browsing by large herbivores on an enclosed savannah habitat in Kenya. *African Journal of Ecology*, 43, Nr. 2, 123–130. 29
- Boochs, F. et al. (1990):** Shape of the red edge as vitality indicator for plants. *International Journal of Remote Sensing*, 11, Nr. 10, 1741–1753. 95
- Borak, J.S., Lambin, E.F. & Strahler, A.H. (2000):** The use of temporal metrics for land cover change detection at coarse spatial scales. *International Journal of Remote Sensing*, 21, Nr. 6/7, 1415–1432. 124, 129
- Bourg, L. & Obolensky, G. (2006):** Evolution of the Meris instrument processing facility. (URL: http://earth.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERIS_IPF_evolution.pdf) – besucht am 9.8.2007. 42
- Bradley, B.A. & Mustard, J.F. (2005):** Identifying land cover variability distinct from land cover change: Cheatgrass in the Great Basin. *Remote Sensing of Environment*, 94, Nr. 2, 204–213. 9, 91

- Briske, D.D., Fuhlendorf, S.D. & Smeins, F.E. (2003):** Vegetation dynamics on rangelands: A critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology*, 40, Nr. 4, 601–614. 147
- Brockmann Consult (2005):** Smile Correction - Algorithm Specification. (URL: http://www.brockmann-consult.de/beam/doc/help/processors/smile_corr/SmileCorrAlgorithmSpecification.html) – besucht am 6.8.2007. 43
- Budde, M.E. et al. (2004):** Assessing land cover performance in Senegal, West Africa using 1-km integrated NDVI and local variance analysis. *Journal of Arid Environments*, 59, 481–498. 118, 147
- Bussmann, R.W. (1996):** Destruction and management of Mount Kenya's forests. *Ambio*, 25, Nr. 5, 314–317. 27, 29, 52
- Canty, M. (1999):** Fernerkundung mit neuronalen Netzen. Theorie, Algorithmen, Programme. Renningen-Malmsheim: Expert Verlag. 73
- Canty, M. (2006):** Image analysis, classification and change detection in remote sensing: with algorithms for ENVI/IDL. Boca Raton, London, New York: Taylor and Francis. 48
- Capstick, D. & Harris, R. (2001):** The effects of speckle reduction on classification of ERS SAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 22, Nr. 18, 3627–3641. 46
- Carr, J. & Miranda, F. Pellon de (1998):** The semivariogram in comparison to the co-occurrence matrix for classification of image texture. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36, Nr. 6, 1945–1952. 60
- Central Bureau of Statistics (1970):** Kenya population census 1969. Volume I. Nairobi, Kenya. 35
- Central Bureau of Statistics (1981):** Kenya population census 1979. Volume I. Nairobi, Kenya. 35
- Central Bureau of Statistics (1994):** Kenya population census 1989. Volume I. Nairobi, Kenya. 33, 35
- Central Bureau of Statistics (2001):** The 1999 Population and Housing Census. Volume I. Nairobi, Kenya. 33, 35
- Chavez, P.S.Jr., Sides, S.C. & Anderson, J.A. (1991):** Comparison of three different methods to merge multi-resolution and multi-sectoral data: Landsat TM and SPOT Panchromatic. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 57, Nr. 3, 295–303. 72

- Chen, J. et al. (2003):** Land-use-/land-cover change detection using improved Change-Vector Analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69, Nr. 4, 369–379. 124
- Chust, G., Ducrot, D. & Pretus, J.L.L. (2004):** Land cover discrimination potential of radar multitemporal series and optical multispectral images in a Mediterranean cultural landscape. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 17, 3513–3528. 71
- Clevers, J.G.P.W. et al. (2004):** Land cover classification with the Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS). *EARSel eProceedings*, 3, Nr. 3, 354–362. 54, 77
- Clevers, J.G.P.W. et al. (2002):** Derivation of the red edge index using the MERIS standard band setting. *International Journal of Remote Sensing*, 23, Nr. 16, 3169–3184. 93, 95
- Coppin, P. et al. (2004):** Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 9, 1565–1596. 123
- Crist, E. P. & Cicone, R. C. (1984):** A Physically-Based Transformation of Thematic Mapper Data - The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 22, Nr. 3, 256–263. 10
- Curran, P. J. & Steele, C. M. (2005):** MERIS: the re-branding of an ocean sensor. *International Journal of Remote Sensing*, 26, Nr. 9, 1781–1798. 39
- Danson, F.M. & Plummer, S.E. (1995):** Red-edge response to forest leaf area index. *International Journal of Remote Sensing*, 16, Nr. 1, 183–188. 95
- Dash, J. & Curran, P.J. (2004):** The MERIS terrestrial chlorophyll index. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 23, 5403–5413. 94, 96, 97
- Dash, J. et al. (2007):** Land cover classification using multi-temporal MERIS vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, 28, Nr. 6, 1137–1159. 54, 94
- Davenport, M.L. & Nicholson, S.E. (1993):** On the relation between rainfall and the Normalized Difference Vegetation Index for diverse vegetation types in East Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 14, Nr. 12, 2369–2389. 118, 121, 147
- Dawson, T.P. (2000):** The potential for estimating chlorophyll content from a vegetation canopy using the Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS). *International Journal of Remote Sensing*, 21, Nr. 10, 2043–2051. 95

- Dawson, T.P. & Curran, P.J. (1998):** A new technique for interpolating the reflectance red edge position. *International Journal of Remote Sensing*, 19, Nr. 11, 2133–2139. 93, 95
- DeFries, R.S., Foley, J.A. & Asner, G.P. (2004):** Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 249–257. 33
- Dekker, R.J. (2003):** Texture analysis and classification of ERS SAR images for map updating of urban areas in The Netherlands. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41, Nr. 9, 1950–1958. 55, 58, 60, 61
- Delbarta, N. et al. (2006):** Remote sensing of spring phenology in boreal regions: A free of snow-effect method using NOAA-AVHRR and SPOT-VGT data (1982 - 2004). *Remote Sensing of Environment*, 101, 52–62. 108
- Di Gregorio, A. & Jansen, L.J M. (2000):** Land cover classification system (LCCS). Rom: FAO. 88
- Di Gregorio, A. & Jansen, L.J.M. (1998):** Land cover classification system (LCCS): Classification concepts and user manual. Rom: FAO. 59, 87, 88
- Dobson, C., Ulaby, F. & Pierce, L. (1995):** Land-Cover classification and estimation of terrain attributes using synthetic aperture radar. *Remote Sensing of Environment*, 51, 199–214. 55
- Dougill, A.J., Thomas, D.S.G. & Heathwaite, A.L. (1999):** Environmental change in the Kalahari: Integrated land degradation studies for nonequilibrium dryland environments. *Annals of the Association of American Geographers*, 89, Nr. 3, 420–442. 13, 28
- Durieux, L. et al. (2007):** Object-oriented and textural image classification of the Siberia GBFM radar mosaic combined with MERIS imagery for continental scale land cover mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 28, Nr. 18, 4175–4182. 54
- Dutra, L.V. & Huber, R. (1998):** Feature extraction and selection for ERS-1/2 InSAR classification. *International Journal of Remote Sensing*, 20, Nr. 5, 993–1016. 55, 60, 61
- Eklundh, L. (1998):** Estimating relations between AVHRR NDVI and rainfall in East Africa at 10-day and monthly time scales. *International Journal of Remote Sensing*, 19, Nr. 3, 563–568. 118

- Eklundh, L. & Olsson, L. (2003):** Vegetation index trends for the African Sahel 1982-1999. *Geophysical Research Letters*, 30, Nr. 8, 1430–1433. 108
- Emerton, L. (1999):** Mount Kenya: The economics of community conservation. Band 6, IIED. 30, 128
- ESA (2002):** ASAR Product Handbook. [⟨URL: http://envisat.esa.int/handbooks/asar/CNTR.htm⟩](http://envisat.esa.int/handbooks/asar/CNTR.htm) – besucht am 8.8.2007. 45, 46
- ESA (2005):** MERIS smile effect characterization and correction. [⟨URL: http://earth.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERIS_Smile_Effect.pdf⟩](http://earth.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERIS_Smile_Effect.pdf) – besucht am 6.8.2007. 43
- ESA (2006):** MERIS Product Handbook. [⟨URL: http://envisat.esa.int/handbooks/meris/⟩](http://envisat.esa.int/handbooks/meris/) – besucht am 6.8.2007. 40, 41
- ESA Data User Element: GLOBCOVER.** [⟨URL: http://dup.esrin.esa.int/projects/summary68.asp⟩](http://dup.esrin.esa.int/projects/summary68.asp) – besucht am 29.1.2008. 80
- Evans, J. & Geerken, R. (2004):** Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environments*, 57, Nr. 4, 535–554. 10
- Fang, J. et al. (2001):** Interannual Variability in Net Primary Production and Precipitation. *Science*, 293, 1723a. 96, 104, 148
- FAO (1978):** Report on the Agro-Ecological Zones Project. Vol. 1: Methodology and Results for Africa. FAO World Soil Resources Report 48. Rom. 116
- FAO (2002):** Africover Regional Land Cover Database. [⟨URL: http://www.africover.org⟩](http://www.africover.org) – besucht am 10.1.2008. 54
- Fensholt, R., Sandholt, I. & Stisen, S. (2006):** Evaluating MODIS, MERIS, and VEGETATION - Vegetation indices using in situ measurements in a semiarid environment. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44, Nr. 7, 1774–1786. 54
- Filella, I. & Peñuelas, J. (1994):** The red edge position and shape as indicators of plant chlorophyll content, biomass and hydric status. *International Journal of Remote Sensing*, 15, Nr. 7, 1459–1470. 93, 94, 95
- Flury, M. (1987):** Rain-fed agriculture in Central Division (Laikipia District, Kenya). Suitability, constraints and potential for providing food. *Geographica Bernensia. African studies series A 6*. 116, 142, 150, 151, 152

- Foley, J.A. et al. (2005):** Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, Nr. 5734, 570–574. 5, 6, 7, 12, 13, 33, 141
- Friedl, M.A. et al. (2002):** Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83, Nr. 1-2, 287–302. 80, 85, 88
- Fritz, S. et al. (2003):** Harmonisation, mosaicing and production of the Global Land Cover 2000 database. ISPRA, Italien: Joint Research Centre (JRC). 80
- Galvin, K.A. et al. (2001):** Impacts of climate variability on East African pastoralists: Linking social science and remote sensing. *Climate Research*, 19, 161–172. 10
- Gathaara, G.N. (1999):** Aerial survey of the destruction of Mt. Kenya, Imenti and Ngare Ndare Forrest Reserves. Nairobi, Kenya: Kenya Wildlife Service. 29, 30, 128
- Geerken, R. & Ilaiwi, M. (2004):** Assessment of rangeland degradation and development of a strategy for rehabilitation. *Remote Sensing of Environment*, 90, Nr. 4, 490–504. 10
- Geist, H. & Lambin, E.F. (2004):** Dynamic causal patterns of desertification. *BioScience*, 54, 817–829. 9
- Gichuki, F.N. (2002):** Water conflicts in the upper Ewaso Ngiro North basin: Causes, impacts and management strategies. *Water Resources Research* 40, Nr. W08S03, doi: 10.1029/2004WR003106. 31, 35
- Gichuki, F.N. et al. (1998):** Scarce water: Exploring resource availability, use and improved management. *Eastern and Southern Africa Geographical Journal*, 8, Special Number, 15–28. 19, 24, 26, 31
- Gichuki, F.N., Liniger, H. & Schwilch, G. (1998):** Knowledge about highland - Lowland interactions: The role of a natural resource information system. *Eastern and Southern Africa Geographical Journal*, 8, Special Number, 5–14. 25
- Gillson, L. & Hoffman, M.T. (2007):** Rangeland ecology in a changing world. *Science*, 315, 53–54. 147
- Giri, C., Zhu, Z. & Reed, B. (2005):** A comparative analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS land cover data set. *Remote Sensing of Environment*, 94, 123–132. 87
- GLP (2005):** Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report No. 53/IHDP Report No. 19. Stockholm: IGBP Secretariat, 64. 1, 3, 5, 12, 13

- Gobron, N. et al. (2005):** The state of vegetation in Europe following the 2003 drought. *International Journal of Remote Sensing*, 26, Nr. 9, 2013–2020. 10, 94
- Gobron, N. et al. (1999):** The MERIS Global Vegetation Index (MGVI): description and preliminary application. *International Journal of Remote Sensing*, 20, Nr. 9, 1917–1927. 93, 94
- Gobron, N. et al. (2002):** Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS): An optimized FAPAR Algorithm Theoretical Basis Document. Institute for Environment and Sustainability – Technischer Bericht. 94
- Govaerts, Y. et al. (1999):** Designing optimal spectral indices: a feasibility and proof of concept study. *International Journal of Remote Sensing*, 20, Nr. 9, 1853–1873. 94
- Guyot, G. (1992):** Imaging spectroscopy for vegetation studies. Dordrecht: Kluwer, 145–165. 95
- Haack, B. & Bechdol, M. (2000):** Integrating multisensor data and RADAR texture measures for land cover mapping. *Computers & Geosciences*, 26, 411–421. 54, 55, 69, 71
- Hansen, M.C. et al. (2002):** Development of a MODIS tree cover validation data set for Western Province, Zambia. *Remote Sensing of Environment*, 83, Nr. 1-2, 320–335. 9, 10
- Harris, J.R., Murray, R. & Hirose, T. (1990):** HS transform for the integration of radar imagery with other remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56, Nr. 12, 1631–1641. 71
- Hastenrath, S. (2005):** The glaciers of Mt. Kenya 1899-2004. *Erdkunde*, 59, 120–125. 31, 35
- Hastenrath, S. (2006):** Diagnosing the decaying glaciers of equatorial East Africa. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 265–271. 31
- Henderson, F.M. et al. (1998):** Contribution of SAR data and image concatenation in reducing optical sensor-derived urban land cover category confusion. (URL: <http://conferences.esa.int/98c07/abstracts/A060.HTM>) – besucht am 16.9.2007. 46, 71, 77, 98
- Henderson, F.M. & Lewis, J. (Hrsg.) (1998):** Manual of Remote Sensing: Principles and Applications of Imaging Radar. Band 2, New York: John Wiley & Sons, Inc.. 57, 58, 65

- Hermann, S. M., Anyamba, A. & Tucker, C.T. (2005):** Exploring relationship between rainfall and vegetation dynamics in the Sahel using coarse resolution satellite data. In: Proceedings of International Symposium on Remote Sensing of Environment, June 20-24, St. Petersburg.. 118
- Herold, N.D., Haack, B.N. & Solomon, E. (2004):** An evaluation of radar texture for land use/cover extraction in varied landscapes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Nr. 5, 113–128. 63
- Herold, N.D., Haack, B.N. & Solomon, E. (2005):** Radar spatial considerations for land cover extraction. *International Journal of Remote Sensing*, 26, Nr. 7, 1383–1401. 54, 55, 60, 64, 69
- Heumann, B.W. et al. (2007):** AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982 - 2005. *Remote Sensing of Environment*, 108, 385–392. 108
- Hill, J. & Mehl, W. (2003):** Geo- und radiometrische Aufbereitung multi- und hyperspektraler Daten zur Erzeugung langjähriger kalibrierter Zeitreihen. *Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation*, Nr. 1/2003, 7–14. 9
- Hill, J. et al. (2005):** Vegetation state change and consequent carbon dynamics in savanna woodlands of Australia in response to grazing, drought and fire: a scenario approach using 113 years of synthetic annual fire and grassland growth. *Australian Journal of Botany*, 53, Nr. 7, 715–739. 9, 28
- Horler, D.N.H., Dockray, M. & Barber, J. (1983):** The red edge position of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 4, Nr. 2, 273–288. 95
- Huang, S. & Siegert, F. (2004):** ENVISAT multisensor data for fire monitoring and impact assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 20, 4411–4416. 54
- Huete, A. et al. (2002):** Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, Nr. 1-2, 195–213. 10
- Huete, A.R. (1988):** A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295–309. 10
- Jeltsch, F. et al. (1997):** Analysing shrub encroachment in the southern Kalahari: a grid-based modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, 34, Nr. 6, 1497–1508. 28

- Jensen, J.R. (1996):** Introductory digital image processing. New Jersey: Prentice Hall. 53, 71, 72, 123, 124
- Jonckheere, I. et al. (2004):** Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 121, Nr. 1-2, 19–35. 10
- Jong, S.M. de (1994):** Derivation of the vegetation variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19, 165–178. 10
- Jong, S.M. de & Epema, G.F. (2001):** Imaging spectrometry for surveying and modelling land degradation. In: **Meer, F. Van der & Jong, S.M. de (Hrsg.):** Remote Sensing and Digital Image Processing. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 3, 65–108. 7, 10, 13
- Kagombe, K.J. & Gitonga, J. (2005):** Plantation establishment in Kenya - The shamba system case study. [URL: www.kenyaforests.org](http://www.kenyaforests.org) – besucht am 8.8.2007. 30
- Kasischke, E.S., Melack, J.M. & Dobson, C. (1997):** The use of imaging radars for ecological application - A review. *Remote Sensing of Environment*, 59, 141–156. 56, 57, 58, 124
- Kaufmann, R. K. (2004):** The effect of growing season and summer greenness on northern forests. *Geophysical Research Letter*, 31, Nr. 9, L09205, doi:10.1029/2004GL019608. 108
- Kenya National Bureau of Statistics:** Kenya Facts and Figures. [URL: www.cbs.go.ke/downloads/pdf/Kenyafacts2007.pdf](http://www.cbs.go.ke/downloads/pdf/Kenyafacts2007.pdf) – besucht am 22.11.2007. 1
- Kijazi, A.L. & Reason, C.J.C. (2005):** Relationships between intraseasonal rainfall variability of coastal Tanzania and ENSO. *Theoretical and Applied Climatology*, 82, 153–176. 22
- Kiteme, B.P. et al. (1998):** A highland-lowland system under transitional pressure: A spatio-temporal analysis. *Eastern and Southern Africa Geographical Journal*, 8, Special Number, 45–54. 19, 29, 32
- Klein, D. (2001):** Vergleich von Change Detection-Methoden im Mount Kenya-Gebiet. Geographisches Institut der Universität Bonn, Unveröffentlichte Diplomarbeit, 329–336. 54
- Klein, D., Poete, P. & Menz, G. (2002):** Das Potenzial der Change-Vector-Analyse zur Bestimmung von Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen

- dargestellt für die Mount-Kenya-Region. In: **Syfert, E. (Hrsg.):** Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie und Fernerkundung: Zu neuen Märkten auf neuen Wegen mit neuer Technik. Band 11., 2

- Klein, D. & Roehrig, J. (2006):** How does vegetation respond to rainfall variability in a semi-humid West African in comparison to a semi-arid East African environment? In: **Braun, M. (Hrsg.):** Proceedings of the 2nd Workshop of the EARSeL SIG on Land Use and Land Cover. Bonn, 148–156. 120
- Knapp, A.K. & Smith, M. D. (2001):** Variation Among Biomes in Temporal Dynamics of Aboveground Primary Production. *Science*, 291, 481–484. 96, 104, 148
- Kohler, T. (1987):** Land-use in Transition. *Geographica Bernensia. African studies series A5.* 30, 33, 35, 154
- Kraaij, T. & Milton, S.J. (2006):** Vegetation changes (1995–2004) in semi-arid Karoo shrubland, South Africa: Effects of rainfall, wild herbivores and change in land use. *Journal of Arid Environments*, 64, Nr. 1, 174–192. 28
- Kraus, K. (1990):** Fernerkundung, Band 2 - Auswertung photographischer und digitaler Bilder. Bonn: Dümmler. 72
- Künzi, E. et al. (1998):** Patterns of peasant livelihood strategies: Local actors and sustainable resource use. *Eastern and Southern Africa Geographical Journal*, 8, Special Number, 55–66. 30
- Kurvonen, L. & Hallikainen, M. (1999):** Textural information of multitemporal ERS-1 and JERS-1 SAR images with applications to land and forest type classification in boreal zone. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37, Nr. 2, 680–689. 55, 58, 60, 61, 66, 69
- Kyengo, I.N. (1999):** Actor perspective in charcoal production and trading activities in Laikipia. *Discussion Paper*, 41, -. 7
- Lamb, D.W. et al. (2002):** Estimating leaf nitrogen concentration in ryegrass (*Lolium* spp.) pasture using the chlorophyll red-edge: theoretical modelling and experimental observations. *International Journal of Remote Sensing*, 23, Nr. 18, 3619–3648. 93, 95
- Lambin, E.F., Geist, H.J. & Lepers, E. (2003):** Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, Nr. 1, 205–241. 5, 6, 7, 9, 12, 13

- Lambin, E.F. & Linderman, M. (2006):** Time series of remote sensing data for land change science. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44, Nr. 7, 1926–1928. 125
- Lambin, E.F. & Strahler, A. (1994):** Multitemporal change-vector analysis: A tool to detect and categorise land-cover change processes using high temporal resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48, 231–244. 129
- Lambin, E.F. et al. (2001):** The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261–269. 124
- Lambin, F. et al. (2005):** Coupled human-environment system approaches to desertification: linking people to pixels. In: *RGLDD Conference*. Trier, 439–442. 9
- Lee, J.S. et al. (1994):** Speckle filtering of synthetic aperture radar images: A Review. *Remote Sensing Reviews*, 8, 313–340. 46
- Li, J. et al. (2004):** Evaluation of land performance in Senegal using multi-temporal NDVI and rainfall series. *Journal of Arid Environments*, 59, Nr. 3, 463–480. 10, 147
- Li, W. et al. (1998):** Classification of SAR images using morphological texture features. *International Journal of Remote Sensing*, 19, Nr. 17, 3399–3410. 58
- Linderholm, H.W. (2006):** Growing season changes in the last century. *Agricultural and Forest Meteorology*, 137, 1–14. 108
- Linderman, M. et al. (2005):** Land-cover change and vegetation dynamics across Africa. *Journal of Geophysical Research* 110, Nr. D12104, doi: 10.1029/2004JD005521. 3, 11, 124, 130, 132, 133, 136
- Liniger, H. et al. (1998):** Pressure on the land: The search for sustainable use in a highly diverse environment. *Eastern and Southern Africa Geographical Journal*, 8, Special Number, 29–45. 25, 26, 54, 59
- Lloyd, D. (1990):** A phenological classification of terrestrial vegetation cover using shortwave vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 11, Nr. 12, 2269 – 2279. 109
- Loveland, T.R. et al. (2000):** Development of a Global Land Cover Characteristics Database and IGBP DISCover from 1-km AVHRR Data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, Nr. 6/7, 1303–1330. 80
- Lu, D. (2006):** The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27, Nr. 7, 1297–1328. 9

- Lu, D. et al. (2004):** Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20, Nr. 12, 2365–2407. 123
- Lupo, F. et al. (2007):** Categorization of land-cover change processes based on phenological indicators extracted from time series of vegetation index data. *International Journal of Remote Sensing*, 28, Nr. 11, 2469–2483. 124, 132, 133
- Lupo, F., Reginster, I. & Lambin, E.F. (2001):** Monitoring land-cover changes in West Africa with SPOT Vegetation: impact of natural disasters in 1998–1999. *International Journal of Remote Sensing*, 22, Nr. 13, 2633–2639. 11, 124, 129, 132
- Malila, W.A. (1980):** Change Vector Analysis: An approach for detecting forest changes with Landsat. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Machine Processing of Remotely Sensed Data 1980*, Nr. 6th Annual Symposium, 326–335. 129
- Mayaux, P. et al. (2003):** A land cover map of Africa; Carte de l'occupation du sol de l'Afrique. (URL: http://www-gvm.jrc.it/glc2000/Products/africa/GLC2000_africa3.pdf) – besucht am 4.10.2006. 80, 85, 87
- Menz, G. (1993):** Niederschlag und Biomasse in den wechselfeuchten Tropen Ostafrikas. Neuere Methoden zur quantitativen Erfassung klimaökologischer Raumparameter aus digitalen Satellitendaten (Meteosat und NOAA). Habilitationsschrift eingereicht bei der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bonn.. 2
- Milich, L. & Weiss, E. (2000):** GAC NDVI interannual coefficient of variation (CoV) images: ground truth sampling of the Sahel along north-south transects. *International Journal of Remote Sensing*, 21, Nr. 2, 235–260. 9, 96, 104, 144, 150
- Millennium Ecosystem Assessment (2005):** Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press. 1, 5, 8, 12, 53
- Moulin, S. et al. (1997):** Global-Scale assessment of vegetation phenology using NOAA/AVHRR satellite measurements. *Journal of Climate*, 10, 1154–1170. 109
- Musick, H.B., Schaber, G.S. & Breed, C.S. (1998):** AIRSAR studies of woody shrub density in semiarid rangeland : Jornada del Muerto, New Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 66, Nr. 1, 29–40. 58

- Mutai, C.C. & Ward, M.N. (2000):** East African rainfall and the tropical circulation/convection on intraseasonal to interannual timescales. *Journal of Climate*, 13, 3915–3939. 22, 113
- Myneni, R.B. et al. (1997):** Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, 386, Nr. 6626, 698–702. 9, 108
- Myneni, R.B., Nemani, R.R. & Running, S. (1997):** Estimation of global Leaf Area Index and absorbed PAR using radiative transfer models. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35, Nr. 6, 1380–1393. 10
- NASA (2001):** Landsat 7 Science data users handbook. \langle URL: <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/handbook.html> \rangle – besucht am 16.8.2007. 49
- NASA (2003):** Studying Earth's Environment from Space. \langle URL: <http://www.ccpo.odu.edu/SEES/index.html> \rangle – besucht am 12.9.2007. 56
- NASA (2007):** ASTER - Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer. \langle URL: http://terra.nasa.gov/About/ASTER/about_aster.html \rangle – besucht am 1.8.2007. 4, 48, 49
- Niederer, P. (2000):** Classification and Multitemporal Analysis of Land Use and Land Cover in the Upper Ewaso Ng'iro Basin (Kenya) using Satellite Data and GIS. Universität Bern Unveröffentlichte Diplomarbeit. 54
- Nielsen, A.A., Conradsen, K. & Simpson, J.J. (1998):** Multivariate Alteration Detection (MAD) and maf postprocessing in multispectral, bitemporal image data: New approaches to change detection studies. *Remote Sensing of Environment*, 64, Nr. 1, 1–19. 48
- Nunez, J. et al. (1999):** Multiresolution based image fusion with additive wavelet decomposition. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37, Nr. 3, 1204–1211. 71
- Oba, G. et al. (2003):** Scale-dependent effects of grazing on rangeland degradation in northern Kenya: A test of equilibrium and non-equilibrium hypothesis. *Land Degradation and Development*, 14, Nr. 1, 83–94. 147
- Okello, B.D., O'Conner, T.G. & Young, T.P. (2001):** Growth, biomass estimates and charcoal production of *Acacia drepanolobium* in Laikipia, Kenya. *Forest Ecology and Management*, 142, 143–153. 7, 29, 142
- Pampaloni, P. & Sarabandi, K. (2004):** Microwave Remote Sensing of Land. *The Radio Science Bulletin*, 308, 30–48. 58

- Petit, C., Scudder, T. & Lambin, E.F. (2001):** Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia. *International Journal of Remote Sensing*, 22, Nr. 17, 3435–3456. 9
- Podest, E. & Saatchi, S.S. (2002):** Application of multiscale texture in classifying JERS-1 radar data over tropical vegetation. *International Journal of Remote Sensing*, 23, Nr. 7, 1487–1506. 55, 61, 63, 64
- Pohl, C. & Van Genderen, J.L. (1998):** Multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, 19, Nr. 5, 823–854. 73
- Prasad, T.S. & Gupta, R.K. (1998):** Texture based classification of multitime SAR images - a case study. *Geocarto International*, 13, 53–62. 60
- Pu, R. et al. (2003):** Extraction of Red Edge optical parameters from Hyperion data for estimation of forest Leaf Area Index. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41, Nr. 4, 916–921. 93, 94, 95
- Rahman, H. & Dedieu, G. (1994):** SMAC: a simplified method for the atmospheric correction of satellite measurements in the solar spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 15, Nr. 1, 123–143. 43
- Rast, M., Bezy, J.L. & Bruzzi, S. (1999):** The ESA Medium Resolution Imaging Spectrometer MERIS - a review of the instrument and its mission. *International Journal of Remote Sensing*, 20, Nr. 9, 1681–1702. 39, 40
- Reed, B.C. et al. (1994):** Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5, 703–714. 109
- Reid, R.S. et al. (2005):** The changing face of pastoral systems in grass - dominated ecosystems of eastern Africa. In: **Suttie, J.M., Reynolds, S.G. & Batello, C. (Hrsg.):** Grasslands of the world. FAO, Plant production and protection series 34, 19–76. 34
- Reynolds, J.F. & Stafford Smith, D.M. (2002):** Do humans cause deserts? In: **Reynolds, J.F. & Stafford-Smith, D.M. (Hrsg.):** Global Desertification: Do Humans Cause Deserts? Berlin: Dahlem University Press, 1–25. 149
- Richard, Y. & Pocard, I. (1998):** A statistical study of NDVI sensitivity to seasonal and interannual rainfall variations in Southern Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 19, Nr. 15, 2907–2920. 118, 120, 121

- Richards, J.A. & Jia, X. (1999):** Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Berlin: Springer Verlag. 62
- Sankaran, M. et al. (2005):** Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438, Nr. 7069, 846–849. 13, 20, 28, 118
- Santos, J.R. et al. (2002):** Savanna and tropical rainforest biomass estimation and spatialization using JERS-1 data. *International Journal of Remote Sensing*, 23, Nr. 7, 1217–1229. 9
- Scanlon, T.M. et al. (2002):** Determining land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 82, Nr. 2-3, 376–388. 9
- Schistad, A.H. & Jain, A.K. (1992):** Texture analysis in the presence of speckle noise. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings*, Houston, Texas, 884–886. 60
- Schistad Solberg, A.H., Jain, A.K. & Taxt, T. (1994):** Multisource classification of remotely sensed data: Fusion of Landsat TM and SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32, Nr. 4, 768–778. 71
- Schott, J.R. (1997):** Remote Sensing - The image chain approach. New York. 73
- Schuler, R. (2004):** Commercial horticulture North-West of Mt. Kenya - A Sector Analysis with Emphasis on Implications on River Water Resources of the Upper Ewaso Ng'iro Basin. Master Thesis, Universität Bern. 7, 31
- Serneels, S. & Lambin, E.F. (2001):** Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 85, 65–81. 123, 124, 129, 130, 131
- Serneels, S., Linderman, M. & Lambin, E.F. (2007):** A multilevel analysis of the impact of land use on interannual land-cover change in East Africa. *Ecosystems*, 10, Nr. 3, 402–418. 132, 133, 137
- Shi, Z. & Fung, K.B. (1994):** A comparison of digital speckle filters. *IGARSS - Surface and atmospheric remote sensing*, 4, 2129–2133. 46
- Simard, M. et al. (2002):** Mapping tropical coastal vegetation using JERS-1 and ERS-1 radar data with a decision tree classifier. *International Journal of Remote Sensing*, 23, Nr. 7, 1461–1474. 54
- Simard, M., Saatchi, S.S. & Grandi, G. de (2000):** The use of decision tree and multiscale texture for classification of JERS-1 SAR data over tropical forest. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38, Nr. 5, 2310–2321. 58

- Singh, A. (1989):** Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10, Nr. 6, 989–1003. 123, 124
- Skarpe, C. (1992):** Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 3, 293–300. 13, 28
- Solomon, S. et al. (Hrsg.) (2007):** *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 996. 1, 5
- Sombroek, W.G., Braun, H.M.H. & Pouw, B.J.A. van der (1982):** Exploratory soil map and agroclimatic zone map of Kenya, 1980, Scale 1:100.000. Nairobi. 25, 26, 29
- Speck, H. (1982):** Soils of the Mount Kenia area. Their formation, ecological, and agricultural significance. *Mountain Research and Development*, 2, Nr. 2, 201–221. 24
- Taiti, S.W. (1992):** The vegetation of Laikipia district, Kenya. *Laikipia-Mt.Kenya Papers B-2.* 28
- Tucker, C.J. (1979):** Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, 127–150. 10
- Tucker, C.J, Dregne, H.E. & Newcomb, W.W. (1991):** Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. *Science*, 253, 299–301. 10
- UNCCD (2004):** Text of the United Nations Convention to Combat Desertification. [⟨URL: http://www.unccd.int/convention/text/convention.php⟩](http://www.unccd.int/convention/text/convention.php) – besucht am 7.11.2007. 7, 13, 144
- UNEP (2005):** Environmental Assessments of Year 2000 Drought. [⟨URL: http://www.unep.org/PDF/2000_drought_full_document.pdf⟩](http://www.unep.org/PDF/2000_drought_full_document.pdf) – besucht am 24.10.2007. 8, 150
- Ustin, S.L. et al. (2005):** Remote Sensing Based Assessment Of Biophysical Indicators For Land Degradation And Desertification. In: RGLDD Conference. Trier, 2–21. 9
- Vanacker, V. et al. (2005):** Impact of short-term rainfall fluctuation on interannual land cover change in sub-Saharan Africa. *Global Ecology & Biogeography*, 14, Nr. 2, 123–135. 11, 124, 132, 133, 147

- Verbesselt, J. et al. (2006):** Monitoring herbaceous biomass and water content with SPOT VEGETATION time-series to improve fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 101, Nr. 3, 399–414. 10
- Vescovi, F. (2000):** Modelling vegetation dynamics and biomass in semiarid ecosystems (Eastern Africa) using remote sensing multisensor approaches. Bonn: CD-ROM. 2, 28
- Vetter, S. (2005):** Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: Recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments*, 62, Nr. 2, 321–341. 91, 144, 147, 149
- VITO (2007):** The technical web pages of the VEGETATION Programme. (URL: <http://www.spot-vegetation.com/vegetationprogramme/index.htm>) – besucht am 1.8.2007. 49
- Weiss, E., Marsh, S.E. & Pfirman, E.S. (2001):** Application of NOAA-AVHRR NDVI time-series data to assess changes in Saudi Arabia's rangelands. *International Journal of Remote Sensing*, 22, Nr. 6, 1005–1027. 96, 144, 145, 147
- White, M.A., Thornton, P.E. & Running, St (1997):** A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. *Global Ecology & Biogeography*, 11, Nr. 2, 217–234. 108, 109, 134
- Wiesmann, U. (1998):** Sustainable regional development in rural Africa: conceptual framework and case studies from Kenya. *Geographica Bernensia. African studies series* 14. 31, 32, 33, 35, 154
- Winiger, M. (1981):** Zur thermisch-hygrischen Gliederung des Mount Kenya. *Erdkunde*, 35, 248–263. 2
- Winiger, M. & Menz, G. (1993):** Klima und Vegetation in Kenya - Erfassung von Ressourcen mit Hilfe von Digitaler Bildverarbeitung und Geographischen Informationssystemen. *Trierer Geographische Studien*, 9, 333–350. 2, 19
- Wold, H. (1966):** Estimation of principal components and related models by iterative least squares. In: **Krishnaiah, P.R. (Hrsg.):** *Multivariate Analysis*. New York: Academic Press, 391–420. 133
- Woodwell, G.M. (1984):** The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measured by remote sensing. John Wiley & Sons. 10
- World Resources Institute et al. (2007):** Nature's benefits in Kenya: An Atlas of Ecosystems and Human Well-Being. Washington, DC and Nairobi: World Resources Institute. 1

- Wu, D. & Linders, J. (1999):** A new texture approach to discrimination of forest clearcut, canopy, and burned area using airborne C-band SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37, Nr. 1, 555–563. 58
- Wu, J., Xia, H. & Liu, Y. (2004):** Theory and methodology on monitoring and assessment of desertification by remote sensing. *Coll. of Rsrc. Sci. and Technology*, Beijing Normal University, Beijing 100875, China, 2302–2305. 55
- Xiao, J. & Moody, A. (2004):** Trends in vegetation activity and their climatic correlates: China 1982 to 1998. *International Journal of Remote Sensing*, 25, Nr. 24, 5669–5689. 9
- Young, T.P., Palmer, T.M. & Gadd, M.E. (2005):** Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological Conservation*, 122, 351–359. 28
- Zarco-Tejada, P.J. & Miller, J.R. (1999):** Land cover mapping at BOREAS using red edge spectral parameters from CASI imagery. *Journal of Geophysical Research*, 104, Nr. D22, 27921–27933. 93, 94, 95
- Zhang, Q. et al. (2005a):** Estimating light absorption by chlorophyll, leaf and canopy in a deciduous broadleaf forest using MODIS data and a radiative transfer model. *Remote Sensing of Environment*, 99, 357–371. 94
- Zhang, X. et al. (2005b):** Monitoring the response of vegetation phenology to precipitation in Africa by coupling MODIS and TRMM instruments. *Journal of Geophysical Research* 110, Nr. D12103, doi:10.1029/2004JD005263. 25, 108, 109
- Zhang, X. et al. (2003):** Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 84, 471–475. 108
- Zhou, L. et al. (2001):** Variations in northern vegetations activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *Journal of Geophysical Research*, 106, Nr. D17, 20,069–20,083. 9, 108
- Zribi, M. et al. (2003):** Derivation of wild vegetation cover density in semi-arid regions: ERS2/SAR evaluation. *International Journal of Remote Sensing*, 24, Nr. 6, 1335–1352. 54

A. Anhang

Tab. A.1.: Konfusionsmatrix der MLK, des Mittelwertes und der Varianz der ASAR-Daten für 4 Zeitschnitte und beide Polarisierungen

Ground Truth Klassen	Bergwald (%)	Gehölzsav. (%)	Lichte Gehölzsav. (%)	Grasland (%)	Lichtes Grasland (%)	Landw. Fläche (%)	Siedlung (%)
Bergwald	98,01	2,81	0	6,72	0	0	13,62
Gehölzsavanne	1,99	56,65	26,87	28,21	18,71	31,33	0
Lichte Gehölzsavanne	0	5,75	49,53	17,76	39,46	3,42	0,43
Grasland	0	22,38	9,58	36,57	26,53	0	0
Lichtes Grasland	0	12,21	14,02	10,75	14,63	0	0
Landw. Fläche	0	0	0	0	0	65,25	0
Siedlung	0	0,20	0	0	0,68	0	85,96

Tab. A.2.: Anzahl der Pixel und Polygone je Trainings- und Validierungsdatensatz für die Klassifikation der kombinierten Datensätze von MERIS und ASAR

Nr.	Landbedeckungs- klasse	Training		Validierung	
		Pixel	Polygone	Pixel	Polygone
1	Siedlung	24	3	20	5
2	Landw. Fläche	180	12	90	26
3	Grasland	216	12	92	15
4	Lichtes Grasland	50	8	44	19
5	Strauchsavanne	186	8	58	16
6	Lichte Strauchsavanne	174	14	83	20
7	Baumsavanne	172	10	156	12
8	Lichte Baumsavanne	26	4	7	4
9	Dichte Baumsavanne	165	6	32	6
10	Bergwald	452	8	29	4

Tab. A.3.: Zuordnung der eigenen Klassen zu den IGBP-Klassen der MODIS-Klassifikation für einen Vergleich der beiden Klassifikationen

Eigene Klassifikation	MODIS Klassifikation (IGBP)
Bergwald, Dichte Baumsavanne	Evergreen broadleaf forest
Baumsavanne, Lichte Baumsavanne	Woody savannas, savannas
Strauchsavanne, Lichte Strauchsavanne	Open shrublands, closed shrublands
Grasland	Grasslands
Lichte Grassavanne	Barren or sparsely vegetated
Landwirtschaftliche Fläche	Croplands; cropland/natural vegetation mosaic
Siedlung	Urban and built-up

Tab. A.4.: Regressionskoeffizient, Bestimmtheitsmaß und Anzahl der Pixel pro Vegetationsklasse entlang des ökologischen Gradienten

Klasse	Regressionskoeffizient	R ²	Anzahl Werte
Bergwald	0.3480	0.00	93
Dichte Baumsavanne	-0.0040	0.30	10
Baumsavanne	-0.0017	0.61	74
Strauchsavanne	-0.0008	0.36	128
Grasland	-0.0005	0.34	106
Lichtes Grasland	-0.0145	0.95	12
Lichte Strauchsavanne	-0.0030	0.66	41
Landw. Flächen	-0.0011	0.04	21

Tab. A.5.: Gewichtete PLS-Regressionskoeffizienten für tatsächliche und modellierte CVM, basierend auf den Veränderungen für Beginn und Länge der verschiedenen Vegetationsperioden für die Vegetationsklassen: Bergwald (Bw), dichte Baumsavanne(dB), Baumsavanne (Bs), Strauchsavanne (Ss), Grasland (Gs), lichtetes Grasland (lG), lichte Strauchsavanne (lS), lichte Baumsavanne(lB), Landwirtschaftliche Flächen (lwF)

	alle	Bw	dB	Bs	Ss	Gs	lG	lS	lB	lwF
Δ Beginn V1	0,34	0,15	0,43	0,54	0,36	0,38	0,33	0,39	0,33	0,17
Δ Beginn V2	0,04	-0,04	0,09	0,23	0,11	0,19	0,06	0,06	-0,03	0,08
Δ Beginn V3	0,20	0,09	0,01	0,12	0,01	0,00	0,00	-0,10	0,11	0,34
Δ Länge V1	0,11	0,25	0,28	0,17	0,11	0,27	0,25	0,22	0,30	0,11
Δ Länge V2	0,12	0,07	0,08	-0,04	0,11	0,07	0,20	0,20	0,20	-0,27
Δ Länge V3	-0,20	-0,05	0,06	-0,20	0,11	-0,02	0,03	0,17	0,17	-0,06
R²	0,29	0,16	0,30	0,37	0,39	0,35	0,35	0,28	0,61	0,27

Tab. A.6.: Anteil der Landbedeckungsklassen je Landnutzung. Die Landbedeckung ist der MLK des Layerstack von MERIS und ASAR entnommen, als Basis für die Landnutzung dienen die Landnutzungsvektoren des Laikipia-Distrikts

Klasse	Kleinb. Farmen	Viehranches	Staatl. Land
Bergwald	0,1	0,1	0
Dichte Baumsav.	3,0	14,8	7,4
Baumsavanne	8,6	26,4	30,7
Strauchsav.	29,5	28,7	38,8
Grasland	17,8	15,1	16,7
Lichtetes Grasl.	8,5	4,6	1,5
Lichte Strauchsav.	17,1	4,7	1,7
Lichte Baumsav.	2,3	1,5	0,5
Landw. Fläche	12,0	3,9	2,7
Siedlung	0,6	0	0
Gesamtgröße (ha)	67 349	106 996	21 517

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit, mit dem Titel „Monitoring der Vegetationsdynamik in Ostafrika mit multisensoralen Satellitendaten“ selbst und ohne jede unerlaubte Hilfe angefertigt habe, dass diese oder eine ähnliche Arbeit noch an keiner anderen Stelle als Dissertation eingereicht worden ist und dass sie an den nachstehenden Stellen auszugsweise veröffentlicht worden ist:

Klein, D., Moll, A. & G. Menz (2004): Land cover/land use classification in a semiarid environment in East Africa using multi-temporal alternating polarisation ENVISAT ASAR data. Proceedings of ENVISAT & ERS Symposium. 10. September, Salzburg: 969-975.

Klein, D. & J. Roehrig (2006): How does vegetation respond to rainfall variability in a semi-humid West African in comparison to a semi-arid East African environment? Proceedings of EARSeL SIG Remote Sensing of Land Use & Land Cover, Bonn 2006:149-156.

Bonn, im Juni 2008

Doris Klein