

Erfassung von Vegetationsveränderungen in Namibia
mit Hilfe von Fernerkundungs-*Change-Detection*-Verfahren
und unter Berücksichtigung
rezenter Niederschlagsereignisse

Dissertation zur Erlangung des
naturwissenschaftlichen Doktorgrades
der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg

vorgelegt von
Melanie Vogel

aus

Buxtehude

Würzburg 2005

Eingereicht am: 8. November 2005

1. Gutachter: Prof. Dr. Stefan Dech
2. Gutachter: Prof. Dr. Roland Baumhauer
der Dissertation.

1. Prüfer: Prof. Dr. Stefan Dech
2. Prüfer: Prof. Dr. K. Eduard Linsenmair
der mündlichen Prüfung.

Tag der mündlichen Prüfung: 1. Februar 2006

Doktorurkunde ausgehändigt am:

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
2	STAND DER FORSCHUNG	3
3	WISSENSCHAFTLICHE ZIELSETZUNG	7
4	DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE	9
4.1	KLIMA	10
4.1.1	(A) Zentralnamibia	10
4.1.2	(B) Südnamibia	13
4.1.3	(C) Nordnamibia	14
4.2	GEOLOGIE	15
4.2.1	(A) Zentralnamibia	15
4.2.2	(B) Südnamibia	18
4.2.3	(C) Nordnamibia	19
4.3	BÖDEN	20
4.3.1	(A) Zentralnamibia	20
4.3.2	(B) Südnamibia	22
4.3.3	(C) Nordnamibia	23
4.4	LANDNUTZUNG	23
4.4.1	(A) Zentralnamibia	23
4.4.2	(B) Südnamibia	26
4.4.3	(C) Nordnamibia	27
4.5	VEGETATION: NATÜRLICHE DYNAMIK UND VERÄNDERUNGSFAKTOREN	28
4.5.1	(A) Zentralnamibia: Dornbusch-Savannen	29
4.5.2	(B) Südnamibia: Nama-Karoo	45
4.5.3	(C) Nordnamibia: Baumsavannen	48
5	DATENGRUNDLAGE UND SPEKTRALE EIGENSCHAFTEN DER VERWENDETEN SENSOREN	54
5.1	LANDSAT-DATEN	54
5.1.1	Zusammenhang von Oberflächeneigenschaften und spektralen Signaturen der Landsat-(E)TM-Daten	57
5.2	PRODUKTE DES NORMALIZED DIFFERENCE VEGETATION INDEX (NDVI)	63
5.2.1	NOAA AVHRR-NDVI	65
5.2.2	Terra-MODIS-NDVI	66
5.3	DIGITALE HÖHENMODELLE	67
5.3.1	ERS-1,2-Tandem-Höhenmodell	67
5.3.2	SRTM-C-Band-Höhenmodell	68
5.4	LUFTBILDER	69
6	DATENAUFBEREITUNG UND METHODIK	70
6.1	GELÄNDEDATENERHEBUNG	70
6.2	AUFBEREITUNG DER FERNERKUNDUNGSDATEN	72
6.2.1	Georektifikation	72
6.2.2	Vorverarbeitung der Höhenmodelle	74
6.2.3	Korrektur von atmosphärischen und Reliefeinflüssen	76
6.2.4	Maskierung von Brandflächen	79

6.3	CHANGE-DETECTION-VERFAHREN	80
6.3.1	<i>Image Differencing</i>	80
6.3.2	<i>Modifizierte selektive Hauptkomponentenanalyse</i>	81
6.4	SEGMENTIERUNG DER DIFFERENCING-ERGEBNISSE	86
7	KLASSIFIKATION DER VERÄNDERUNGSTYPEN	89
7.1	VERÄNDERUNGSTYP 1: VERKAHLUNG UND WIEDERBESIEDLUNG	92
7.1.1	<i>Umsetzung der Klassifikation</i>	92
7.1.2	<i>Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)</i>	96
7.1.3	<i>Anwendung des Klassifikators auf die Untersuchungsgebiete (B) und (C)</i>	99
7.1.4	<i>Diskussion der Klassifikationsergebnisse</i>	102
7.2	VERÄNDERUNGSTYP 2: MODERATE VERÄNDERUNGEN DER VEGETATIONSDICHTE	104
7.2.1	<i>Umsetzung der Klassifikation</i>	104
7.2.2	<i>Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)</i>	106
7.2.3	<i>Anwendung des Klassifikators auf die Untersuchungsgebiete (B) und (C)</i>	109
7.2.4	<i>Diskussion des Klassifikationsmodells</i>	111
7.3	VERÄNDERUNGSTYP 3: VERÄNDERUNG DURCH FEUER	114
7.3.1	<i>Umsetzung der Klassifikation</i>	114
7.3.2	<i>Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)</i>	119
7.3.3	<i>Anwendung des Klassifikators für frische Brandflächen auf das Untersuchungsgebiet (C)</i>	121
7.3.4	<i>Diskussion der Klassifikationsmodelle</i>	123
8	ANALYSE UND INTERPRETATION DER ERGEBNISSE	125
8.1	VERKAHLUNG, WIEDERBESIEDLUNG UND MODERATE SCHWANKUNGEN DER VEGETATIONSDICHTE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (A)	125
8.1.1	<i>Einfluss der Niederschläge auf die Klassifikationsergebnisse</i>	125
8.1.2	<i>Verbuschung im Zeitraum von 1984 bis 2003</i>	134
8.1.3	<i>Naturräumlich und nutzungsbedingte Veränderungsmuster</i>	135
8.2	VERKAHLUNG, WIEDERBESIEDLUNG UND MODERATE SCHWANKUNGEN DER VEGETATIONSDICHTE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (B)	142
8.3	VERKAHLUNG, WIEDERBESIEDLUNG UND MODERATE SCHWANKUNGEN DER VEGETATIONSDICHTE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (C)	146
8.4	FEUER IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (A)	149
8.5	FEUER IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (C)	152
9	DISKUSSION	153
10	AUSBLICK	156
11	ZUSAMMENFASSUNG	159
	ABSTRACT	163
	LITERATURVERZEICHNIS	170
	DANKSAGUNG	184
	ANHANG	185

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

ABBILDUNG 1: Geografische Lage der Untersuchungsgebiete in Namibia.	9
ABBILDUNG 2: Langjähriges Niederschlagsmittel (in mm) in Namibia mit der Lage der Untersuchungsgebiete.	10
ABBILDUNG 3: Jährliche Saison-Niederschlagssummen in den Untersuchungsgebieten A, B und C im Zeitraum von 1962 bis 2000.	12
ABBILDUNG 4: Variationskoeffizient des jährlichen Niederschlags (in %) in Namibia mit der Lage der Untersuchungsgebiete.	13
ABBILDUNG 5: Geologie des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia.	16
ABBILDUNG 6: Relief des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia.	17
ABBILDUNG 7: Geologie des Untersuchungsgebietes (B) in Südnamibia.	18
ABBILDUNG 8: Relief des Untersuchungsgebietes (B) in Südnamibia.	19
ABBILDUNG 9: Böden im Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia.	20
ABBILDUNG 10: Die Biome im südlichen Afrika mit der Lage der Untersuchungsgebiete.	28
ABBILDUNG 11: Aspekt einer typischen Dornbusch-Savanne im Zentrum des Untersuchungsgebietes (A).	30
ABBILDUNG 12: Gegenüberstellung der kräftigen Horste ausdauernder Gräser (links) und der dünnen Individuen einjähriger Gräser (rechts).	31
ABBILDUNG 13: Detaillierte Vegetationskarte für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (A).	33
ABBILDUNG 14: Typisches Beispiel für eine Fläche mit beginnender Degradation.	35
ABBILDUNG 15: Stark degradierte Fläche (im Zentrum des Bildes) auf der Farm Ehameno nahe dem Omuramba Ehameno. Im Hintergrund der Mount Omburoko.	36
ABBILDUNG 16: Typischer Zaun-Kontrast zwischen unbeweideten (links) und rezent stark beweideten Flächen (rechts).	37
ABBILDUNG 17: Zunehmende Verbuschung in Zentralnamibia: Blick von Norden auf die Omatako Berge.	38
ABBILDUNG 18: Darstellung der Gebiete in Namibia, die von der Verbuschung betroffen sind.	39
ABBILDUNG 19: Typisches Krankheitsbild eines <i>Ac. mellifera</i> Busches, der an der Buschsterbe gestorben ist.	41
ABBILDUNG 20: Fläche, auf der im Vorjahr einzelne Büsche mit der Axt gefällt wurden.	43
ABBILDUNG 21: Veränderungen in der Dornbusch-Savanne durch Feuer.	45
ABBILDUNG 22: Nutzungsbedingter Zaun-Kontrast der Vegetation im Untersuchungsgebiet (B).	46
ABBILDUNG 23: Vegetationskarte für einen Teil des Untersuchungsgebietes (C) in der Kavango-Region.	49
ABBILDUNG 24: Die Vegetation im Untersuchungsgebiet (C) im März 2005.	50
ABBILDUNG 25: Vergleich einer unverbrannten Fläche im Untersuchungsgebiet (C) (links) mit einem etwa einen Monat alten Brandschaden (rechts).	51
ABBILDUNG 26: Typische Reflexionsspektren für grüne Vegetation, kahlen trockenen Boden und klares Wasser im sichtbaren, nahen und mittleren Infrarot-Spektralbereich.	58
ABBILDUNG 27: Typische spektrale Signaturen charakteristischer Landoberflächen in Zentralnamibia der Landsat-(E)TM-Kanäle 1-5 und 7 im Bereich der Szene 178/75.	61
ABBILDUNG 28: Blick von unten nach oben durch die dichte Krone eines <i>Acacia mellifera</i> Dickichts im Untersuchungsgebiet (A).	62
ABBILDUNG 29: Darstellung des Untersuchungsgebietes A (schraffiert) und der Abdeckungen der dort verwendeten Fernerkundungsdaten.	69
ABBILDUNG 30: Ausschnitt des ERS-1,2-Tandem-Höhenmodells für das Untersuchungsgebiet (A) im Bereich des südöstlichen Omatako-Berges.	75
ABBILDUNG 31: Ausschnitt des Windhoek Berglandes auf der ETM-Szene 178/75 vom 17.5.2000.	78
ABBILDUNG 32: Schematische Darstellung der selektiven Hauptkomponentenanalyse sPCA.	82
ABBILDUNG 33: Konkretes Beispiel für das Ergebnis einer sPCA für den ETM-Kanal 4 mit der Lage der 1. und 2. Hauptkomponentenachsen (HK).	83

ABBILDUNG 34: Modifikation des sPCA-Ergebnisses im verwendeten Change-Index-Programm.	84
ABBILDUNG 35: Darstellung der Segmentierung am Beispiel eines Ausschnittes der Szene 177/73 (Untersuchungsgebiet C).	87
ABBILDUNG 36: Charakteristische Differencing-Signaturen der beobachteten Veränderungen im Gebiet (A).	90
ABBILDUNG 37: Signaturen derselben Referenzflächen in der modifizierten sPCA wie in Abbildung 36.	91
ABBILDUNG 38: Auswahl von typischen Differencing-Signaturen einzelner Referenzflächen für Verkahlung, Wiederbesiedelung und moderate Veränderungen der Vegetationsdichte.	92
ABBILDUNG 39: Auswahl von typischen Signaturen der modifizierten sPCA für Referenzflächen für Verkahlung, Buschsterbe und Buschzunahme.	93
ABBILDUNG 40: Klassifikationsergebnis für Verkahlung und Wiederbesiedelung nordöstlich der Omatako-Berge im Vergleich der ETM-Szenen von Februar 2002 und April 2003.	95
ABBILDUNG 41: Foto-Dokumentation erfolgter Veränderungen im Untersuchungsgebiet (B) von 2001 bis 2002.	100
ABBILDUNG 42: Klassifikationsergebnis für Vegetationszunahme und -abnahme nördlich der Omatako-Berge im Vergleich der Landsat-Szenen von Juni 1984 und April 2003.	105
ABBILDUNG 43: Foto-Dokumentation erfolgter Veränderungen im Untersuchungsgebiet (B) von 2001 bis 2002.	110
ABBILDUNG 44: Foto-Dokumentation des Vegetationszustandes im Untersuchungsgebiet (C) im Jahr 2003.	112
ABBILDUNG 45: Übersicht über charakteristische Differencing-Signaturen der Referenzflächen für Veränderungen durch Feuereinwirkung.	114
ABBILDUNG 46: Vegetationsveränderung durch Feuer im Untersuchungsgebiet (A).	116
ABBILDUNG 47: Klassifikationsergebnis frischer Brandflächen im Untersuchungsgebiet (A).	117
ABBILDUNG 48: Signaturen für Veränderungen durch Feuereinwirkung in der modifizierten sPCA von denselben Referenzflächen wie in Abbildung 45.	117
ABBILDUNG 49: Ergebnisse der Klassifikation „alter“ Brandflächen.	119
ABBILDUNG 50: Klassifikationsergebnis für rezente Brandflächen im Untersuchungsgebiet (C) im Vergleich der Landsat-Szenen von April 2000 und Oktober 2000.	122
ABBILDUNG 51: Lage der Farmen im Untersuchungsgebiet, von denen Niederschlagsdaten vorlagen.	127
ABBILDUNG 52: Anteil der veränderten Fläche am Untersuchungsgebiet (A) in den einzelnen Change-Klassifikationen.	128
ABBILDUNG 53: (A) Anteil der Veränderungsklassen an der insgesamt veränderten Fläche innerhalb der einzelnen Klassifikationen im Vergleich zum (B) näherungsweise NDVI in den AVHRR- und MODIS-Zeitreihen und (C) den Saison-Niederschlagssummen bis zum Aufnahmezeitpunkt der benutzten Landsat-Bilder.	129
ABBILDUNG 54: Niederschlagssummen der letzten 10 Tage vor dem Aufnahmezeitpunkt der verwendeten Landsat-Szenen von einigen Farmen im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia.	132
ABBILDUNG 55: Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse sowie Schwankungen der Vegetationsdichte im Vergleich der Jahre 1984 und 2002 im nordwestlichen Bereich der Untersuchungsgebietes (A).	134
ABBILDUNG 56: Ausschnitt aus der Veränderungskarte 1984-90 mit den Farmen Otjiruze (oben) und Eundo (unten).	137
ABBILDUNG 57: Ausschnitt des Klassifikationsergebnisses 1990-95 von der Farm Otjikuoko.	138
ABBILDUNG 58: Ausschnitt aus der Veränderungskarte 2000-2002 der Farm Erindi.	139
ABBILDUNG 59: Verjüngung von <i>Dichrostachys</i> -Beständen im westlichen Untersuchungsgebiet (A) nach Feuer im September 2001.	140
ABBILDUNG 60: Ergebnis der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen sowie von Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (B) im Vergleich der Landsat-Szenen vom 26.3.2001 und vom 30.4.2002.	143

ABBILDUNG 61: Tägliche Niederschlagswerte an der Messstation „Pos B“ auf der Farm Gellap Ost von Januar bis April 2001.	145
ABBILDUNG 62: Tägliche Niederschlagswerte an der Messstation „Pos B“ auf der Farm Gellap Ost von Januar bis April 2002.	145
ABBILDUNG 63: Ergebnis der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen sowie von Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (C) vom 8.4.1991 im Vergleich zum 24.4.2000.	147
ABBILDUNG 64: Vergleich der Niederschlagsentwicklung und des NDVIs im Untersuchungsgebiet (C) in den Regenzeiten 1990/91 und 1999/00.	148
ABBILDUNG 65: Darstellung der Flächen im Untersuchungsgebiet, die im Zeitraum von 2000 bis 2002 von Buschbränden betroffen waren.	150
ABBILDUNG 66: Charakteristische Differenz-Signaturen analog Abbildung 36 und der jeweilige Kanalmittelwert über das gesamte Untersuchungsgebiet (A) aus dem Vergleich der Szenen von 2000 und 2003.	154

TABELLENVERZEICHNIS

TABELLE 1: Gegenüberstellung des mittleren jährlichen Niederschlags und des Variationskoeffizienten von drei Messpunkten auf der Farm Gellap Ost.	14
TABELLE 2: Eigenschaften der Plattformen Landsat 5 und 7.	54
TABELLE 3: Eigenschaften der Sensoren TM (Landsat 5) und ETM (Landsat 7).	55
TABELLE 4: Übersicht der in dieser Arbeit verwendeten Landsat (LS)-Szenen.	56
TABELLE 5: Übersicht verwendeter Landsat-Quicklooks der Szene 178/75.	57
TABELLE 6: Übersicht über verwendete Luftbilder im Untersuchungsgebiet (A).	69
TABELLE 7: Übersicht über besuchte Gebiete und Zielsetzungen der Feldkampagnen.	70
TABELLE 8: Übersicht aller Bildpaare, für die Change-Detection-Datensätze erzeugt wurden.	88
TABELLE 9: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von Veränderungen, die mit Verkahlung und Wiederbesiedelung verbunden sind.	94
TABELLE 10: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikationen von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen aller Change-Datensätze aus Tabelle 11 zusammengefasst.	98
TABELLE 11: Validierungsergebnisse für die einzelnen Klassifikationen von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen im Untersuchungsgebiet (A).	97
TABELLE 12: Fehlermatrix mit Parametern für die Abschätzung der Genauigkeit der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen im Untersuchungsgebiet (C) zwischen 1991 und 2000.	101
TABELLE 13: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von Veränderungen, die mit moderater Vegetationszunahme oder -abnahme verbunden sind.	106
TABELLE 14: Zusammenfassende Fehlermatrix der in Tabelle 15 einzeln dargestellten Ergebnisse mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation von moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte aller Change-Datensätze im Untersuchungsgebiet (A).	107
TABELLE 15: Validierungsergebnisse für die einzelnen Klassifikationen von Vegetationsschwankungen im Untersuchungsgebiet (A).	107
TABELLE 16: Fehlermatrix für die Prüfung des Klassifikationsergebnisses für moderate Veränderungen auf einen Zusammenhang mit Buschstrukturen hin für den Zeitraum 1984-95 im Untersuchungsgebiet (A).	108
TABELLE 17: Fehlermatrix für die Prüfung des Klassifikationsergebnisses für moderate Veränderungen auf einen Zusammenhang mit Buschstrukturen hin für den Zeitraum 1984-2000 im Untersuchungsgebiet (A).	108
TABELLE 18: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von frischen Brandflächen.	115

TABELLE 19: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von ehemaligen Brandflächen.	118
TABELLE 20: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation frischer Brandflächen im Datensatz von Mai 2000 zu September 2000 im Untersuchungsgebiet (A).	120
TABELLE 21: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation alter Brandflächen im Change-Datensatz von Mai 2000 - Februar 2002 im Untersuchungsgebiet (A).	120
TABELLE 22: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation alter Brandflächen im Change-Datensatz von Mai 2000 - April 2003 im Untersuchungsgebiet (A).	121
TABELLE 23: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation frischer Brandflächen im Change-Datensatz von April 2000 - Oktober 2000 im Untersuchungsgebiet (C).	123
TABELLE 24: Flächenanteil an detektierten Veränderungen in km ² und in Prozent von der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes (A) im Vergleich der Landsat-Zeitschnitte von Juni 1984 und April 2003.	125
TABELLE 25: Übersicht über den Anteil der einzelnen Veränderungsklassen in den Klassifikationsergebnissen.	128
TABELLE 26: Flächenanteil von Gebieten, die im Untersuchungsgebiet (A) zu einem Zeitpunkt verkahlten und auf denen in späteren Klassifikationen keine weitere Veränderung erfolgte.	136
TABELLE 27: Darstellung der Veränderungsklassenanteile auf der Fläche des Kommunalgebietes Ovitoto in den Klassifikationen von 1984-2000 und 1984-2003.	141
TABELLE 28: Anzahl klassifizierter Pixel pro Klasse im Untersuchungsgebiet (B) und der Anteil, der davon im Kommunalgebiet Nabaos liegt.	142
TABELLE 29: Vergleich der kumulierten Niederschläge an drei Messstationen auf der Farm Gellap Ost in der jeweiligen Saison bis zum Landsat-Aufnahmezeitpunkt.	144
TABELLE 30: Übersicht des Klassifizierungsergebnisses von Verkahlung, Wiederbesiedelung und Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (C) im Vergleich vom 8.4.1991 zum 24.4.2000.	146
TABELLE 31: Von Feuer betroffene Flächen im Untersuchungsgebiet (A) im Zeitraum von 2000 bis 2002.	149
TABELLE 32: Auf der Landsat-Szene vom 1.10.2000 im Untersuchungsgebiet (C) von Feuer betroffene Flächen im Vergleich zur Szene vom 8.4.2000.	152

ANHÄNGE

- ANHANG A: Darstellung der Untersuchungsgebiete als Landsat-ETM-Falschfarbkomposite
- ANHANG B: Wertebereiche der Change-Datensätze (Differenzbilder und sPCA) im Float-Format und nach der Konvertierung in das 8bit-Format
- ANHANG C: Angabe der Change-Datensätze, aus denen die Veränderungssignaturen zur Entwicklung der Klassifikatoren für die einzelnen Veränderungstypen extrahiert wurden
- ANHANG D: Change-Detection-Klassifikationsergebnisse für Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse sowie Schwankungen der Vegetationsdichte und den Einfluss von Feuer im Untersuchungsgebiet (A)

ANLAGEN

- ANLAGE 1: Diagramm von langjährigen monatlichen Niederschlags- und NDVI-Daten über das Untersuchungsgebiet (A).
- ANLAGE 2: Karte über die erfolgten Veränderungen im Untersuchungsgebiet (A) von 1984 bis 2003

1 Einleitung

„Früher sah es hier anders aus...“

Diesen Satz hört man recht häufig, wenn man in Zentralnamibia unterwegs ist und sich mit den dort ansässigen Menschen unterhält. *Anders* bezeichnet den Zustand der Savannen dieser Region. Teilweise sei der Anteil der Dornbüsche viel geringer gewesen („Damals konnte man von hier aus den 40 km entfernten Ort Otjiwarongo sehen, heute sieht man nur noch bis zum nächsten Busch.“). Oder die Büsche seien plötzlich alle abgestorben.

Savannen sind Ökosysteme im semiariden Übergangsbereich zwischen tropischen Wäldern und Wüsten. Sie stellen eine Mosaiklandschaft auf der Basis einer kontinuierlichen Grasschicht dar, in die Dornbüsche, Einzelbäume und Gehölzgruppen eingestreut sind, deren Verteilung regional und zeitlich stark schwanken kann (ARCHER 1994, SCHOLES 1997, MISTRY 2000).

Diese Lebensgemeinschaften gehören zu den häufigsten Vegetationstypen der Tropen und Subtropen (SOLBRIG 1991). Sie bedecken 12 % der globalen Landoberfläche, 60 % des subsaharischen und 54% des südlichen Afrikas (SCHOLES 1997). In Namibia bedecken sie rund 60 % der Landesfläche und sind Lebensraum für etwa 80 % der Bevölkerung (MENDELSON et al. 2002). Sie versorgen die Menschen mit Nahrung und Medizinalpflanzen, Brennholz, Bauholz und Weide (SCHOLES 1997). Damit stellen sie einen wesentlichen Wirtschaftsfaktor dar, auch wenn nicht alle diese Werte in das Bruttosozialprodukt des Landes eingehen.

Savannen sind von verschiedenen Degradationsprozessen bedroht. Weltweit wird seit etwa 100 bis 200 Jahren eine zunehmende Desertifikation von Savannenlandschaften beschrieben, wovon auch das südliche Afrika betroffen ist (SEFE et al. 1996). SNYMAN (1998) schätzt, dass bis zu 31 % des gesamten Farmlandes im semi-ariden Afrika von dieser Erosion der Vegetationsdecke betroffen ist. Neben der Verkahlung der Landschaft stellt die massive Ausbreitung einzelner Gehölzarten eine weitere Form der Degradation dar. Durch diese Verbuschung verwandelt sich die abwechslungsreiche Savannenlandschaft in undurchdringliche artenarme Dominanzbestände aus Dornestrüpp (ARCHER et al. 1995). BESTER (1998/99) hält in Namibia rund 50 % der Savannen für betroffen.

Die Degradation der Savannen durch Desertifikation und Verbuschung ist aus ökologischer Sicht nachteilig, da sie in der Regel mit einem Verlust an Artenvielfalt (Biodiversität) und einer herabgesetzten Stabilität des Ökosystems gegenüber weiteren Störeinflüssen verbunden ist (MEIK et al. 2002, DIOUF & LAMBIN 2001). Die Degradation führt zudem zu ökonomischen Verlusten, weil durch sie die landwirtschaftliche Produktivität der betroffenen Gebiete drastisch sinkt. Der durch die zunehmende Verbuschung in Namibia entstehende wirtschaftliche Schaden ist in den letzten Jahren stark gestiegen. Während KRUGER & WOHL (1996) ihn auf ca. 200 Mio. NAM\$ (ca. 25 Mio. EUR) jährlich beziffern, nennen DE KLERK (2004) bereits 700 Mio. NAM\$ (ca. 87,5 Mio. EUR) als jährliche Verluste.

Es werden verschiedene Ursachen für die Degradation von Savannen diskutiert. SEFE et al. (1996) machen in erster Linie die intensive Nutzung der Savannen als Viehweide und zur Holzgewinnung dafür verantwortlich. SCHLESINGER et al. (1990) sehen einen Zusammenhang zwischen den Veränderungen und der Zunahme des atmosphärischen CO₂ und der beobachteten Klimaveränderung. ARCHER (1995), SCHOLLES (1997) und MISTRY (2002) vermuten die Ursachen in den Wechselwirkungen von Landnutzungsintensität, örtlichen Bodeneigenschaften, dem Einfluss von Buschbränden und den Niederschlagsverhältnissen in diesen semiariden Lebensräumen.

Dabei ist die Identifikation der Gebiete, die von irreversiblen Veränderungsprozessen betroffen sind, schwierig, da auch die Vegetation der intakten Savanne aufgrund der niederschlagsbedingt hochvariablen Wasserverfügbarkeit ständig starken Schwankungen unterliegt (ARCHER 1995). Die Dynamik ist damit ein wesentliches Merkmal dieses Ökosystems. Durch diese phänologischen Modifikationen können Degradationsprozesse verschleiert werden – oder auch vorgetäuscht (LAMBIN 1999).

Daneben gibt es weitere natürliche und vom Menschen verursachte Einflüsse, die die Savannenvegetation Namibias kurzzeitig oder längerfristig verändern. Dazu zählen epidemische Pflanzenseuchen wie die sog. Buschsterbe, kurzzeitige Weide-Effekte oder Entbuschungsmaßnahmen, mit denen die Bevölkerung gegen den invasiven Busch vorzugehen versucht, um Weideland zurück zu gewinnen.

Zur großräumigen Erfassung und Quantifizierung von dauerhaften und periodischen Veränderungen der Landoberfläche hat sich die Fernerkundung mit Satelliten bewährt. Mit sog. „Change-Detection“-Verfahren können veränderte Gebiete erkannt und interpretiert werden, wofür es in den Reviews unter anderem bei SINGH (1989) und COPPIN et al. (2004) Beispiele gibt. Die fernerkundliche Veränderungsdetektion bietet neben der Möglichkeit der großflächigen Landschaftsanalyse weitere Vorteile. Dazu gehört, dass es Verfahren gibt, mit denen man Veränderungen erkennen und bewerten kann, ohne auf detaillierte Kenntnis des Vegetationszustandes in der Gegenwart und in der Vergangenheit angewiesen zu sein (ROGAN et al. 2002). Sie eröffnet daher in bisher wenig erforschten Entwicklungsländern wie Namibia Analysemöglichkeiten, wo langjährige Basisinformationen bisher nur sehr spärlich vorhanden sind.

Aber auch die Ergebnisse der satellitenbasierten Veränderungsanalyse unterliegen den diffusen Einflüssen durch niederschlagsbedingte Variationen der Vegetation. Es gibt nur wenige Studien, in denen die Auswirkung saisonaler und kurzfristiger Niederschlagsereignisse auf fernerkundliche Change-Detection-Ergebnisse explizit dargestellt wird (LAMBIN 1996). Dabei ist für die Bewertung dieses Einflusses, gerade in Hinblick auf Degradationsprozesse, die Kenntnis der Niederschlagshistorie der untersuchten Region von großer Bedeutung.

Die Erkennung und Abgrenzung von veränderten Flächen stellt die Basis für eine Ursachenforschung der abgelaufenen Prozesse dar. Nur wenn das Ausmaß und die Ursachen bekannt sind, besteht die Möglichkeit, ggf. durch angepasste Landnutzungsstrategien die Veränderung der Savannen zu beeinflussen und deren Wert als Lebensgrundlage für Mensch und Natur zu erhalten. Die satellitenbildbasierte Fernerkundung kann dazu einen wertvollen Beitrag leisten.

2 Stand der Forschung

Die Landbedeckung der Erde unterliegt einem ständigen Wandel. In vielen Regionen der Erde ist eine Veränderung mit einem irreversiblen Verlust von natürlichen Lebensräumen, Artenvielfalt und auch ökonomischem Potenzial verbunden. Da sich im Zuge verbesserter technischer Möglichkeiten und durch wachsenden Bevölkerungsdruck die Veränderungen gerade in den Tropen und Subtropen zunehmend beschleunigen, ist eine großflächige Bestandsaufnahme des heutigen Ist-Zustandes und bereits erfolgter Veränderungen nötig, bevor diese Gebiete unwiederbringlich zerstört sind. Diese Bestandsaufnahme bildet die Basis für die Analyse ökosystemarer Zusammenhänge und biochemischer Kreisläufe wie des globalen Kohlenstoffkreislaufes. Sie dient auch als Informationsquelle für Entscheidungsträger und als Basis zur Entwicklung einer ressourcenschonenden nachhaltigen Landnutzung.

Dabei gewinnen Fernerkundungsdaten gerade zur Klassifikation großer Landschaftseinheiten bis hin zum globalen Kontext zunehmend an Bedeutung, weil sie gegenüber einer Erhebung der Informationen vor Ort oft schneller, einfacher und vor allem flächendeckend verfügbar sind. Bei multitemporaler Verfügbarkeit können diese Klassifikationen als Basis zur Detektion erfolgter Veränderung dienen. Die Aussagekraft dieser Daten bewegt sich jedoch im Spannungsfeld zwischen räumlicher Auflösung, Flächenabdeckung, Informationstiefe sowie zeitlicher Wiederholrate und vieler systembedingter technischer Parameter. Je größer die räumliche Abdeckung und/oder zeitliche Wiederholrate der Daten ist, desto geringer wird in der Regel die räumliche Auflösung und die Informationstiefe der Klassifikationsprodukte.

So bilden Kartierungen wie das *Global Land Cover*-Produkt (GLC2000) auf der Basis von SPOT 4-Vegetation-Daten für das Jahr 2000 die Landbedeckung der gesamten Erde ab, verfügen aber mit 1 km x 1 km über eine geringe räumliche Auflösung. Die mit rund 40 Unterscheidungsklassen begrenzte Informationstiefe ist zur Detektion von Degradationserscheinungen wie der Verbuschung nicht ausreichend, da diese Verschiebung innerhalb des Artenspektrums der Savannenvegetation in dieser Klassifikation nicht abgebildet wird. Ähnliches gilt für das europäische CORINE Landcover Projekt 1990 mit einer Auflösung von 100 m x 100 m auf Landsat-TM-Basis, das durch die Aktualisierung im Jahr 2000 aber eine Analyse der in diesem Jahrzehnt erfolgten Veränderungen zulässt.

Das *Vegetation Continuous Fields*-Produkt (VCF; ZHAN et al. 2002), ist eine Vegetationsklassifikation, die auf Bedeckungsanteilen von krautiger Vegetation, Gehölze und kahlem Boden pro Pixel basiert. Der Vorteil dieses Produktes ist, dass anhand dessen global strukturell ähnliche Vegetationseinheiten verglichen werden können, da die Klassifikation in Form von Bedeckungsanteilen unabhängig von regional geprägten Begrifflichkeiten ist. So wird z.B. der Begriff „Wald“ in Mitteleuropa mit einer ganz anderen Bestandsdichte verbunden als im semiariden Namibia. Mit dem jährlich aktualisierten VCF-Produkt auf Basis von Aqua- und Terra-MODIS-Daten in räumlicher Auflösung von 500 m x 500 m können somit großräumig grobe Veränderungen der Vegetationszusammensetzung detektiert werden.

Einen sehr viel höheren Informationsgehalt bieten regionale Vegetationskartierungen, die z.B. auf Landsat-TM bzw. ETM-Daten in 30 m x 30 m Auflösung basieren, wie von STROHBACH (2002), die für einen ca. 30 km x 350 km langen Transekt in Zentralnamibia bereits 18 Vegetationseinheiten ausweist. Dieses räumlich hoch differenzierte Ergebnis ist ohne erheblichen Aufwand allerdings zeitlich schwer repetierbar. Kleinräumige Vegetationsklassifikationen auf der Basis verschiedener Sensoren gibt es für alle Regionen der Welt, in semiariden Gebieten etwa von BECKER et al. (2003), ABEYTA & FRANKLIN (1998), KNICK et al. (1997), BASTIN et al. (1995), RINGROSE & MATHESON (1991), GRAETZ & GENTLE (1982).

Neben diesen hier angeführten Produkten, die die Landbedeckung allgemein klassifizieren, gibt es spezielle thematische Ansätze, z.B. zur Detektion von Brandflächen. Die Erfassung dieser Flächen ist hinsichtlich der Zerstörung von Lebensräumen und Ressourcen sowie der Freisetzung von klimawirksamen CO₂ von besonderer Bedeutung. Neuerdings kommt der fernkundlichen Detektion von Feuern auch eine zunehmende Bedeutung beim Katastrophenmanagement zu, wie in den vergangenen Jahren in Portugal, oder als Basis für Frühwarnsysteme.

Auch die Produkte zur Feuerdetektion verhalten sich hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung reziprok. Es werden derzeit überwiegend großräumige Ansätze mit geringer räumlicher Auflösung aber mit täglicher Datenverfügbarkeit verfolgt. So wurde z.B. in Mexiko ein landesweites tagesaktuelles Feuerdetektionssystem auf der Basis von 1 km x 1 km aufgelösten NOAA-AVHRR-Daten aufgebaut (<http://www.conabio.gob.mx>).

Weitere Beispiele stellen das auf Basis von SPOT 4-Vegetation-Daten erstellte Produkt über die global verbrannten Flächen im Jahr 2000 (Global Burnt Area GBA2000) dar, sowie die Erfassung von Bränden im südlichen Afrika durch ROY et al. (2002) mithilfe von Terra-MODIS-Daten. Kleinere Feuerherde werden bei der 1 km x 1 km bzw. 500 m x 500 m-Auflösung der hier genutzten Daten jedoch nicht erfasst. Dieses Problem haben EVA & LAMBIN (1998) in einem kombinierten Ansatz aus hochauflösenden Daten und mittelauflösenden Daten (Videokamera im Flugzeug, SPOT, Landsat, NOAA) in Zentralafrika gelöst. Kleinräumig haben bereits RICHARDSON & MILNE (1983) Feuer mithilfe von Landsat MSS-Daten detektiert. Diese 80 m x 80 m aufgelösten Daten erlauben bei vertretbarem Arbeitsaufwand jedoch nur regionale Untersuchungen und eine bestenfalls 16-tägige Wiederholrate.

Bei oben genannten Arbeiten steht die monotemporale Erfassung der Landbedeckung bzw. von Brandflächen im Vordergrund. Fernerkundliche *Change-Detection*-Methoden ermöglichen hingegen die Analyse von Veränderungen der Landbedeckung im Vergleich mehrerer Aufnahme-Zeitpunkte. Ebenso wie bei der Klassifikation der Landbedeckungstypen und der Feuerflächen erfolgt auch die fernerkundliche Veränderungsanalytik auf unterschiedlichem Skalenniveau, mit verschiedener Zielsetzung und mit unterschiedlicher Informationstiefe (vgl. Review bei SINGH 1989).

Die hohe zeitliche Auflösung der NOAA-AVHRR-Daten, die die Generierung von Zeitreihen zulässt, bietet dabei die Basis für eine Reihe von Anwendungen. Anhand des AVHRR-basierten Vegetationsindices NDVI erfolgten bei einer räumlichen Auflösung von 1 km x 1 km z.B. Landbedeckungsklassifikationen, die Detektion von Dürre-Schäden, von Vegetations-Degradation oder die Analyse jahreszeitlicher Entwicklungen der Vegetation (TOWNSHEND & JUSTICE 1986, CHOUDHURY & TUCKER 1987, TUCKER et al. 1991, RODERICK et al. 1999).

Relativ neu ist in dem Zusammenhang die Erfassung globaler Vegetationsveränderungen auf der Basis von Terra-MODIS-Daten. Aus diesen Daten wird seit 2001 jährlich ein *Vegetative Cover Conversion*-Produkt (VCC) erzeugt, das in 250 m x 250 m Auflösung vorliegt und die Hotspots erfolgter Veränderungen im Beobachtungszeitraum aufzeigt (HANSEN et al. 2002).

Im Rahmen des Landsat-Pathfinder Projektes erfolgte durch den Vergleich von Landsat-MSS- und TM-Daten die räumlich explizite Erfassung der Abholzung tropischer Regenwälder im Amazonasgebiet, Zentralafrika und Südostasien zwischen den 1970er und 1990er Jahren. Der Verlust dieser Wälder ist besonders im Hinblick auf die Veränderung des globalen Kohlenstoffkreislaufs und der Vernichtung von Artenvielfalt von großer Bedeutung. ALMEIDA-FILHO & SHIMABUKURO (2002) konnten mit Landsat TM-Daten erfolgreich regional Gebiete am Amazonas detektieren, die durch Goldschürfer degradiert wurden.

Darüber hinaus stellten z.B. SHUGART et al. (2001) mit einem Postklassifikations-Change-Detection-Verfahren auf Basis von Landsat-TM-Daten die Verschiebung der Waldgrenze am Mount Kenya fest. HUDAK & WESSMAN (2001) detektierten mit panchromatischen SPOT-Daten das Ausmaß der fortschreitenden Verbuschung in Teilen Südafrikas. PRICE, PYKE & MENDES (1992) analysierten in den westlichen USA mit Landsat TM-Daten ein epidemisches Buschsterben. Und MILNE (1986) untersuchte mit spektral und räumlich mäßig aufgelösten Landsat-MSS-Daten die Vegetationsveränderungen in Zusammenhang mit Buschfeuern in Australien.

Viele Change-Detection-Ergebnisse sind in höchstem Maße von der Niederschlagsverteilung und der phänologischen Reaktion der Vegetation darauf zum Beobachtungszeitpunkt geprägt, wodurch dauerhafte Veränderungen verschleiert werden (PILON et al. 1988). Dies betrifft vor allem Studien im semiariden Raum, die die Abhängigkeit der Ergebnisse von interannueller oder auch intraannueller Niederschlagsvarianz belegen. LAMBIN (1996) untersuchte Vegetationsveränderungen im klimatisch hochvariablen Westafrika auf der Basis von NOAA-AVHRR-Zeitreihen. Er betont dabei besonders die spontane Reaktion der Vegetation auf kleinräumige rezente Niederschlagsereignisse und bewertet das Ausmaß solcher Veränderungen als wesentlich größer, als das Auftreten echter, gerichteter Veränderungen (LAMBIN 1999). Diese Meinung generalisieren COPPIN et al. (2004) für Savannensysteme. DODD (1994) meint sogar, dass die postulierte massive Desertifikation der Sahelzone teilweise eine Fehlinterpretation der normalen interannuellen Variation der Vegetation sei.

Im Allgemeinen werden Studien, die den Zusammenhang von Niederschlag und Vegetationsveränderungen feststellen oder gezielt untersuchen, mit räumlich mäßig aufgelösten NOAA-AVHRR-Zeitreihen durchgeführt (CHOUDURY & TUCKER 1987, PETERS & EVE 1995, LAMBIN 1996, DIOUF & LAMBIN 2001 u. a.). VANACKER et al. (2005) haben diesen Zusammenhang statistisch nachgewiesen, indem sie MODIS-EVI-(Enhanced Vegetation Index) Daten mit Niederschlagsdaten korreliert haben.

Im Gegensatz dazu gibt es kaum Arbeiten, die den Einfluss von kleinräumigen Niederschlagsverteilungen auf Change-Detection-Ergebnisse untersuchen, denen höher aufgelöste Satellitendaten, wie z.B. Landsat-TM-Daten zugrunde liegen. Als Basis für signifikante Aussagen zur Landschaftsveränderung auf regionaler und lokaler Ebene wäre dies jedoch dringend erforderlich.

Den vielfältigen Möglichkeiten zur Erforschung von Vegetationsverhältnissen und Vegetationsveränderungen mithilfe von Fernerkundungsmethoden steht z.B. in Namibia – im Gegensatz zu Südafrika – ein großes Defizit an Basisinformationen über die ökosystemaren Zusammenhänge der Lebensgemeinschaften und der abiotischen Umweltfaktoren gegenüber. So wurde die klimatische Varianz Namibias erst durch ENGERT (1998) untersucht, während es Arbeiten über langjährige Niederschlagszyklen in Südafrika bereits durch TYSON (1978) und für die Niederschlagsvarianz in der südafrikanischen Kalahari durch CHOUDHURY & TUCKER (1987) gibt.

Zudem gibt es kaum präzise Vegetationskarten für Namibia. Als Standard gilt die grobe Einteilung in 13 Klassen von GIESS (1971). Auch eine detaillierte pflanzensoziologische Einteilung der Vegetation, wie sie beispielsweise für Deutschland bereits mit OBERDORFER (1949) erschienen ist, existiert nicht. Ebenso wenig hat sich bis heute ein System zur Definition von Vegetationsgesellschaften, das für Europa bereits durch BRAUN-BLANQUET (1964) begründet wurde, etabliert, welches als wissenschaftliche Basis für eine großräumige Vegetationskartierung dienen könnte.

Während die Savannen und Wüsten, die einen Großteil des südwestlichen Afrikas bedecken, in Namibia die am besten erforschte Biome sind (SCHOLES 1997), existieren über die Nama-Karoo im Süden des Landes bisher kaum Untersuchungen (PALMER & HOFFMAN 1997). Bei den eher von breitblättrigen Bäumen geprägten Vegetationseinheiten im Norden des Landes wird bislang uneinheitlich von Baum-Savannen (SCHOLES 1997), Savannenwäldern (BURKE 2002) oder Trockenwäldern (STROHBACH 2004) gesprochen, d.h. hier herrscht zudem Uneinigkeit über die Terminologie. Über die prägenden Umweltfaktoren in diesen Ökosystemen gibt es bislang jedoch nur vereinzelte Studien und viele Vermutungen. Da in diesen Biomen jedoch fortschreitende Veränderungen beobachtet werden, wäre eine Aufklärung dieser Zusammenhänge jedoch dringend erforderlich.

3 Wissenschaftliche Zielsetzung

Wie in Kapitel 2 dargestellt wurde, besteht gerade in Namibia auf regionaler Ebene ein großes Defizit an detaillierter Information über die Vegetation und ökosystemare Zusammenhänge in Abhängigkeit von Landnutzung und klimatischen Einflüssen. Durch das seit Oktober 2000 laufende Forschungsprojekt BIOTA (BIODiversity Transect Analysis Southern Africa), das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanziert wird, sollen diese Informationslücken geschlossen werden (<http://www.biota-africa.org>). In einem interdisziplinären, integrativen Ansatz werden in diesem auf neun Jahre angesetzten Projekt durch langzeitliches Monitoring auf einem exemplarischen Untersuchungsstransect von Südsüdafrika bis Nordnamibia die Zusammenhänge von Artenvielfalt mit abiotischen Umweltfaktoren, Klimawandel und Landnutzung der Ökosysteme in diesen Klimaregionen erforscht. Die Ergebnisse sollen als Basis für Prognosen zukünftiger Entwicklungen, zur Information für Entscheidungsträger und Landnutzer sowie zur Entwicklung von nachhaltigen Landnutzungspraktiken und auch Wiederherstellungsmaßnahmen dienen.

Im Rahmen dieses Projektes wurde die vorliegende Dissertation angefertigt. Die Zielsetzung dieser Arbeit war die fernerkundliche Identifikation, kleinräumige Erfassung und Quantifizierung jener Veränderungsprozesse, die in Savannenlandschaften charakteristisch sind. Zu diesen Prozessen zählen die Degradation durch Desertifikation und Verbuschung, zudem der durch die Buschsterbe bedingte Vegetationsrückgang und anthropogene Nutzungseinflüsse wie Beweidungseffekte und Entbuschungen, d.h. gezielte Abholzungsmaßnahmen und die Effekte durch Feuer.

Als Hauptuntersuchungsgebiet wurde Zentralnamibia gewählt, weil diese Region mit den hier wirksamen Veränderungsfaktoren für weite Teile des südlichen Afrika repräsentativ ist. Zudem liegen dort drei Kernarbeitsgebiete des BIOTA-Projektes. Durch die Arbeit der einzelnen BIOTA-Teildisziplinen, besonders der Bodenkunde, Botanik und Sozioökonomie auf diesen Flächen war einerseits mit einer besonders breiten Basis an relevanten Informationen für diese Dissertation zu rechnen, andererseits können die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse von den BIOTA-Projektpartnern zur interdisziplinären Analyse der detektierten Veränderungen genutzt werden.

Eine Fragestellung lag in der Entwicklung eines neuen bzw. der Modifikation bestehender Change-Detection-Verfahren, um die beobachteten Veränderungen räumlich und spektral erfassen zu können. Da die Veränderungen oftmals kleinräumig erfolgen, mussten die verwendeten Satellitendaten dementsprechend hoch aufgelöst sein. Hinzu kam, dass von den Projektpartnern eine lange zeitliche Datenverfügbarkeit gewünscht wurde, um die Veränderungen über einen möglichst langen Beobachtungszeitraum analysieren zu können. Daher wurde die Arbeit auf Basis von aktuellen und historischen Landsat-TM- und ETM-Daten durchgeführt. Die Arbeit auf diesem Skalenniveau erleichterte zudem die Kopplung mit den Ergebnissen der Projektpartner, die zumeist auf lokaler Ebene erhoben wurden (vgl. auch ILLIUS & O'CONNOR 1999).

Eine weitere Herausforderung bestand darin, dass auf der angestrebten Skala kaum detaillierte Informationen zur Vegetation existierten (vgl. Kapitel 2), da vorliegende Vegetationsklassifikationen entweder zu grob oder zu kleinräumig oder zu alt waren und die Daten aus dem BIOTA-Projekt noch nicht flächendeckend vorlagen und so nicht als (multitemporale) Informationsbasis zur Verfügung stehen konnten. Hinzu kam, dass die Veränderungen teilweise *innerhalb* von Vegetationseinheiten stattfinden, wie z.B. eine Buschzunahme, und sich deshalb auf Basis von Vegetationsklassifikationen nicht erfassen ließen. Die zu entwickelnde Change-Detection-Methode konnte daher nicht auf flächendeckenden Vegetationskartierungen als Informationsbasis aufbauen. Die benötigten Daten zur Generierung und Validierung der Methode wurden anstatt dessen aus punktuell auf einzelnen Farmen durchgeführten Interviews gewonnen.

Des Weiteren sollte sich das zu entwickelnde Change-Detection-Verfahren auch auf andere Gebiete anwenden lassen, um es für weitere Untersuchungsgebiete im BIOTA-Kontext, aber auch darüber hinaus einsetzen zu können. Zum Test der Übertragbarkeit wurden daher weitere Gebiete im trockeneren Süden mit offenerer Vegetation und im Norden Namibias mit dichter Vegetation hinzugezogen. Dort liegen ebenfalls Kernarbeitsgebiete des BIOTA-Projektes. Dort war daher einerseits eine breitere Informationsbasis als in anderen Regionen Namibias zu erwarten, zudem konnten die in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse für die interdisziplinäre Analyse in das BIOTA-Projekt zurückfließen.

Die Literatur zeigte zudem, dass der Einfluss von phänologischen, d.h. niederschlagsbedingten Schwankungen der Vegetationsausprägung bei der Interpretation von Change-Detection-Ergebnissen vor allem bei kleinskaligen Ansätzen, z.B. auf Basis von NOAA-AVHRR-Daten untersucht ist. Im Rahmen dieser Arbeit sollten daher auch der kleinräumige Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die Change-Detection-Ergebnisse untersucht werden.

Die Klärung der Größe dieses Einflusses ist notwendig, um beurteilen zu können, inwieweit es sich bei den detektierten Veränderungen um echte Konversionen der Vegetation handelt oder lediglich um phänologische Schwankungen innerhalb des Systems. Dadurch wird für das Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia die Ermittlung des tatsächlichen Ausmaßes von Desertifikation und Verbuschung ermöglicht.

Die Klassifikationsergebnisse, die aus dieser Arbeit hervorgehen, sollen das Ausmaß erfolgter Veränderungen in den Untersuchungsgebieten dokumentieren. Sie dienen damit als Basis für gezielte Untersuchungen der BIOTA-Projektpartner in den betroffenen Regionen und als Hinweis für Landnutzer und Entscheidungsträger, ob lokal oder regional ggf. die Bewirtschaftungsweise der Flächen überdacht und angepasst werden muss. Darüber hinaus soll die entwickelte Change-Detection-Methode für das zukünftige Monitoring dieser Untersuchungsgebiete und vor allem auch für die Anwendung in weiteren Untersuchungsgebieten zur Verfügung stehen.

4 Die Untersuchungsgebiete

Die Arbeit wurden in drei Untersuchungsgebieten in Namibia durchgeführt (Abbildung 1). Dabei wurden Regionen gewählt, in denen Kernarbeitsgebiete (sog. Biodiversitätsobservatorien) des BIOTA-Afrika-Projektes liegen, in dessen Rahmen diese Arbeit durchgeführt wurde (<http://www.biota-africa.org>). Die Observatorien liegen in Landschaften, die für das südliche Afrika repräsentativ sind. Sie liegen in typischen Vegetationseinheiten, die in regionaltypischer Art farmwirtschaftlich genutzt werden (s.u.). Durch die Arbeiten der biologischen, edaphologischen und sozioökonomischen Teilprojekte des BIOTA-Projektverbundes steht für diese Gebiete eine verhältnismäßig breite Informationsbasis zur Verfügung.

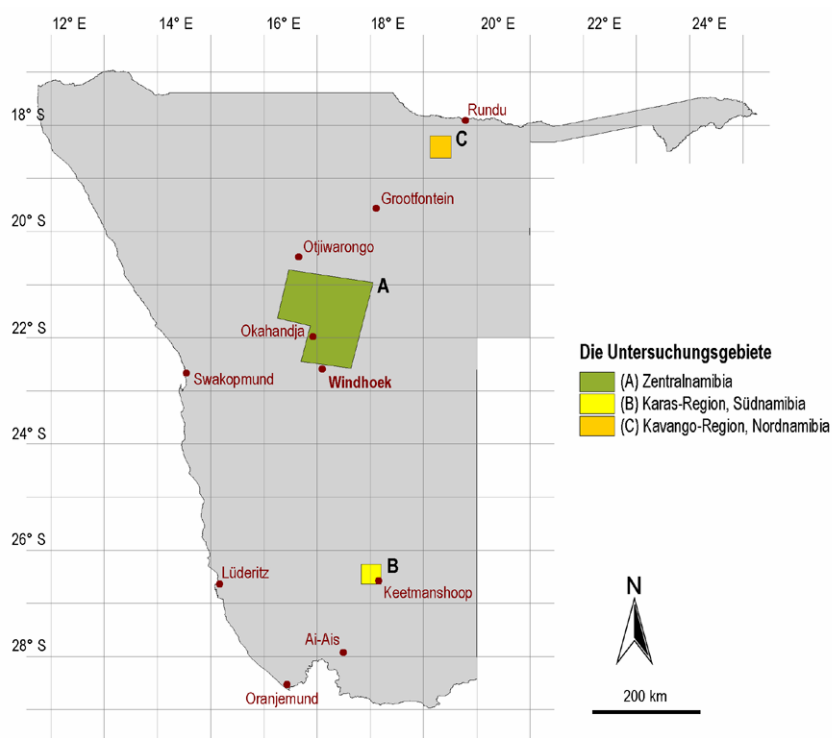


Abbildung 1: Geografische Lage der Untersuchungsgebiete in Namibia.
Kartengrundlage: GIS-Atlas of Namibia (MENDELSON et al. 2002).

Das Hauptarbeitsgebiet (A) liegt in Zentralnamibia. Hier wurde die im Kapitel 7 beschriebene Change-Detection-Methode entwickelt. Darüber hinaus gibt es zwei kleinere Testflächen in der Karas-Region in Südnamibia (B) und in der Kavango-Region in Nordnamibia (C), in denen die Methodik angewendet und validiert wurde (vgl. Abbildung 1).

Das Untersuchungsgebiet (A) liegt nördlich von Windhoek in der Otjozondjupa-Region. Die longitudinale Ausdehnung der Fläche beträgt 186 km, latitudinal erstreckt sich das Gebiet auf einer Länge von 208 km (ca. 20°43' - 22°35' S und 16°15' - 18°03' E). Es hat eine Fläche von etwa 24.600 km².

Das Arbeitsgebiet (B) in der Karas-Region in Südnamibia ist etwa 43 km x 36 km groß und hat eine Fläche von 1.534 km². Die Region erstreckt sich nordwestlich von Keetmanshoop (26°16' – 26° 38' S und 17°50' – 18°12' E).

Das Arbeitsgebiet (C) in der Kavango-Region in Nordnamibia ist 41 km x 46 km (1.890 km²) groß. Es erstreckt sich von 18°12' – 18°36' S und 19°8' – 19°30' E, rund 62 km südwestlich von Rundu.

4.1 Klima

4.1.1 (A) Zentralnamibia

Das Klima des südlichen Afrika wird von der Position des Kontinents innerhalb des südhemisphärischen Luftdruck- und Windsystems gesteuert (WOLKENHAUER 2003). Das Untersuchungsgebiet (A) liegt hinsichtlich globaler Zirkulationsprozesse der Atmosphäre im Grenzbereich zwischen dem tropischen Zirkulationsmechanismus der sog. Hadleyzelle und den subtropisch-randtropischen Hochdruckzellen (WEISCHET 1995). Nach der effektiven Klimaklassifikation von Köppen herrscht in Zentralnamibia ein semiarides Sommerregen-Klima (BSh). Die Klimaklasse BSh ist definiert als ein arides (B) Steppenklima (S) trocken-heißer Ausprägung mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur über 18° C (h).

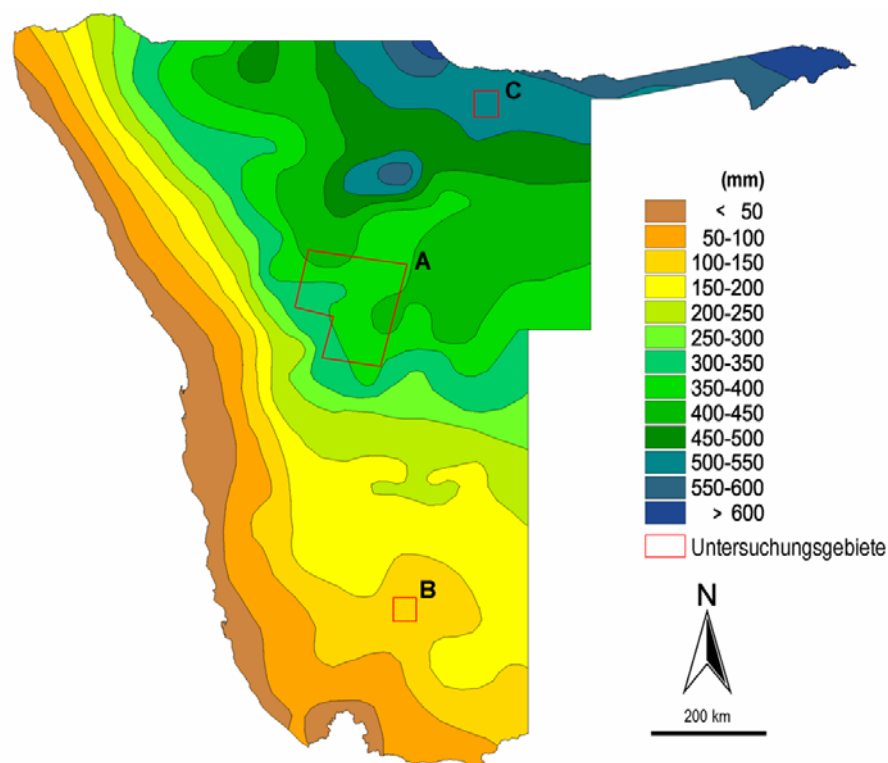


Abbildung 2: Langjähriges Niederschlagsmittel (in mm) in Namibia mit der Lage der Untersuchungsgebiete.

Datenquelle: GIS-Atlas of Namibia (MENDELSON et al. 2002, verändert).

Nach MENDELSON et al. (2002) beträgt die durchschnittliche Jahrestemperatur 20-22°C, in den höheren Lagen des Khomas-Hochlandes 18-20°C. Im gesamten Gebiet können die Werte im Dezember auf 32-34°C steigen und im Juli auf 4-6°C sinken. MENDELSON et al. (2002) geben für den Norden und Osten des Gebietes mit 400-450 mm pro Jahr deutlich mehr Niederschlag an als für den äußersten Südwesten mit bis zu 300 mm (vgl. Abbildung 2).

Das Klima unterliegt einer starken Saisonalität. Regen ist hauptsächlich auf die Regenzeit von Oktober bis April beschränkt, wobei die meisten Niederschläge von Januar bis März zu erwarten sind. Von Mai bis August herrscht Trockenzeit, während der meistens kein Regen fällt (SCHULZE & MCGEE 1978).

Die Niederschläge können in den einzelnen Jahren erheblich um den langjährigen Mittelwert schwanken. Dies verdeutlicht die Betrachtung der mittleren Saison-Niederschlagssummen der Untersuchungsgebiete A, B und C im Zeitraum von 1961 bis 2000 (Abbildung 3). Der Darstellung liegen von HANATSCHEK (2001) aufbereitete Niederschlagsdaten der Climatic Research Unit (CRU; HULME 1992; <http://www.cru.uea.ac.uk/>) zu Grunde (vgl. Erläuterung in Abbildung 3). Die Darstellung zeigt, dass das aus diesen Daten für das Untersuchungsgebiet (A) errechnete langjährige Niederschlagsmittel von 359 mm regelmäßig deutlich über- oder unterschritten wird.

Diese Niederschlagsvariabilität besitzt nach SHEPHERD & CAUGHLEY (in: ELLIS et al. 1987) bei der Bewertung der Klimaverhältnisse in semiariden und ariden Gebieten eine größere Aussagekraft als der Niederschlagsmittelwert, weil die Variation der Niederschläge die Entwicklung der Vegetation in diesen Regionen entscheidend beeinflusst (vgl. Kapitel 4.5). Ein Maß für die Variation der jährlichen Niederschläge ist der in Abbildung 3 und Abbildung 4 angegebene Variationskoeffizient. Er gibt die Standardabweichung der Messdaten als Prozentwert vom langzeitlichen Niederschlagsmittelwert an.

Wie der Vergleich von Abbildung 2 (langjähriges Niederschlagsmittel) mit Abbildung 4 (Variationskoeffizient) zeigt, nimmt in Namibia die Niederschlagsvariation großräumig mit abnehmender Niederschlagsmenge zu. Nach MENDELSON et al. (2002) beträgt der Variationskoeffizient des Niederschlags im Untersuchungsgebiet (A) 30-50%. Aus den vorliegenden Niederschlagsdaten der CRU für das Gebiet im Zeitraum von 1961-2000 ergibt sich für Gebiet (A) rechnerisch ein Koeffizient von 31% (Abbildung 3).

Die starke Variation der Niederschläge in Namibia erfolgt teilweise zyklisch, d.h. Reihen von eher trockenen Jahren wechseln mit Folgen von überdurchschnittlich feuchten Regenjahren ab (vgl. Abbildung 3). Teilweise können Dürren mit dem Auftreten globaler Klimaphänomene in Zusammenhang gebracht werden. So fiel in Jahren, in denen El Niño-Ereignisse auftraten, z.B. 1972/73, 1982/83, 1987, 1995 und 1997/98 unterdurchschnittlich viel Regen (vgl. auch ANYAMBA et al. 2001). Diese Einflüsse werden ebenfalls von SEFE et al. (1996) für Botswana beschrieben. ENGERT (1998) führt das Ausbleiben ergiebigen Regens in anderen Jahren (1934, 1950, 1963, 1986) auf einen überdurchschnittlich warmen Benguela-Strom zurück.

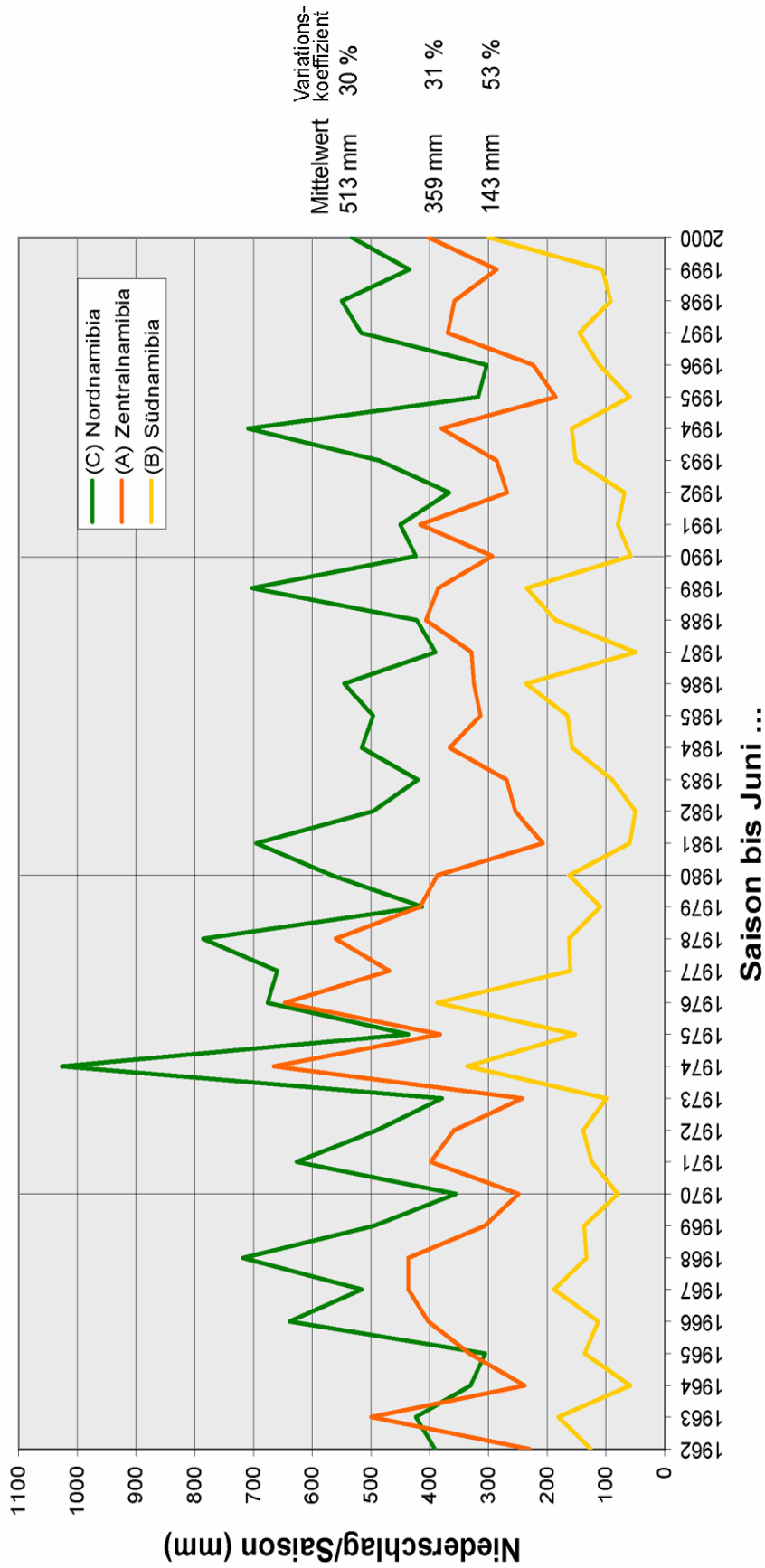


Abbildung 3: Jährliche Saison-Niederschlagssummen in den Untersuchungsgebieten A, B und C im Zeitraum von 1962 bis 2000. Der Darstellung liegen die Niederschlagsdaten der Climatic Research Unit (CRU) zu Grunde. Dieser globale Datensatz mit Monatsmittelwerten wird von der CRU aus weltweiten Stationsdaten in die Fläche extrapoliert und liegt mit einer räumlichen Auflösung von 0,5° x 0,5° Länge x Breite, entsprechend also etwa 50 km x 50 km vor. HANATSCHEK (2001) hat für Afrika die räumliche Auflösung dieser Daten auf 5 km x 5 km verbessert. Die in der Abbildung angegebenen Saisonsummen, Mittelwerte und Variationskoeffizienten wurden aus diesen Daten berechnet.

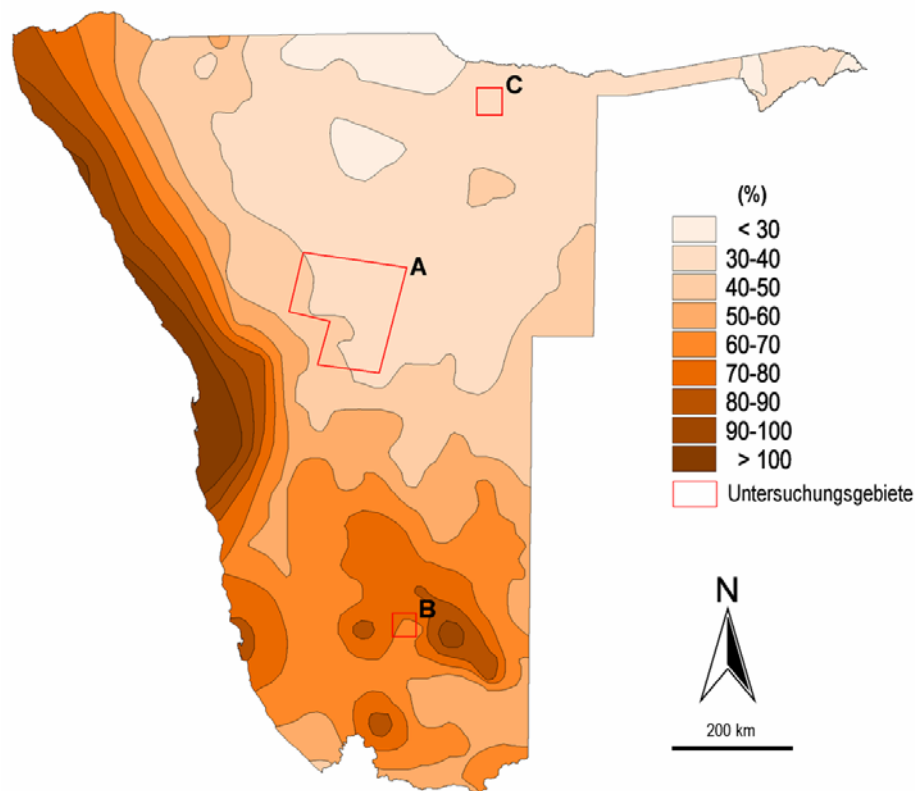


Abbildung 4: Variationskoeffizient des jährlichen Niederschlags (in %) in Namibia mit der Lage der Untersuchungsgebiete.

Datenquelle: GIS-Atlas of Namibia (MENDELSON et al. 2002, verändert).

Die Verteilung der Niederschläge ist im Untersuchungsgebiet (A) nicht nur saisonal sehr variabel, sondern auch räumlich. Dies ist auf starke regionale Einflüsse wie Orographie und Vegetation zurück zu führen. Abbildung 54 auf Seite 132 illustriert die resultierende Kleinräumigkeit der Niederschlagsereignisse am Beispiel von 10-Tagesniederschlagssummen für die Stationsdaten einiger Farmen im Untersuchungsgebiet im selben Zeitraum.

KEMPF (1994) und ENGERT (1998) haben bei ihren Studien im zentralen Namibia ebenfalls die große Variabilität und Unvorhersagbarkeit der Niederschläge herausgestellt. Dies gilt sowohl in Hinblick auf den Zeitpunkt, die Menge und den Ort als auch die Art des Niederschlags. Der großen Variabilität der Niederschläge kommt bei der Interpretation von Vegetationsveränderungen besondere Bedeutung zu (vgl. Kapitel 8.1).

4.1.2 (B) Südnamibia

Das Klima des Untersuchungsgebietes (B) in Südnamibia wird im Zusammenhang mit der globalen Zirkulation eher von den subtropisch-randtropischen Hochdruckzellen bestimmt als das Untersuchungsgebiet (A) (WEISCHET 1995). Daraus resultiert ein arides Sommerregenklima, das nach Köppen in die Klasse BWh fällt, d.h. es herrscht ein arides (B) Wüstenklima (W) trockenheißer Ausprägung mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur über 18° C (h).

Nach MENDELSON et al. (2002) beträgt die durchschnittliche Jahrestemperatur 20-22°C. Die durchschnittlichen maximalen Temperaturen im Sommer erreichen 34-36° C, im Winter wird es bis zu 4-6° C kalt. Das langjährige Niederschlagsmittel im Gebiet beträgt 100-150 mm (Abbildung 2), rechnerisch für den Zeitraum von 1961-2000 aus CRU-Daten 134 mm (vgl. Abbildung 3). Regen ist in dieser Region vor allem von Januar bis April zu erwarten.

Die Niederschläge fallen hier überwiegend konvektiv als Starkregen und sind hochgradig variabel, was sich in einem noch höheren Variationskoeffizienten ausdrückt als in Zentralnamibia. MENDELSON et al. (2002) geben für die Region Werte von 60-80% an (vgl. Abbildung 4). Die Berechnung aus den CRU-Niederschlagsdaten ergibt einen Koeffizienten von 53% (Abbildung 3).

Als Beispiel für die räumliche Variabilität der Niederschläge werden in Tabelle 1 die langjährigen Niederschlagsmittelwerte und Variationskoeffizienten von drei Messstationen auf der Farm Gellap Ost im Zentrum des Untersuchungsgebietes einander gegenüber gestellt. Sie wurden aus Tageswerten im Zeitraum von Dezember 1980 bis März 2005 errechnet. Orographische Effekte führen hier zu deutlichen Unterschieden. Der Standort des Messpunktes „Huis“ am Farmhaus empfängt daher mit durchschnittlich 133,1 mm deutlich mehr Niederschläge als der etwa 4 km entfernte „Pos F“ und der ca. 10 km entfernte „Pos B“ und ist mit geringerer Variation (48,3%) regsicherer als die übrigen Standorte. Die Position der Messpunkte ist in Abbildung 60 darstellt. Auch in Südnamibia spielt die Variation der Niederschläge eine bedeutende Rolle bei der Entwicklung der Vegetation (vgl. Kapitel 4.5.2).

Tabelle 1: Gegenüberstellung des mittleren jährlichen Niederschlags und des Variationskoeffizienten von drei Messpunkten auf der Farm Gellap Ost.
Die Position der Messpunkte geht aus Abbildung 60 auf Seite 143 hervor.

	Messpunkte auf Farm Gellap Ost			Mittelwerte über die 3 Punkte
	Pos B	Pos F	Huis	
Mittlerer Niederschlag 1980 - 2005 (mm)	97,6	107,6	133,1	112,7
Variationskoeffizient 1980 - 2005 (%)	52,5	56,9	48,3	49,2

4.1.3 (C) Nordnamibia

Das Untersuchungsgebiet (C) in Nordnamibia liegt ebenso wie das Gebiet (A) in Zentralnamibia hinsichtlich der globalen Zirkulation der Atmosphäre im Übergangsbereich zwischen tropischer Hadleyzelle und den subtropisch-randtropischen Hochdruckzellen (WEISCHET 1995), jedoch ist in Nordnamibia der Einfluss der tropischen Luftmassen größer (MENDELSON & EL OBEID 2003).

Die Region wird ebenfalls von einem semi-ariden Sommerregen-Klima geprägt. Es fällt ebenso wie das Gebiet (A) in Köppens Klima-Klasse BSh. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt hier mit über 22° C etwas höher als in Zentralnamibia, die von MENDELSON et al. (2002) angegebenen Temperaturminima und -maxima sind jedoch mit Untersuchungsgebiet (A) identisch. Mit einem

langjährigen Niederschlagsmittel von 500-550 mm (513 mm nach CRU-Daten, vgl. Abbildung 3) im Zeitraum von Oktober bis April ist dieses Gebiet deutlich humider als die beiden südlicheren Gebiete (vgl. Abbildung 2), und die Trockenzeit von Mai bis September ist hier kürzer. MENDELSON et al. (2002) geben für das Gebiet einen Niederschlagsvariationskoeffizienten von 30-40% an (Abbildung 4), was mit den Berechnungen aus den CRU-Daten für 1961-2000 mit 30% übereinstimmt (Abbildung 3).

4.2 Geologie und Geomorphologie

4.2.1 (A) Zentralnamibia

Im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia lassen sich gemäß des geologischen Alters und der Genese vier Regionen unterscheiden. Im Süden dominieren ca. 850-600 Mio. Jahre alte Gesteine der Damara-Sequenz. Die zentrale und westliche Region wird von Granit-Intrusionen derselben Sequenz geprägt. Der nordwestliche Teil ist von Karoo-Sedimenten bedeckt, die vor ca. 240-130 Mio. Jahren entstanden. Im Norden und Nordosten dominieren tertiäre und quartäre Kalahari-Sande (MENDELSON et al. 2002, SCHNEIDER 2004; vgl. Abbildung 5).

Ausgangsgesteine, Verwitterung und Tektonik prägen das Relief der Region. Der von den Metapoliten der Damara-Sequenz dominierte Südtail des Gebietes erhebt sich als stark zerschnittene Hochfläche durchschnittlich 1720 m ü. NN, einige Inselberge erreichen Höhen bis 2318 m. Die östlichen und westlichen Hochflächenreste werden landschaftlich durch das bis 1260 m ü. NN tiefe Windhoekbecken getrennt. Geologisch handelt es sich bei diesem flachen Tal um einen Halbbeckengraben in der mehr als 570 Mio. Jahre alten Khomas-Gruppe der Damara-Sequenz (vgl. auch Darstellung des Reliefs in Abbildung 6; MENDELSON et al. 2002; Khomas-Gruppe bei SCHNEIDER 2004: Kuiseb-Formation).

Die Damara-dominierten Hochflächenreste im Süden des Gebietes sind vor allem aus chemisch tief verwitterten Quarz-Glimmerschiefern aufgebaut. Dies hat zur Folge, dass die Fläche zu sehr weichen Talformen zerschnitten ist. Von dieser Landschaft hebt sich die flache, ebene Region am südöstlichen Rand des Untersuchungsgebietes ab. Hier treten Quarzite der Hakos-Gruppe der Damara-Sequenz zutage, die im Zentrum von der rund 1,5 Mrd. Jahre alten metamorphen Rehoboth-Sequenz durchbrochen werden (MENDELSON et al. 2002, vgl. Abbildung 5).

Dieser sog. Ondekaremba-*Inlier* gehört zum Kalahari-Kraton (SCHNEIDER 2004) und ist aufgrund seines stark verwitterten Zustandes besonders stark eingerumpft. Der *Matchless-Amphibolith-Belt*, der die Khomas-Gruppe in südwest-nordöstlicher Richtung durchschneidet, steht ebenfalls in Zusammenhang mit dem Damara-Komplex. Er ist wahrscheinlich Teil des ehemaligen mittelozeanischen Rückens des Khomas-Ozeans, dessen Kruste vor ca. 600 Mio. Jahren bei der Entstehung des Gondwanakontinents durch die Kollision des Kalahari- und des Kongo-Kratons zum Damara-Orogen aufgefaltet wurde (MENDELSON et al. 2002, SCHNEIDER 2004).

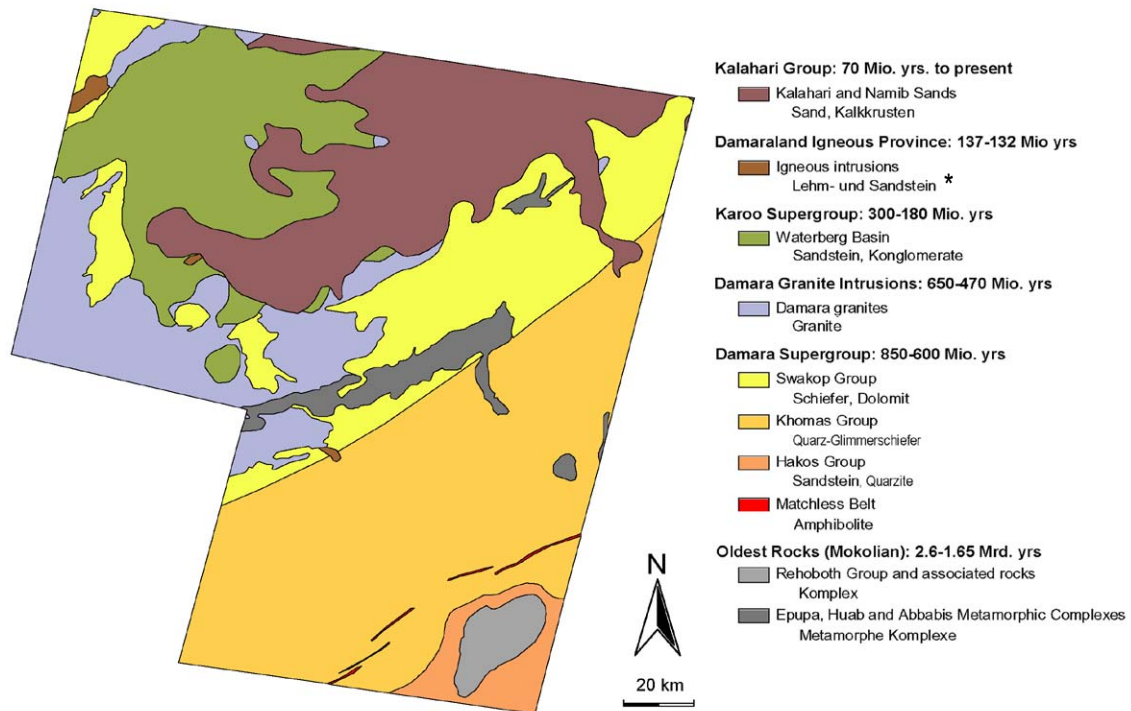


Abbildung 5: Geologie des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia.

MENDELSON'S *Supergroup* entspricht bei SCHNEIDER (2004) *Sequenz*. (*): nach KEMPF, mündlich: Granite, Syenite. Aus: GIS-Atlas of Namibia (MENDELSON et al. 2002).

Im westlichen und zentralen Teil des Untersuchungsgebietes dominieren syntektonische Granite der Damara-Sequenz. Sie entstanden ebenfalls durch den Druck, der bei der Auffaltung des Damara-Gebirges durch die Kollision von Kongo- und Kalahari-Kraton wirkte. Dabei wurde Magma in der Erdkruste nach oben gepresst und bildete so Granit-Intrusionen, die heute weitgehend tiefgründig verwittert sind. Diese Landschaft erhebt sich durchschnittlich 1550 m ü. NN und wird durch mehrere bis zu 2210 m hohe Gebirgszüge unterbrochen, die weitgehend anderen geologischen Ursprungs sind (vgl. Abbildung 5 und Abbildung 6).

Während die von der Damara-Sequenz dominierten Regionen des Untersuchungsgebietes vor allem aus Zeiten der Entstehung des Gondwana-Superkontinents stammen, ist die heutige Landschaft im Nordwesten der Region vor allem nach der permo-karbonen Vereisung entstanden. Während der Karoo-Phase vor ca. 240-130 Mio. Jahren füllte sich hier das sog. Waterberg-Becken mit Sedimenten, aus denen sich Tonsteine, Sandsteine und Konglomerate bildeten, die heute in der überwiegend flachen Region dominieren (SCHNEIDER 2004).

Der Ombotzo-Berg nördlich von Okahandja und jener gabelähnliche Komplex um den Omburo-Berg am westlichen Rand des Untersuchungsgebietes gehören zu den Post-Karoo-Formationen (Damaraland Igneous Province bei MENDELSON et al. 2002) und sind mit ca. 130-65 Mio. Jahren geologisch erheblich jünger. Sie entstanden, als beim Auseinanderbrechen des Gondwana-kontinents Magma in Erdspalten aufstieg und sich Dolerit-Intrusionen bilden konnten. Nach der

Verwitterung des tiefgründig saprolithisierten Damara-Grundgesteins traten diese Intrusionen als Berge hervor (GRÜNERT 2003).

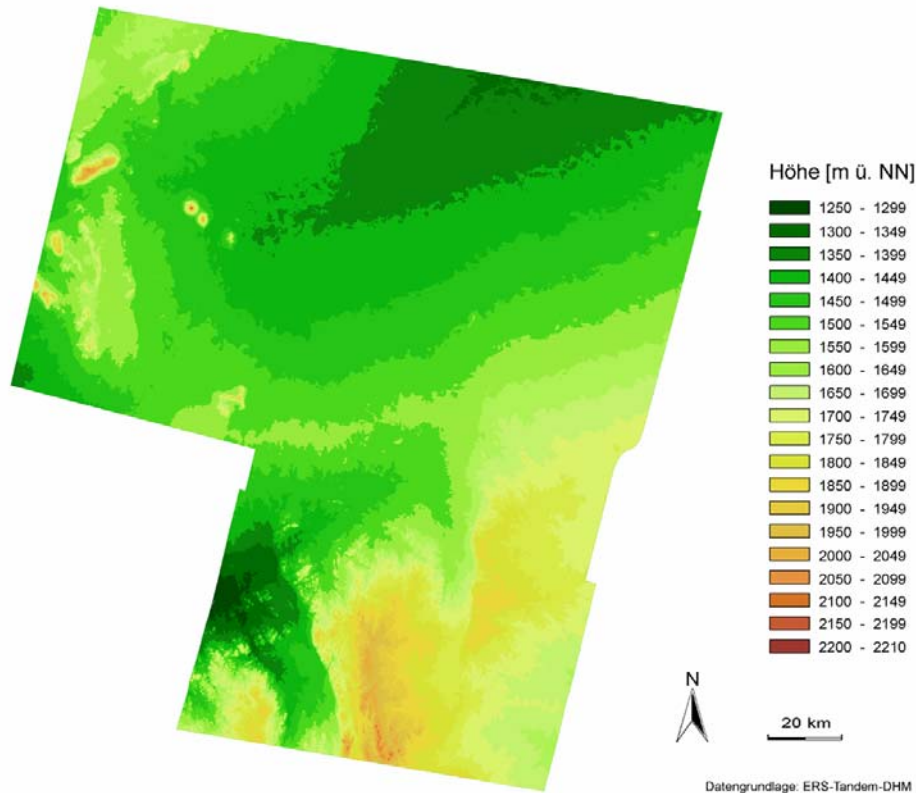


Abbildung 6: Relief des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia.

Die nördliche Hälfte des Gebietes ist, abgesehen von einzelnen Inselbergen, weitgehend flach und gegen Nordosten leicht abgesenkt. Der südliche Teil ist stark reliefiert. Der flache Windhoek-Halbgraben (dunkelgrün) tritt hier deutlich hervor. Datenbasis: digitales ERS-1,2-Tandem-Höhenmodell (Erläuterung in Kapitel 5.3.1).

Einige Gebirgsgruppen, wie die ca. 2240 m hohen Zwillingberge der Omatakos (Herero: „Hinterbacken-Berge“) und der 2089 m hohe Mount Etjo sind Inselberge aus Karoo-Gesteinen. Sie besitzen eine oberflächlich silifizierte bis zu 70 m mächtige Kappe aus sog. Etjo-Sandstein, der sich vor ca. 180 Mio. Jahren während einer ariden Klimaphase aus roten Wüstensanden bildete (SCHNEIDER 2004). Diese Sande bedeckten im Mesozoikum weite Teile Gondwanas und wurden später von weiteren Schichten überdeckt und verhärtet. Sie schützen die darunter liegenden Damara-Granite und Gneise vor Abtragung. Auf den Kuppen der Omatakos sind zudem Effusiv-Gesteine zu finden, die von der vulkanischen Aktivität jener Periode zeugen. Der östliche Gipfel trägt eine Kappe aus Dolerit, der westliche Gipfel hat eine Spitze aus Basalt. Der Vulkanismus wurde durch das Auseinanderbrechen des Gondwanakontinents verursacht. Flutbasalte überdeckten damals die gesamte Region mit einer Mächtigkeit von bis zu 3000 m (KEMPF 2000). Die Vulkangesteine erodierten im Laufe der Zeit jedoch fast vollständig, nur die wenigen Inselberge zeugen heute noch von dieser Epoche (SCHNEIDER 2004).

Der nordöstliche Teil des Untersuchungsgebietes ist der geologisch jüngste. Die durchschnittlich ca. 1500 m ü. NN hohe, leicht nach Nordosten in das sog. Kalahari-Bassin abfallende Ebene ist von Kalahari-Sanden bedeckt, die jünger als 2 Mio. Jahre und mit einzelnen Kalkpfannen

durchsetzt sind. Die Sande überdecken hier die ausstreichenden Damara-Schiefer und Dolomite der Swakop-Gruppe (MENDELSON et al. 2002). An einigen Stellen, wie nahe Otjosundu oder als Gebirgszüge zwischen Hochfeld und Okahandja, durchbrechen 2,1 Mrd. Jahre alte Epupa-Metamorphite (Gneis nach SCHNEIDER 2004) die im Osten mächtigen Sande. Auf dem Landsatbild treten diese als dunkle, holzartig gemaserte Strukturen in Erscheinung (vgl. Anhang A1).

4.2.2 (B) Südnamibia

Im Untersuchungsgebiet in Südnamibia dominieren stark geneigte Schuttflächen, die durch Gesteinsrücken und Inselberge gegliedert werden (vgl. Abbildung 8). Geologisch ist diese Region ausschließlich aus Gesteinen der Karoo-Phase aufgebaut (vgl. Abbildung 7).

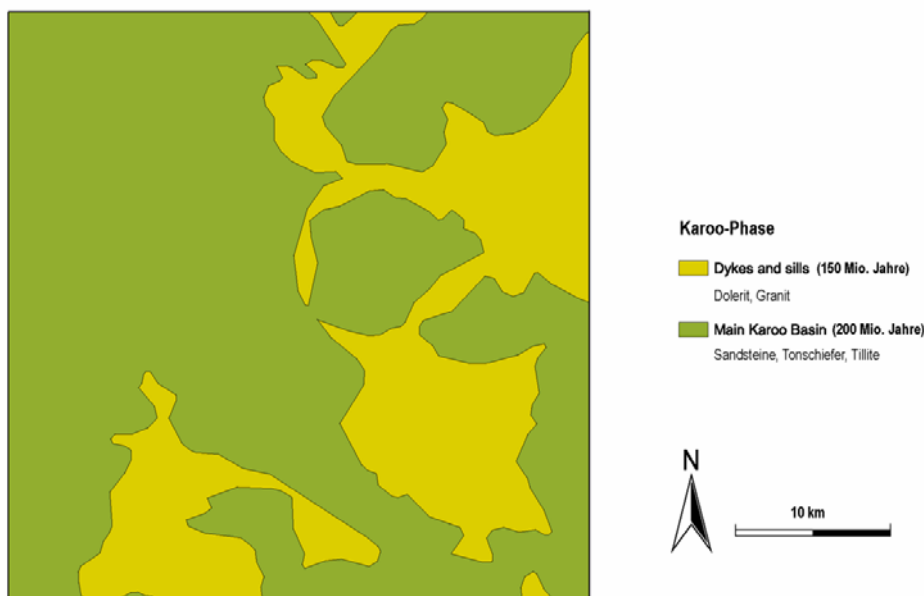


Abbildung 7: Geologie des Untersuchungsgebietes (B) in Südnamibia.

Das Gebiet wird aus Gesteinen der Karoo-Phase aufgebaut. Örtlich sind Dolerite und Granite in die Sedimente des Kalahari-/Karoo-Bassins eingelagert. Durch die starke Zerschneidung des Gebietes treten kleinräumig verschiedene Gesteinstypen zutage (vgl. ETM-Szene in Anhang A3). Datenquelle: GIS-Atlas of Namibia (MENDELSON et al. 2002).

Große Flächen sind mit glazialen und fluvioglazigenen Sedimenten der Dwyka- und Ecca-Formation bedeckt, die sich während dieser Phase hier am Rand des Nama-Beckens ablagerten (SCHNEIDER 2004). Sie entstanden vor ca. 200 Mio. Jahren, etwa zur gleichen Zeit wie die Sandsteine und Konglomerate des Waterberg-Beckens in Zentralnamibia. Durch Verwitterung und unterschiedlich starke Abtragung treten in der Region verschiedene periglaziale, maritime und fluviatile Sedimente dieser Phase zutage. Es handelt sich überwiegend um Tillite, Sandsteine und Tonschiefer, teilweise auch um Kalksteine.

Die Region unterlag beim Auseinanderbrechen des Gondwana-Kontinents während der späten Karoo-Phase vor ca. 150 Mio. Jahren ebenfalls vulkanischen Einflüssen. Durch aufsteigendes Magma, das sich in vertikale und horizontale Risse im Gestein presste, entstanden Doleritrücken und -sills, und eruptierende Lava bildete großflächige Basaltdecken.

Die Karoo-Sedimente sind im Untersuchungsgebiet stark verwittert. Reste der härteren vulkanischen Gesteinsschichten treten heute als Dolerit-Rücken, Dolerit- und Basalt-Schichtstufen und im Gipfelbereich der Inselberge als verwitterungsresistentere Kappen zutage (SCHNEIDER 2004). Diese Berge ragen hier mit bis zu 1230 m ü. NN aus der durchschnittlich 1000 m ü. NN hohen Region heraus (Abbildung 8).

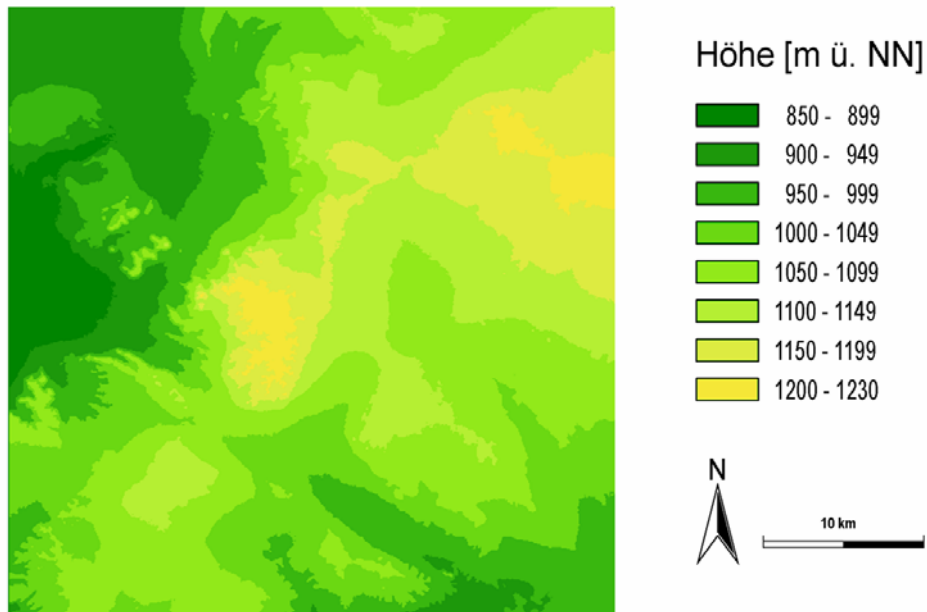


Abbildung 8: Relief des Untersuchungsgebietes (B) in Südnamibia. Vor allem die Bereiche, in denen vulkanische Gesteine prägend sind, widerstanden der Verwitterung und treten als Inselberge hervor (vgl. Abbildung 7 und Anhang A3). Datenbasis: Digitales Höhenmodell aus SRTM-C-Band-Daten (vgl. Kapitel 5.3.2).

4.2.3 (C) Nordnamibia

Das Untersuchungsgebiet in der Kavango-Region ist mit einem Niveau von 1140 bis 1190 m ü. NN weitgehend eben. Geologisch betrachtet ist die Region relativ jung. Ebenso wie der nordöstliche Teil des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia ist es von quartären Sanden bedeckt, die jünger als 2 Mio. Jahre sind (KEMPF 2000, MENDELSON et al. 2002). Sie wurden vermutlich durch stetige Ostwinde aus dem nahen Omatako-Flussgebiet ausgeblasen (MENDELSON & EL OBEID 2003). Die Sande überlagern in Nordnamibia mit einer Mächtigkeit von bis zu 100 Metern die Gesteine der Damara-Sequenz.

Im Gegensatz zu Zentralnamibia formen die Kalaharisande in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes (C) Längsdünen, die parallel in Ostwestrichtung verlaufen. Im Osten sind diese Strukturen von durch den rezenten Einfluss des Omuramba Omatako, d.h. durch gelegentliche Überflutungen durch den Omatako-Fluss überprägt. Südlich des Gebietes im Norden von der Stadt Grootfontein haben die Dünen eine Höhe von ca. 20 Metern, sie werden nach Norden hin aber immer flacher und streichen wenige Kilometer nördlich des Untersuchungsgebietes aus.

Der Reliefunterschied zwischen Dünen und Interdünenbereichen beträgt im Untersuchungsgebiet nur etwa einen Meter, wobei aufgrund einer Reliefumkehr nunmehr die ehemaligen Dünentäler (Interdünen) aufragen. Die einstigen Dünentäler sind reicher an Bodenfeinmaterial, was diese Bereiche verfestigt und somit besser vor Erosion schützt. Die sandigen, losen Dünenkämme hingegen wurden im Laufe der Zeit ausgeblasen, und die „Täler“ blieben als neue Kämme erhalten. Im betrachteten Landschaftsausschnitt sind die Dünen etwa 1200 m breit und werden durch ca. 400 m breite Interdünenbereiche deutlich von einander getrennt (vgl. Anhang A4).

Die Dünen entstanden spätestens während des letzten glazialen Maximums vor ca. 16 –20.000 Jahren, als starke Winde den durch das kalte Klima vegetationslosen Boden verbliesen (LANCASTER 1980). Nach Ende dieser Trockenphase etablierte sich dauerhaft Vegetation und stabilisierte so die Dünenstruktur bis heute (SCHNEIDER 2004).

4.3 Böden

4.3.1 (A) Zentralnamibia

Gebunden an das geologische Ausgangsmaterial, den Verwitterungszustand und das Relief haben sich im Untersuchungsgebiet (A) unterschiedliche Böden entwickelt (Abbildung 9).

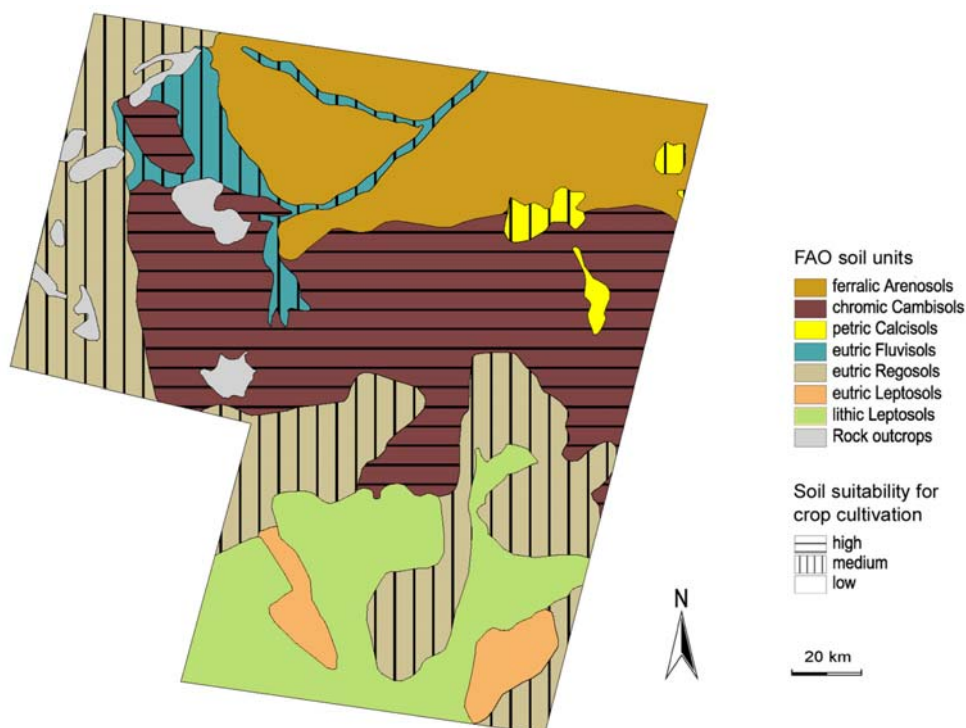


Abbildung 9: Böden im Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia.

Datenbasis Soil Units: Geological Survey of Namibia nach FAO aus: Digital GIS-Atlas of Namibia, MENDELSON et al. (2002); verändert. Soil Suitability: DE PAUW & COETZEE (1998/99) und DE PAUW et al. (1998/99) in: Digital GIS-Atlas of Namibia, MENDELSON et al. (2002)

In den Otjihavera-Bergen und dem Khomas-Hochland, die aus Gesteinen der Damara-Sequenz aufgebaut sind, trifft man heute vor allem auf schwach entwickelte Böden, die nach der FAO-

Einteilung als *Leptosole* bezeichnet werden (FAO 1988). Durch die starke Zerschneidung der ehemaligen Hochfläche sind diese Böden sehr flachgründig und steinig (*lithic Leptosols* nach FAO 1988), weil das steile Relief zur Erosion des Bodenlockermaterials beiträgt. Im ebenen Windhoeker Becken und im Bereich des stark verwitterten Ondekaremba-*Inliers* sind diese Böden etwas besser entwickelt, tiefgründiger und nährstoffreicher (*eutric Leptosols*).

In weiten Bereichen der vom Damaragranit beeinflussten Region im Westen des Untersuchungsgebietes stehen auf dem Granitgrus Böden mit vergleichsweise gutem Basengehalt an, die jedoch schwach entwickelt und sehr grobkörnig sind, die sog. *eutric Regosols*.

In der Kontaktzone zwischen der alten Damara-Sequenz und den jungen Kalahari-Sanden dominieren mäßig entwickelte nährstoffreiche *chromic Cambisols*. Sie sind tiefrot und sandig-lehmig.

Im nördlichen und nordöstlichen Bereich haben sich aus den Kalahari-Sanden tiefgründige, aber schwach entwickelte und nährstoffarme rote Böden entwickelt, nach der FAO *ferralic Arenosols*. Typisch für diese Landschaft sind ebenfalls *petric Calcisols*, d.h. Böden mit einer harten Kalkkruste in geringer Tiefe oder auch oberflächlich in den sog. Kalkpfannen.

Im Einflussbereich der großen Flussläufe, wie z.B. des Omatakos, sind die Böden aufgrund der Sedimentfracht des zufließenden Regenwassers und bei Überschwemmungen nährstoffreicher. Man spricht bei diesen fluvial entstandenen azonalen Böden von *eutric Fluvisols*.

An den Hängen der Omatako-Berge, des Mount Etjo, des Ombotozo u.a. ist es für eine Bodenentwicklung zu steil, da verwitterndes Lockermaterial abgetragen wird. Hier tritt das jeweilige Grundgestein zutage (*rock outcrops*).

Der Nährstoffgehalt der beschriebenen Bodentypen bedingt deren Wert für den Ackerbau. In Abbildung 9 ist daher neben den FAO Bodentypen auch die „Soil Suitability for Crop Cultivation“ dargestellt. Gerade die Region der *chromic Cambisols* wäre demnach gut für Feldbau geeignet. Jedoch sind die Niederschläge und Wasserressourcen in der Region, abgesehen von wenigen Gebieten im östlichen Teil, dafür nicht ausreichend (vgl. Kapitel 4.1). Dies führt zur überwiegenden Nutzung des Landes als Weideland (Kapitel 4.4).

Eine edaphische Besonderheit im zentralen und südlichen Namibia ist das Vorkommen von sog. Schaumböden (VOLK & GEYGER 1970). In Zentralnamibia treten diese Böden nur kleinräumig in Erscheinung (A. Petersen, BIOTA-Teilprojekt S02, pers. Mitteilung). Schaumböden können sich unabhängig von Ausgangsmaterial, Bodentyp und Profiltiefe entwickeln, wenn der Schluffanteil ausreichend groß ist. Dazu muss der Boden bei Befeuchtung „eine gewisse Neigung zur Plastizität“ (VOLK & GEYGER 1970) haben und leicht verschlämmen. Aufsteigende Bodenluftbläschen werden bei Regen von einer feinen Tonhaut überzogen und erstarren beim erneuten Austrocknen des Bodens in dieser schaumartigen Struktur, die nach VOLK & GEYGER (1970) auch an „gebackenes

Brot“ erinnert. Die Bläschen stehen untereinander nicht in Verbindung. Bei erneuter Befeuchtung des Bodens steigen sie in der breiig zerfließenden Bodenmasse weiter nach oben, werden aber oft von einer dicht verschlammten und durch organische Bodenanteile wie Pilzhyphen stabilisierten Oberflächenkruste am Austritt aus dem Bodengefüge gehindert. So bildet sich die „Schaumschicht“ in der Regel 2-4 cm unter der Bodenoberfläche. Ist der Bläschenanteil in dieser Schicht sehr hoch, wird durch sie das Eindringen von Regenwasser in tiefere Bodenschichten verhindert. Das Wasser fließt dann hauptsächlich oberflächlich ab. Der Wasserhaushalt an den betroffenen Stellen ist im Gegensatz zum Umland also stark beeinträchtigt (VOLK & GEYGER 1970). Diese Böden, bzw. Bodenhorizonte, sind möglicherweise für die Entstehung von sog. *bare patches*, d.h. vegetationslosen Flecken in der Savanne mit verantwortlich (vgl. Kapitel 4.5).

4.3.2 (B) Südnamibia

Nach der FAO (1988) und nach MENDELSON et al. (2002) handelt es sich bei den Böden des Untersuchungsgebietes (B) um *eutric Leptosols*. Sie sind grusig-grobkörnig und flachgründig. Ausnahmen hiervon bilden Abflussrinnen sowie Schwemmkegel oder Schwemmflächen, wo fluvial oder äolisch durch Ablagerung tiefgründigere Böden entstehen können (PALMER & HOFFMAN 1997). Besonders die aus Sandsteinen entstandenen Böden, wie sie im Untersuchungsgebiet häufig sind, weisen oft nur einen geringen Nährstoffgehalt auf. Im Gegensatz dazu sind die aus vulkanischem Grundgestein entwickelten Böden sehr basenreich. WALTER & BRECKLE (1999) bezeichnen die Böden dieser Region als Wüstenböden (Syrosemi), also als Rohböden aus dem Verwitterungsschutt des anstehenden Gesteins.

Diese Einstufung der Böden beruht auf den Einschätzungen der Bodenverhältnisse aufgrund der heute herrschenden ariden Klimabedingungen (vgl. Kapitel 4.1). Dadurch wird die Etablierung von Vegetation erschwert und eine Bodenentwicklung durch Humusanreicherung gehemmt. In Gebieten mit starken Hangneigungen und fehlender Vegetationsdecke ist die Bodenbildung ebenfalls erschwert, da hier verstärkt Erosionsprozesse stattfinden.

Den Beobachtungen des bodenkundlichen BIOTA-Teilprojektes zufolge sind im Untersuchungsgebiet jedoch oft umgelagerte Substrate und Böden anzutreffen, die bereits eine Entwicklung unter anderen Klimabedingungen erfahren haben. Teilweise finden sich auch *in situ* besser entwickelte Böden. Daher wäre eine generelle Einstufung der Böden des Untersuchungsgebietes als Wüstenböden unzureichend. Sie stufen die Böden der Region als ein Mosaik aus Leptosolen, Cambisolen and Regosolen ein (A. Petersen, BIOTA-Teilprojekt S02, pers. Mitteilung).

Die Darstellung des Untersuchungsgebietes auf dem Landsatbild (Anhang A3) vermittelt einen Eindruck von der kleinräumigen geologischen und demzufolge edaphologischen Mosaikierung des Gebietes. Aus diesem resultiert ein kleinräumiger Wechsel zwischen verschiedenen Bodentypen. Diese bestimmen grundlegend lokale Standortbedingungen, da von ihnen neben der Nährstoff- vor allem auch die Wasserverfügbarkeit für Pflanzenwachstum abhängt (Kapitel 4.5).

4.3.3 (C) Nordnamibia

Aus den Kalaharisanden haben sich in der Kavango-Region tiefgründige Sandböden entwickelt, die trotz eines geringen Gesamteisengehalts oft stark rot gefärbt sind. Der Anteil an nährstoffreichem Feinmaterial ist insgesamt vergleichsweise gering. Die Wasserhaltekapazität ist deshalb ebenfalls niedrig. Diese nach der FAO (1988) als *ferralic Arenosols* klassifizierten Böden sind mit den Sandböden im Nordosten des Untersuchungsgebietes (A) in Zentralnamibia vergleichbar.

Kleinräumige Untersuchungen durch das bodenkundliche BIOTA-Teilprojekt in dem durch Dünenstrukturen geprägten Bereich des Untersuchungsgebietes zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Böden der ehemaligen Dünenkämme und der Interdünenbereiche. Die als *dystri-ferralic Arenosols* zu bezeichnenden Böden der Interdünen sind feinkörniger und verfügen über einen höheren Basengehalt (pH 6-7) als die *eutric Arenosols* der ehemaligen Dünenkämme mit einem pH von 4-5 (A. Petersen, BIOTA-Teilprojekt S02, pers. Mitteilung). BURKE (2002) führt diese Unterschiede auf eine fluviatile Bodenbildung in den Interdünenbereichen zurück, indem sie diese Bereiche als Omirimbi, d.h. als ephemere Gewässerarme anspricht.

Die Texturunterschiede zwischen Dünen und Interdünenbereichen führen zu unterschiedlicher Wasserverfügbarkeit dieser Pflanzenstandorte. In den Böden der Interdünen mit hohen Ton-, Schluff- oder Lehmantilen kann Niederschlagswasser aufgrund der kleineren Bodenporen nur schwer versickern, wodurch der oberflächige Abfluss begünstigt wird. Eindringendes Wasser wird zudem durch die größere Oberfläche der Bodenpartikel im Vergleich zu den grobkörnigeren Sandböden stärker adsorbiert, was zu einem größeren Anteil an Totwasser und einer geringeren nutzbaren Feldkapazität führt (A. Petersen, pers. Mitteilung, DODD & LAUENROTH 1997). Derart gebundenes Regenwasser steht der Vegetation daher folglich nicht zur Verfügung. Zudem sind in dem feinkörnigeren Substrat die Kapillarkräfte stärker, was zu einer höheren Evaporation von aufsteigendem Bodenwasser führt. Bei gleichen Niederschlagsverhältnissen stellen die Interdünenbereiche also physiologisch trockenere Standorte dar als die Dünen. Dies führt im Zusammenhang mit der unterschiedlichen Nährstoffverfügbarkeit in beiden Zonen zur Etablierung von verschiedenen Vegetationsgesellschaften und unterschiedlicher Eignung für den Ackerbau.

4.4 Landnutzung

4.4.1 (A) Zentralnamibia

Die Landwirtschaft stellt für die Bevölkerung Namibias die wichtigste Einkommensquelle dar. Sie stellt zwar nur einen Anteil von ca. 12% am Bruttosozialprodukt und 11% am Exporthandel, jedoch arbeiten 47% der namibischen Bevölkerung in der Landwirtschaft und 70% der Einwohner leben von Einkünften aus Arbeit in der Landwirtschaft oder von Subsistenzwirtschaft (SCHNEIDER 2002, <http://www.namibia.de>).

Die Savannenlandschaften des Untersuchungsgebietes in Zentralnamibia werden fast ausnahmslos als Farmland für Nutztiere genutzt. Urbane Siedlungen spielen kaum eine Rolle. Abgesehen von wenigen Ballungszentren wie der Stadt Okahandja mit rund 20.000 Einwohnern und einigen weiteren Siedlungen mit mehreren Hundert Einwohnern ist die Besiedelung spärlich und konzentriert sich auf die auf den rund 500 Farmen arbeitenden und lebenden Personen.

Auf den Farmen im Untersuchungsgebiet produzieren zumeist weiße Farmer in extensiver Weidewirtschaft vor allem Rindfleisch für den südafrikanischen Markt. Im Jahr 2000 gingen 47 % des exportierten Rindfleischs dorthin. Weitere 37 % des Fleisches werden nach Europa exportiert, 13 % verbleiben in Namibia und 3 % werden im übrigen Afrika verkauft (SCHNEIDER 2002). Extensive Weidewirtschaft bedeutet, dass mit einer sehr geringen Viehdichte bewirtschaftet wird, bei der sich die Tiere ausschließlich von der auf der Weide vorhandenen Biomasse ernähren und im Allgemeinen ohne Zufutter auskommen. Nur in wenigen Fällen im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes mit ausreichenden Niederschlägen (Kapitel 4.1) und guten edaphischen Bedingungen (Kapitel 4.3) werden auf einigen Farmen Blaubüffelgras und vereinzelt auch Erdnüsse, Mais und Luzerne als Futterbeigaben angebaut.

Die Besatzdichte der Nutztiere, d.h. überwiegend Rinder, schwankt von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit von der vorhandenen Futtermenge, die aufgrund der aktuellen Niederschlagsverteilung zur Verfügung steht. Sie beträgt im Allgemeinen zwischen 12-16 ha Weidefläche/Rind (entsprechend ca. 24-36 kg Lebendmasse/ha). Nach aktueller Befragung im Rahmen dieser Arbeit liegt sie meistens bei 16 ha/Rind, im Südwesten des Gebietes jedoch deutlich niedriger. Das bedeutet, dass auf den durchschnittlich etwa 5.000 ha großen Farmen rund 300 bis 400 Großvieheinheiten (entsprechend ca. 400 kg/Stück) gehalten werden. Im Südwesten des Untersuchungsgebietes wird der Anteil an Ziegen- und kommerzieller Schafhaltung größer, weil in der zunehmend halbwüstenartigen Zwergstrauchvegetation Rinderhaltung unrentabel wird (SCHNEIDER 2002).

Die Farmen sind in der Regel in mehrere Nutzungsflächen, sog. „Camps“ untergliedert, auf denen das Vieh den Weidebedingungen entsprechend umgetrieben wird (Rotationsweide). Die jeweilige Beweidungsdauer hängt vom aktuellen Vegetationszustand ab. Der Vegetationszustand hängt auch von der Nutzung durch nicht domestiziertes Wild ab, dessen Stückzahlen ebenso hoch oder noch höher sein können wie die Nutztierzahlen. Das Wild muss daher als „Mitesser“ bei der Bemessung der Vieh-Bestockungshöhe berücksichtigt werden (Auskunft Farm Omatako).

Eine weitere Form der kommerziellen Farmwirtschaft in der Region ist das sog. Game-Farming, d.h. die Nutzung von Großwild. In der Region sind dies vor allem einheimische Antilopenarten wie der kleine Springbock (*Antidorcas marsupialis*) und die größeren Arten Kudu (*Tragelaphus strepsiceros*), Oryx (*Oryx gazella*) und z.T. Eland (*Tragelaphus oryx*). Sie kommen auf den Farmen wild vor. Auf einigen Farmen werden auch Arten wie Gnus (*Connochaetes taurinus*), Zebras (*Equus spec.*), Giraffen (*Giraffa camelopardalis*) oder auch Elefanten (*Loxodonta africana*) eingesetzt, die in der Region nicht (mehr) wild vorkommen. Darüber hinaus findet man

Warzenschweine (*Phacochoerus aethiopicus*), Stachelschweine (*Hystrix africaeaustralis*) und auch zunehmend Großkatzen wie Geparden (*Acinonyx jubatus*) und Leoparden (*Panthera pardus*), die frei zwischen den Farmen wechseln und ebenfalls für den Jagdtourismus genutzt werden.

Wildfarmen erwirtschaften ihre Einkünfte aus Farmtourismus, Jagdtourismus, Trophäenprämien und Wildbretproduktion (SCHNEIDER 2002). Das Wild wird meistens nicht in Camps gehalten sondern bewegt sich frei über das Farmgebiet, sofern nicht wildsichere, d.h. über 3 m hohe Maschendrahtzäune vorhanden sind. Einige Farmen sind zu „Hütgemeinschaften“ oder sog. Conservancies zusammengeschlossen, innerhalb derer sich das Wild frei bewegen kann. Das Game-Farming mit natürlicher Besatzdichte wird allgemein als schonender angesehen als Rinderhaltung, weil das Wild sowohl Gräser konsumiert als auch an Büschen äst, was der Degradation der Vegetation entgegenwirkt. Die aufgenommene Futtermasse wird zudem effizienter in Fleisch umgesetzt als bei domestizierten Nutztierarten (KLÖTZLI 1996).

Es gibt Farmen, die beide Wirtschaftsweisen parallel nutzen. Sie betreiben auf einigen Camps Rinderwirtschaft, andere Teile der Farm werden jagdtouristisch genutzt. Der Jagdtourismus gilt wirtschaftlich hinsichtlich unsicherer Niederschläge und schwankender Rinderpreise als weniger risikoreich und hält deshalb zunehmend Einzug in der Region (SCHNEIDER 2002).

Neben diesen Formen der kommerziellen Farmwirtschaft, die im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich von Weißen betrieben wird, gibt es auch kommunales Farmland. Das kommunal genutzte Farmgebiet Ovitoto macht mit ca. 85.000 ha rund 4 % der Untersuchungsfläche in Zentralnamibia aus. Es liegt östlich von Okahandja in den Otjihavera-Bergen und wurde bereits in den 1920er Jahren dem Stamm der Hereros zurück gegeben, die vor der Kolonialisierung Namibias in dieser Region gelebt hatten (MALAN 2000, DEMHARDT 2002). Vor 1920 wurde das Land von weißen Farmern genutzt. Heute leben hier rund 1.500 Personen in mehreren Kleinsiedlungen, die das Land in traditioneller Weise bewirtschaften (SCHNEIDER 2002). Obwohl die Haupteinnahmequelle überwiegend die Renten der älteren Bewohner und die Einkünfte der auswärts berufstätigen Familienmitglieder sind, werden große Stückzahlen an Vieh in dem Gebiet gehalten, die der Versorgung der Bevölkerung mit Milch und mit Fleisch, hauptsächlich von den kleinen Wiederkäuern dienen. Es werden relativ wenige Tiere vermarktet, weil Viehreichtum, vor allem an Rindern, unter dem Hirtenvolk der Hereros als Statussymbol gilt (MALAN 2000). Rinder spielen zudem im Ahnenkult der Herero und als Mitgift bei Hochzeiten eine wesentliche Rolle (SCHNEIDERAT, sozioökonomisches BIOTA-Teilprojekt S11, in prep.). Das Kommunalgebiet verfügt über fast keine Zäune oder Camps, d.h. der Weideeinfluss des Viehs kann nicht gesteuert werden. Der Weidedruck konzentriert sich vor allem auf die Siedlungsgebiete und auf den Umkreis der wenigen Wasserstellen im Gelände. Dies resultiert örtlich in höheren Besatzraten als auf den kommerziell genutzten Farmen (SCHOLES 1997). SCHNEIDERAT (in prep.) gibt für das Gebiet um die Ovitoto-Siedlung Okamboro eine aktuelle Bestockungsrate von 42 kg Tierlebensmasse/ha mit gemischten Herden aus Rindern und Ziegen an. Wild gibt es in den Kommunalgebieten oft in weit geringerer Menge als im Umland. Ovitoto und seine Bewirtschaftungsform ist ein typisches Beispiel für die Landnutzung in den Herero-Kommunalgebieten Namibias.

In der Vergangenheit wurde die Landwirtschaft in der Region intensiver betrieben als heute. Teilweise versuchte man nach europäischem Beispiel Futterpflanzen anzubauen, um den hohen Viehbesatz zu halten. Einige Farmer berichten von Maisanbau bis in die 1940er Jahre, der aber wegen der schwankenden Niederschläge unrentabel war und deshalb aufgegeben wurde. In den 1960er Jahren wurden in der Region vor allem Milchkühe zur Sahneproduktion gehalten. Die Besatzdichte betrug damals oft 500 bis 1.000 Rinder (5-10 ha/Rind) auf Farmen, welche heute durchschnittlich 300 bis 350 Tieren halten (Auskunft verschiedener Farmer). Viele Betriebe wurden bereits Anfang des 20. Jahrhunderts aufgebaut und sind teilweise noch immer in Familienbesitz. Vor der Kolonialisierung Ende des 19. Jahrhunderts wurde das Land von den in der Region ansässigen Herero zur Haltung ihres Viehs genutzt. Sie lebten nomadisch und wechselten die Weidegründe, wenn das Futter knapp wurde (MALAN 2000). Diese Wirtschaftsweise ist heute aufgrund der Umwandlung eines Großteils des Landes in eingezäuntes Privateigentum nicht mehr möglich.

4.4.2 (B) Südnamibia

Das Untersuchungsgebiet in der Karas-Region in Südnamibia unterscheidet sich hinsichtlich seiner Nutzung grundlegend vom Gebiet in Zentralnamibia. Die Bevölkerung im Untersuchungsgebiet konzentriert sich überwiegend auf die Stadt Keetmanshoop mit rund 16.000 Einwohnern und das Kommunalgebiet Nabaos mit etwa 100 Einwohnern der ethnischen Gruppe der Nama, die sich dort auf mehrere Kleinsiedlungen verteilen. Das Kommunalgebiet macht ca. 24% des Untersuchungsgebietes aus, ca. 9% der übrigen Fläche wird von der staatlichen Versuchsfarm Gellap Ost bewirtschaftet. Die Lage beider Farmgebiete geht aus Abbildung 60 auf Seite 143 hervor.

Auf Gellap Ost werden hauptsächlich Karakulschafe zur Pelzproduktion gezüchtet und selektiert. Überwiegend zur Selbstversorgung werden in geringerem Umfang auch Fleischschafe, Ziegen wie z.B. die Burenziege (Afrikaans: Boerebok) und Rinder gehalten. Die Farm verfügt über eingezäunte Weideeinheiten und bewirtschaftet die Flächen im Rotationsweideverfahren, d.h. das Vieh wird je nach Zustand der Weide zwischen den einzelnen Flächen umgesetzt. Im Jahr 2002 blieb die Nutzung einiger Flächen wegen mangelndem Regen gänzlich aus (Auskunft Gellap Ost, mündlich). Kommerzielle Rinderhaltung wird in der Region nicht betrieben, da sie hier aufgrund der spärlichen Vegetation unrentabel ist.

Das Kommunalgebiet Nabaos nördlich der Versuchsfarm besteht aus mehreren ehemaligen kommerziellen Farmen mit intensiver Wirtschaftsweise, die ab 1963 im Rahmen des Odendaal-Planes zur Landreform Stück für Stück an die ursprünglich hier ansässigen Nama zurück gegeben wurden. Auf der Kommunalfäche werden ohne lenkende Maßnahmen überwiegend Ziegen (87 %) gehalten, daneben Schafe, Esel als Zugtiere sowie einzelne Rinder. Ziegen und Schafe dienen der Selbstversorgung mit Fleisch sowie als Handelsgut. Das Haupteinkommen der meisten Familien wird allerdings aus Arbeit in der nahegelegenen Stadt Keetmanshoop und den Renten der älteren Einwohner bestritten (SCHNEIDERAT, in prep.).

Der Weidedruck auf der Kommunalfäche kann mangels Zäunen nicht kontrolliert und geregelt werden. Die Besatzdichte ist mit rund 10 kg/ha generell höher als auf Gellap Ost und wird in der Regel nicht der aktuellen Niederschlagsituation angepasst.

Im übrigen Teil des Untersuchungsgebietes, der nicht auf die Research Station Gellap Ost oder das Kommunargebiet entfällt, wird kommerzielle Kleinviehwirtschaft, vor allem mit Schafen und Ziegen betrieben. Diese Flächen werden analog zu Gellap Ost im Rotationsweideverfahren genutzt. Der Weidedruck durch Wild ist in dieser Region im Gegensatz zu Zentralnamibia nur sehr gering.

4.4.3 (C) Nordnamibia

Das Untersuchungsgebiet in der Kavango-Region wird im Gegensatz zu den beiden südlicheren Untersuchungsgebieten ausschließlich kommunal genutzt. Die Bevölkerung beschränkt sich auf die Siedlungen Mutompo, Epingiro und Sihetekera mit insgesamt ca. 300 Einwohnern. Das Gebiet ist erst seit etwa 1970 besiedelt und wird von der ethnischen Gruppe der Kavango landwirtschaftlich genutzt. Vorher war in der Region, die aufgrund des tiefgründigen Sandbodens kaum über oberirdische Trinkwasserquellen verfügt, keine permanente Viehhaltung möglich und die Besiedlung und Nutzung der Region deshalb unattraktiv. Erst durch den staatlichen Bau von Brunnen zur Trinkwassergewinnung in den 70er Jahren erfolgte eine Einwanderung von Kavango-Gruppen aus dem nördlichen nahe am Okavango-Fluss gelegenen Grenzgebiet in die Inland-Regionen östlich und westlich der Hauptstraße (MENDELSON & EL OBEID 2003).

Aufgrund der hohen Niederschläge ist in diesem Untersuchungsgebiet im Gegensatz zu den oben beschriebenen Regionen Ackerbau möglich. Etwa 5% der Gesamtfläche werden ackerbaulich genutzt. Dabei wird auf 74% der Ackerfläche als Hauptnahrungsmittel Rispenhirse (ugs. Mahango, *Pennisetum glaucum*) angebaut. Mais (*Zea mays*, mit 13% Anbauanteil), Sorghum (Rispenhirse, *Sorghum bicolor*, 7%), Bohnen (3%) und weitere Feldfrüchte wie Erdnüsse, Melonen und Kürbisse (zusammen ca. 3%) spielen nur eine untergeordnete Rolle (YARON 1992). Zur Gewinnung von Ackerland werden Parzellen des Akaziendickichts gerodet und überwiegend manuell oder mit Hilfe von Ochsenpflügen bestellt. Die Auswahl der Rodungsflächen beschränkt sich überwiegend auf die Interdünenbereiche, da die Bodenverhältnisse für Ackerbau hier günstiger sind (vgl. Kapitel 4.3).

Subsistenzwirtschaft ist in dieser Region die Hauptwirtschaftsweise der Bevölkerung. Neben dem Ackerbau spielt auch die Haltung von Rindern und Ziegen eine Rolle. Ochsen sind als Zugtiere für den Pflug oder für den Holzschlitten unersetzlich, weil keine anderen Transportmittel zur Verfügung stehen. Die Rinder und Ziegen werden in der Regenzeit, wenn die Äcker bestellt sind, gehütet und zum Weiden in den Trockenwald getrieben. In der Trockenzeit, in der das Vieh auf den Äckern keinen Schaden anrichten kann, bewegen sich die Nutztiere frei im Kommunargebiet. Zäune und Camps für eine geregelte Viehwirtschaft gibt es keine. Die Besatzrate im Mutompo-Gebiet beträgt etwa 16 kg/ha an gemischten Herden. Rinder und auch Ziegen dienen den Kavango in erster Linie als „lebende Kapitalanlage“. Sie werden verkauft oder getauscht, wenn Bedarf an Dingen besteht, die die Subsistenzwirtschaft nicht erzeugt, z.B. Öl, Zucker, Tee, Kleidung und Medizin, oder wenn

bei Missernten nach Dürren oder schlechten Regenzeiten die Nahrungsversorgung aus der eigenen Ernte den Bedarf des Haushaltes nicht deckt (SCHNEIDERAT, in prep.). Da analog zum Untersuchungsgebiet in Südnamibia auch in dieser Region der Wildbestand sehr gering ist (MENDELSON & EL OBEID 2003), können die Menschen im Notfall nicht auf diese Eiweißquelle zurückgreifen. Allerdings kann hier die Nahrung durch eine Vielzahl an Früchten, Nüssen und Pflanzen aus dem Trockenwald ergänzt werden.

4.5 Vegetation: natürliche Dynamik und Veränderungsfaktoren

Die Vegetation im südlichen Afrika lässt sich in einige wenige Vegetationsgroßräume, d.h. Biome untergliedern. In Namibia erfolgt ihre Zonierung entsprechend der zunehmenden Aridität von Nordosten nach Südwesten (Abbildung 10).

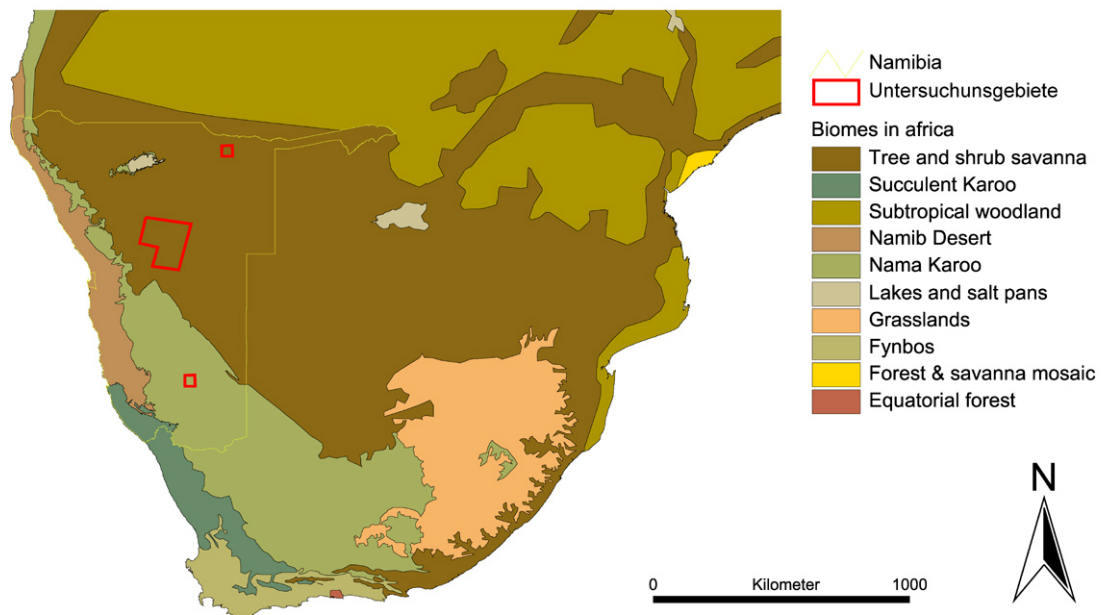


Abbildung 10: Die Biome im südlichen Afrika mit der Lage der Untersuchungsgebiete.

Quelle: Digital GIS-Atlas of Namibia, MENDELSON et al. (2002), verändert.

In den semiariden Regionen Namibias dominieren demnach Baum- und Strauch-Savannen (MENDELSON et al. 2002, RUTHERFORD 1997). Sie sind im südlichen Afrika das bedeutendste Biom, denn sie bedecken 53,7% des Subkontinents und auch etwa die Hälfte der Landesfläche Namibias (Abbildung 10).

Als Savannen werden Ökosysteme im semiariden Raum mit einer kontinuierlichen Gras- und Krautschicht und einem unterschiedlich stark ausgeprägten Gehölzanteil bezeichnet (SCHOLES 1997). Die Gehölzschicht wird in den Savannen des südlichen Afrikas überwiegend von fiederblättrigen dornigen Akazienarten gebildet, so auch im Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia. Im niederschlagsreicheren Nordosten des Landes gewinnen hingegen breitblättrige, dornenfreie Bäume die Oberhand. In diesem Gebiet liegt das Untersuchungsgebiet

(C). Im zunehmend ariden Süden Namibias gehen die Savannen in das Biom der Nama-Karoo über, in der Zwergsträucher landschaftsprägend sind. Die Nama-Karoo ist nach den Savannen mit einem Flächenanteil von etwa 22,7 % das zweitbedeutendste Biom im südlichen Afrika (RUTHERFORD 1997). In dieser Region liegt das Untersuchungsgebiet (B).

Die Grenze zwischen diesen Biomen bildet zugleich auch die Grenze verschiedener Florenregionen. Die breitblättrigen Savannen im Norden Namibias gehören nach WHITE (1976) zur *Zambesischen Florenregion*, die als bedeutendes Endemismenzentrum vor allem weite Teile Zentralafrikas einnimmt und in Nordnamibia ihre südlichwestliche Verbreitungsgrenze erreicht (COWLING & HILTON-TAYLOR 1997).

Die Nama-Karoo im südlichen Namibia ist Teil der *Karoo-Namib-Florenregion*, die im westlichen und südwestlichen Teil des Subkontinents ein weiteres Endemismenzentrum darstellt (WHITE 1976). Die breite von Akaziensavannen dominierte Zone dazwischen stellt einen vergleichsweise artenarmen Übergangsbereich dieser beiden Florenregionen dar. WHITE (1976) bezeichnet dieses Gebiet als *Kalahari-Highveld-Transition Zone*, deren Bäume und Sträucher Florenelemente der Zambesischen Region sind. Die vor allem nach Südwesten hin regelmäßig eingestreuten Zwergsträucher deuten hingegen auf den Übergang zur Karoo-Namib-Region hin (COWLING & HILTON-TAYLOR 1997).

Dieser Übergangscharakter der Savannen spiegelt sich in einer ausgeprägten räumlichen Mosaikierung der Vegetation wider, die durch kleinräumige Standortunterschiede verursacht wird. Viele der hier vorkommenden Arten leben am Rande ihrer ökologischen Verbreitungsgrenzen. Die Vegetation unterliegt daher einer starken Dynamik, weil kleinräumige oder auch kurzzeitige Veränderungen der Umweltbedingungen zur Begünstigung oder Schwächung einzelner Arten führen können. Das Zusammenspiel verschiedener Faktoren führt dabei zu unterschiedlichen Dynamiken und Veränderungen. Diese in den drei Untersuchungsgebieten prägenden Wechselwirkungen werden im Folgenden beschrieben.

4.5.1 (A) Zentralnamibia: Dornbusch-Savannen

4.5.1.1 Allgemeine Beschreibung und natürliche Dynamik

Im Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia lassen sich verschiedene Savannengesellschaften unterscheiden. Weite Teile des Gebietes sind von Dornbusch-Savannen dominiert, die sich vor allem aus Gräsern und schmalblättrigen dornigen Akazien-Büschen (*Acacia mellifera subsp. detinens*, *Ac. reficiens*, *Ac. hebeclada* u.a.) zusammensetzen (MENDELSON et al. 2002). Ein typischer Aspekt der Dornbusch-Savanne ist in Abbildung 11 dargestellt.

In Abhängigkeit von den zunehmenden Niederschlägen (vgl. Kapitel 4.1) und dem sandigeren Boden wird Richtung Nordosten der Anteil an Bäumen größer. Prägend ist dort der Kameldorn (*Acacia erioloba*), der noch weiter im Osten in der Region des Sandveldes von breitblättrigen dornfreien Bäumen wie *Philenoptera nelsii* (ehem. *Lonchocarpus nelsii*), *Combretum*-Arten, *Terminalia sericea* u.a. abgelöst wird (WERGER & COETZEE 1978).

Richtung Südwesten nimmt bei zunehmender Aridität der Anteil großer Gehölze ab. Dafür treten Zwergsträucher wie *Monechma genistifolia* und *Leucosphaera bainesii* als Elemente der Nama-Karoo hinzu. Sie kommen im Untersuchungsgebiet (B) in Südnamibia regelmäßig vor. Der gebirgige Süden des Gebietes wird von Hochland-Savanne dominiert, in denen *Acacia hereroensis*, *Ac. erubescens*, *Combretum apiculatum* und *Tarchonanthus camphoratus* landschaftsprägend sind (GIESS 1971).



Abbildung 11: Aspekt einer typischen Dornbusch-Savanne im Zentrum des Untersuchungsgebietes (A). In der von *Stipagrostis spec.* dominierten Grasschicht sind regelmäßig Bäume und Sträucher, vor allem der Gattung *Acacia* eingestreut. Foto: März 2002

Das Ökosystem Savanne wird vor allem von den vier Faktoren Wasserverfügbarkeit, Nährstoffverfügbarkeit, Herbivorie (d.h. den Einfluss von Pflanzenfressern) und Feuer gesteuert, die miteinander auch in Wechselwirkung treten können (MISTRY 2000, SCHOLES 1997). Die Verfügbarkeit von Wasser spielt auf verschiedenen zeitlichen und räumlichen Ebenen eine Rolle. Prägend ist hier das ausgeprägte Sommerregenklima mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Niederschlagsvarianz. Von Juni bis etwa September sind hingegen keine Niederschläge zu erwarten (vgl. Kapitel 4.1). Die meisten Gehölze sind daher laubwerfend und überdauern diese Phase des Wassermangels blattlos (MISTRY 2000).

Die Gräser sind entweder einjährig (annuell) und sterben am Ende der Vegetationsphase komplett ab. Bei den mehrjährigen (perennierenden) Gräsern sterben hingegen nur die oberirdischen Organe bis zu ihren Wachstumsspitzen etwa 5 cm über dem Boden ab und überdauern in den unterirdischen Organen und diesen Wuchsknoten die ungünstige Jahreszeit. Tote Blattscheiden schützen dann die oberirdischen Organe vor dem Austrocknen. Das Zurücksterben von Blattmasse stellt eine Überlebensstrategie dar, die auch genutzt wird, um während der Regenzeit Phasen geringer Wasserverfügbarkeit zu überdauern. Aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Niederschläge in Zentralnamibia kann daher der Aspekt der Vegetation zeitgleich innerhalb weniger Kilometer stark schwanken.

Die Knappheit des Wassers in diesem semiariden Lebensraum bestimmt das Gleichgewicht zwischen Gräsern und Gehölzen. Nach WALTER & BRECKLE (1999) bedarf es zum Aufkommen von Gehölzen mindestens eines mittleren Jahresniederschlags von 300 mm. Die Bäume und Sträucher befinden sich daher in dieser Region mit durchschnittlich 359 mm Niederschlag fast am Rande ihrer Verbreitungsgrenze und sind auf günstige Wasserverhältnisse angewiesen. Gräser und Gehölze stehen dabei mit verschiedenen Anpassungsstrategien in ständiger Konkurrenz um verfügbares Wasser (SMIT et al. 1996, KEMPF 1994).

Ausdauernde Gräser, wie z.B. *Stipagrostis uniplumis*, *Antephora pubescens*, *Panicum*-Arten, *Eragrostis*-Arten und *Cenchrus ciliaris* haben ein dichtes, jedoch flachgründiges Wurzelwerk. Mit diesem können sie auch sehr geringe Bodenfeuchte, wie etwa nach 5 mm Niederschlag sehr effektiv aus dem Oberboden aufnehmen und aus ihren Überdauerungsorganen sehr schnell austreiben (STROHBACH 2000). Ihnen genügt über die Regenzeit verteilt eine geringe aber kontinuierliche Regen Zufuhr, um zu wachsen, zu blühen und erfolgreich zu fruchten.



Abbildung 12: Gegenüberstellung der kräftigen Horste ausdauernder Gräser (links) und der dünnen Individuen einjähriger Gräser (rechts).
Bilder im gleichen Größenmaßstab; im März 2004 bei guten Regenverhältnissen.

Annuelle Gräser hingegen überdauern die Trockenzeit als Samen. Sie sind sehr opportunistisch und kommen nur auf, wenn die Umweltbedingungen (kurzzeitig) sehr gut sind. Bei günstigen Regenverhältnissen durchlaufen sie in einem Zeitraum von wenigen Tagen bis einigen Wochen ihren kompletten Lebenszyklus von der Keimung bis zur Samenreife. Sie investieren im Gegensatz zu den ausdauernden Arten nur wenig Energie in Blattwerk und Wurzeln und produzieren dafür umso mehr Samen (vgl. Abbildung 12). Ihre vegetative Biomasse, insbesondere das Wurzelwerk ist daher nur schwach ausgeprägt.

Gräser können nach einem ergiebigen Niederschlag von 20 mm innerhalb von 6 Tagen keimen (MISTRY 2000) und dann in wenigen Tagen bis Wochen eine relativ dichte Grasschicht mit einem Bodenbedeckungsgrad von 30-70 % aufbauen. Die gleichen Flächen erscheinen bei ausbleibendem Regen oder während der Trockenzeit allerdings oft vegetationslos. Besonders deutlich ist der phänologische Kontrast, wenn in einem Bestand die bis zu 30 cm großen dichten Horste der ausdauernde Gräser fehlen (Abbildung 12), was zu einer totalen saisonalen Verkahlung der

Flächen führen kann. Solche Kontraste können auch innerhalb einer Regenzeit auftreten. Diese natürliche Dynamik ist in allen Savanntentypen des Untersuchungsgebietes zu beobachten.

Das Fehlen ausdauernder Gräser in manchen Gesellschaften kann durch längere Dürrephasen verursacht werden, welche jene Arten schwächen, die bereits bei wenig Regen oberirdische Blattmasse entwickeln. Bleibt weiterer Regen dann aus, sterben diese Organe wieder ab, bevor die Stoffspeicher in den Wurzeln erneut gefüllt werden konnten. Vollzieht sich dieser Prozess mehrmals, werden die Energiereserven der Pflanzen verbraucht und die Pflanzen sterben ab.

Die Samen der annualen Gräser hingegen bleiben bei nur geringen Niederschlägen inaktiv und „verschwinden“ so keine Energie (STROHBACH 2000). In Dürrejahre ist deshalb ihr Biomasseanteil in der Savanne gering, in guten Regenjahren oder auch schon bei jahreszeitlich spät einsetzendem Regen jedoch sehr hoch, weil ausdauernde Arten dann bereits geschwächt sind (STROHBACH 2000, PETERS & EVE 1995).

Die Gehölze der Dornbusch-Savanne überdauern die Trockenzeit bis auf wenige Ausnahmen blattlos. Der Abwurf des Laubes vermindert ihre Verdunstungsoberfläche drastisch, so dass sie auch ohne Niederschläge mehrere Monate überdauern können. Ihnen kommt im Gegensatz zu den Gräsern zudem ein sehr tiefreichendes und weit ausgebreitetes Wurzelwerk zugute, mit dem sie aus einem sehr großen Bodenvolumen Wasser aufnehmen können (ARCHER 1994). Mit ihren tiefen Wurzeln erreichen sie oft auch Grundwasser-Reserven (ARCHER 1995; STROHBACH 2000). In schlechten Regenjahren prägen sie daher im Gegensatz zu den Gräsern dennoch eine Laubkrone aus, auch wenn diese dann weniger dicht ausfällt als in guten Regenjahren. Die Nutzung der Grundwasser-Reserven macht die Gehölze damit widerstandsfähig gegen unregelmäßige – und immer unregelmäßiger werdende – Niederschläge (vgl. Kapitel 4.1).

Da die Gräser mit ihrem flach ausgebreiteten Wurzelwerk große Mengen Niederschlags aus dem Oberboden aufnehmen können, so dass nur wenig Wasser in den tieferen Wurzelbereich der Gehölze versickern kann, unterdrückt eine geschlossene Grasnarbe das Aufkommen von Gehölzen. Ist das Grasstratum hingegen nur schwach ausgeprägt, versickert ausreichend Wasser zur Etablierung von Gehölzen (DODD & LAUENROTH 1997). Dies kann zur Verschiebung des Gleichgewichts zwischen beiden Lebensformen führen, weil dieser Konkurrenzvorteil eine Kette von selbstverstärkenden Veränderungen auslöst. So führt die höhere Wasserverfügbarkeit zunächst zu besseren Wachstumsbedingungen und zur Förderung des Kronenwachstums. Dadurch steigt die Beschattung am Fuß der Gehölze (=Konkurrenz um Licht). Die ausladenden Kronen der Akazien setzen zudem die Verfügbarkeit von Regenwasser herab, weil sie wie Regensammelanlagen wirken, die den Niederschlag von der Krone am Stamm hinab dem eigenen Wurzelbereich der Gehölze zuleiten. Unter dem Kronendach der Gehölze herrschen somit besonders trockene und lichtarme Standortbedingungen, unter denen sich keine Gräser etablieren können.

Neben der Konkurrenz um Wasser stellen Nährstoffe in den alten Böden afrikanischer Savannen oft einen Mangelfaktor dar (SNYMAN 1998, SCHOLES 1997). Die in Zentralnamibia dominanten Dornbüsche und -Bäume aus der Familie der Mimosaceae, wie z.B. die *Acacia*-Arten und *Dichrostachys cinerea*, leben jedoch im Gegensatz zu anderen Gehölzen wie z.B. *Boscia spec.* in Symbiose mit Wurzelknöllchen-Bakterien (LARCHER 1994). Dies führt zu einem Konkurrenzvorteil der Mimosaceen, weil diese Symbiose es ihnen ermöglicht, sehr effektiv elementaren Luft-Stickstoff zu binden. Ihr Wachstum wird in Phasen ausreichender Bodenfeuchte daher nicht durch Stickstoffmangel gehemmt (STROHBACH 2000, SNYMAN 1998). Nach der Destruktion des toten Pflanzenmaterials durch Mikroorganismen und Termiten steht dieser Stickstoff auch anderen Organismen zur Verfügung (SCHLESINGER et al. 1990, ARCHER 2994).

Der Boden beeinflusst das Gleichgewicht zwischen den Lebensformen zudem durch die Eigenschaften der verschiedenen Bodenarten. In sandigen Böden ist unter semiariden und ariden Klimabedingungen die Wasserverfügbarkeit höher als in feinkörnigeren Böden. Gerade nach Starkniederschlägen können große Wassermengen im Sandboden schneller versickern als bei feinkörnigeren Substraten, wo ein großer Anteil Regenwassers oberflächlich abfließt und der Vegetation nicht mehr zur Verfügung steht.

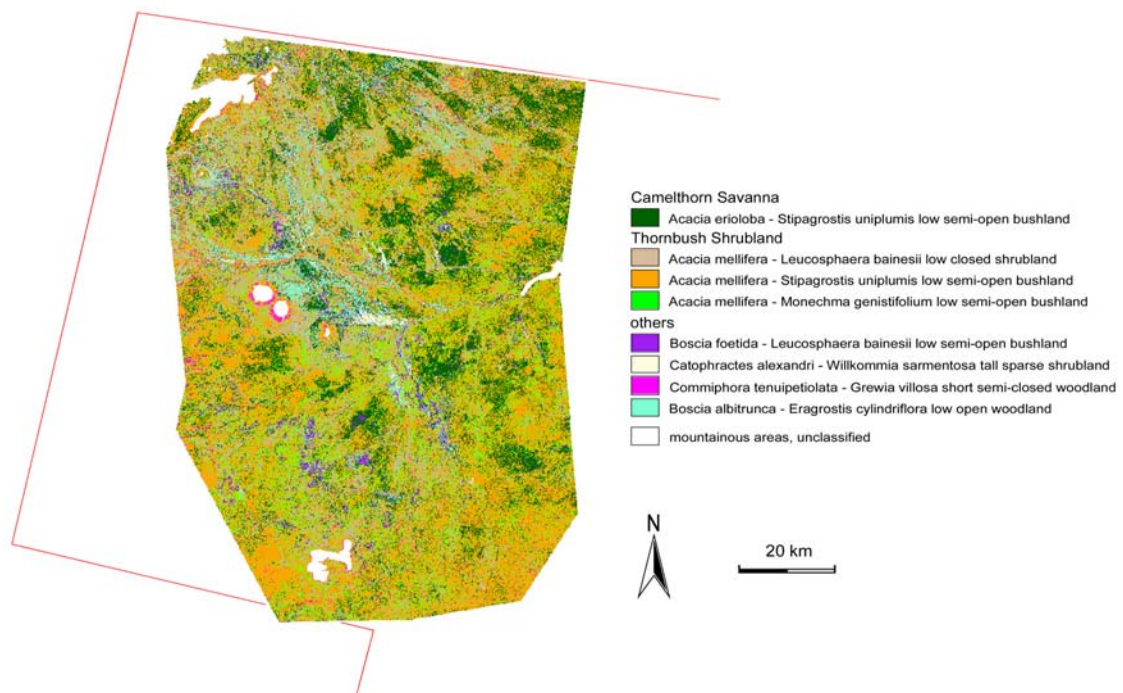


Abbildung 13: Detaillierte Vegetationskarte für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (A) nach STROHBACH (2002).

Die Karte zeigt das kleinräumige Mosaik unterschiedlicher Savannentypen in der Region. Die Karte entstand fernerkundlich auf Basis einer überwachten Maximum-Likelihood-Klassifikation eines Ausschnittes der Landsat-ETM-Szene 178/75 (WRS-Path/Row) vom 17.5.2000 mit einer räumlichen Auflösung von 30 m x 30 m. Als Bodeninformation dienten etwa 150 Vegetationsaufnahmen im Gelände. Rote Linie: Nordwestgrenze des Untersuchungsgebietes (A).

Zudem sind in sandigen Böden die Bodenporen größer, was eher zum Abreißen von aufsteigenden Kapillarströmen führt, wodurch im Gegensatz zu feineren Böden die Verdunstung des Boden-

wassers reduziert wird. Weil durch das schnelle Versickern des Wassers in tiefere Bodenschichten dem oberflächlichen Wurzelbereich der Gräser nur wenig Wasser zur Verfügung steht, wird an diesen edaphisch feuchteren Standorten die Ansiedlung von Gehölzen begünstigt (Bush Encroachment-Workshop Windhoek 2003, ARCHER 1994). Dieses Zusammenspiel verschiedener Umweltfaktoren führt in Abhängigkeit von kleinräumig wechselnden Standortbedingungen zu einem Mosaik unterschiedlicher Savannenausprägungen. Dies illustriert z.B. die Vegetationskarte, die M. STROHBACH (2002) im Rahmen des BIOTA-Süd-Projektes für einen Teil des Untersuchungsgebietes erstellt hat (Abbildung 13).

Das Verhältnis zwischen den Lebensformen wird räumlich durch die interannuelle Niederschlagsvarianz modifiziert. So kann in Dürreperioden die Ausbildung einer dichteren Gehölzschicht gefördert werden, die in Jahren mit besserer Niederschlagsverteilung einem dichteren Grasstratum weicht. DE KLERK (2004) und DODD (1994) mit Bezug auf WESTOBY (1989) beschreiben dieses Event-gesteuerte Verhalten der Savannen daher mit einem „*state and transition*“-Modell, da sie, ebenso wie VIEDMA & MELIÁ 1999, SCHMIDT & KARNIELI 2000, LANGLEY et al. 2001, LAMBIN 1999, MISTRY 2000 und KEMPF 1994 die Postulierung eines definierten „Klimaxstadiums“ oder „*stable state*“-Modells für willkürlich, wenn nicht gar unsinnig halten.

4.5.1.2 Verkahlung, Desertifikation

Unter bestimmten Voraussetzungen kommt es zu massiven und z. T. irreversiblen Verschiebungen in der Lebensformen- und Arten-Zusammensetzung der Savanne. Eine Schädigung der Grasschicht kann im Extremfall zu einer vollständigen Verkahlung des Bodens führen. Mögliche Ursachen sind neben dem Auftreten längerer Dürreperioden auch eine langjährige Übernutzung des Grasstratums (Überweidung) zusammen mit standörtlichen Ungunstfaktoren.

Bei zu starker Beweidung werden die Gräser sehr kurz abgefressen. Dies schädigt die bodennahen Wachstumsepithelien der Gräser, aus denen diese sich dann nicht mehr regenerieren können. Die Folge ist nutzungsbedingte Degradation, im Extremfall bis hin zur Desertifikation, d.h. dem totalen Verlust der Vegetationsdecke (SEFE et al. 1996).

Die Degradation ist zumeist ein schleichender Prozess. In Zentralnamibia gilt vor allem das Auftreten der Zwergsträucher *Leucosphaera bainesii* („Futterbusch“) und *Monechma genistifolia* („Pferdebusch“) als Indikator für eine gestörte Grasnarbe (vgl. Abbildung 14). Von den Farmern wird diese Veränderung oft nicht als Warnsignal verstanden, sondern billigend hingenommen, weil diese Arten schmackhaft sind und vom Vieh gerade bei dezimierter Grasmasse gerne gefressen werden. Sie erhöhen also kurzfristig den Nutzwert der degradierten Flächen. Bei andauernder Überweidung verschwinden jedoch auch diese Arten (vgl. Abbildung 15).

Ohne Hinweis auf landwirtschaftliche Übernutzung treten vegetationsfreie Stellen im Untersuchungsgebiet vor allem im landschaftlichen Zusammenhang mit Trockenflussläufen (sog. Omirimbi, Sing.: Omuramba) und Bergen auf, z.B. zwischen dem Omuramba Ehameno und dem Omburoko-Berg im Nordwesten des Untersuchungsgebietes. Hier wird nach Starkregen Fein-

material von den Bergen abgespült und im fast ebenen Gelände nahe den Flussläufen wieder abgelagert. Die Akkumulation von Feinmaterial führt im Omuramba-Bereich zur Verschlammung des Oberbodens. Beim Austrocknen bildet sich hier eine oft betonharte Kruste. In diesem Zusammenhang treten vermehrt auch sog. Schaumböden auf (vgl. Kapitel 4.3).

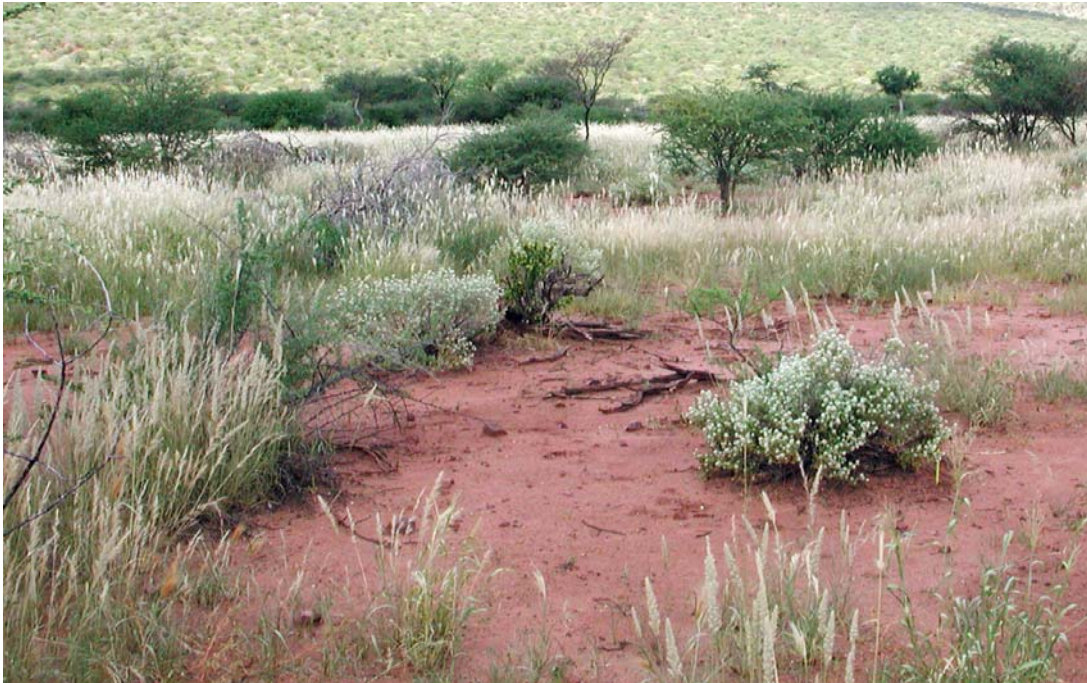


Abbildung 14: Typisches Beispiel für eine Fläche mit beginnender Degradation. Der Boden ist kleinräumig kahl, der Zwergstrauch *Leucosphaera bainesii* (Mittelgrund rechts) tritt in Erscheinung (März 2003, am Fuß der Omatako-Berge).

Teilweise fallen derart degradierte Flächen durch eine leichte Aufwölbung auf. In diesem Zusammenhang wird diskutiert, ob es sich dabei um fast vollständig erodierte Termitenbauten handelt (M. Strohbach, pers. Mitt.). Das Bodenmaterial der Bauten wird von den Tieren aus größerer Tiefe heraufbefördert und ist oft feinmaterialhaltiger als der sandige Oberboden. Eine Erosion der Bauten kann somit zur Verschlammung und Verkrustung des Oberbodens beitragen. Ein derartiger Effekt ist bereits oft an den vegetationsfreien Schwemmkegeln noch intakter Termitenbauten zu beobachten.

Eine dauernde Schädigung der Grasschicht, kann durch ungünstige klimatische Bedingungen verstärkt werden, weil in Dürreperioden, die die perennierenden Arten ohnehin schwächen, verstärkter Weidedruck durch Vieh, Wild und auch Termiten die Regenerationsfähigkeit der verbliebenen Gräser zusätzlich beeinträchtigt (SCHLESINGER et al. 1990). Dies führt häufig zu einem vollständigen Verlust der Vegetationsdecke.

Eine Regeneration der Vegetation auf degradierten Flächen ist schwierig. Dies liegt zum einen an der bis zu 20°C höheren Bodentemperatur auf diesen exponierten Flächen, durch die vorhandene Samen ihre Keimfähigkeit verlieren (pers. Mitt. M. Strohbach nach Messungen im Rahmen des BIOTA-Projektes). Des Weiteren wird an diesen Orten durch die lückige Vegetationsdecke der

oberflächliche Abfluss von Regenwasser beschleunigt, was zu einer edaphisch bedingten Trockenheit und einer erhöhten Erosionsgefährdung dieser Standorte führt (SNYMAN 1998). Bei einer Verschlammung des Oberbodens mit Feinmaterial werden diese Effekte noch verstärkt, ebenso wie durch eine Verdichtung des Bodens durch Viehtritt (SCHLESINGER et al. 1990). Unter solchen Bedingungen haben Pflanzensämlinge nur dann eine Chance den Boden zu durchwurzeln, wenn nach ergiebigem, länger andauerndem Regen der Oberboden aufgeweicht ist. Dann können vor allem annuelle Gräser kurzzeitig große Bestandsdichten erreichen.



Abbildung 15: Stark degradierte Fläche (im Zentrum des Bildes) auf der Farm Ehameno nahe dem Omuramba Ehameno. Im Hintergrund der Mount Omburoko.
Die Bodenoberfläche ist verschlammmt und in trockenem Zustand betonhart. Eine Wiederbesiedelung mit Vegetation ist dadurch sehr erschwert. Foto: März 2002

Der veränderte Wasserhaushalt der bereits anfänglich degradierten Flächen erklärt das Auftreten der Zwergsträucher *Leucosphaera bainesii* und *Monechma genistifolia*. Diese Arten sind Florenelemente der Nama-Karoo und damit an wesentlich trockenere Standorte angepasst als die Arten der Savanne (M. Strohbach, pers. Mitt., PALMER & HOFFMAN 1997). Im Gegensatz zur Savannenvegetation vermögen sie diese Orte daher zu besiedeln.

Aus Sicht einer nachhaltigen Nutzung ist zu begrüßen, dass einige Farmer im Untersuchungsgebiet durch konsequente Schonung über lange Jahre Erfolge in der Wiederherstellung der Grasnarbe degradierter Flächen verzeichnen können. Hier wird kahler Boden durch ausdauernde Vegetation zurück erobert.

Im Gegensatz zur dauerhaften Degradation kann die Grasnarbe der weidewirtschaftlichen Savanne nutzungsbedingt periodisch stark dezimiert werden. Die kommerziellen Farmer haben im Gegensatz zu kommunalen Landnutzern ihre Ländereien im Untersuchungsgebiet in einzelne Nutzungspartellen (sog. Camps) unterteilt (Kapitel 4.4). Bei nachhaltiger Nutzung werden die

Camps gewechselt, wenn die ausdauernden Gräser auf die Hälfte ihrer Länge abgefressen sind, um die empfindlichen Wachstumsepithelien an der Pflanzenbasis zu schonen. Aber auch in diesem Zustand erscheint die Fläche kahl – umso mehr, je geringer der Anteil an ausdauernden Horstgräsern ist. Bleibt ein Camp längere Zeit ungenutzt, können sich die Gräser regenerieren (O'CONNOR 1995). Solche massiven, wenn auch kurzzeitige Veränderungen sind auf einzelne Nutzungspartellen beschränkt und lassen sich in der Landschaft sehr deutlich am sog. Zaun-Effekt zwischen gerade genutzten und ungenutzten Camps beobachten (Abbildung 16).



Abbildung 16: Typischer Zaun-Kontrast zwischen unbeweideten (links) und rezent stark beweideten Flächen (rechts).
Im rechten Camp sind die Gräser vom Vieh komplett abgefressen. Bei Groß-Barmen im März 2003

Neben den Nutzungseffekten durch grasfressende Großsäuger spielen Termiten, vor allem der Gattung *Hodotermes spec.* eine bedeutende Rolle als Konsumenten der Primärproduktion (COATON 1958). WOOD & SANDS (1978) und SUGIMOTO et al. (2000) beziffern die Konsumption pflanzlicher Biomasse in Savannen durch Termiten auf 20-25 % der Nettoprimärproduktion. BONDINE & UECKERT (1975) stellten bei Untersuchungen im semiariden Weideland in Texas fest, dass dort sowohl die Biomasse der Termiten als auch deren Konsum pflanzlicher Biomasse nahezu dem der weidenden Rinder entsprach. Des Weiteren sind Termiten für die Destruktion von etwa 55 % der gesamten pflanzlichen Trockenmasse in der Savanne zuständig. Die Farmer in der Region beobachten, dass Termiten innerhalb weniger Tage große Grasflächen kahl fressen können (auch: COATON 1958). So tragen auch diese Insekten zu kurzfristigen „nutzungsbedingten“ Verkahlungseffekten bei.

4.5.1.3 Verbuschung

Eine Schwächung der Grasnarbe durch Nutzungseffekte kann auf Grund der veränderten Konkurrenzverhältnisse zu einer drastischen Zunahme einzelner Dornbuscharten führen. Dann

spricht man von „Verbuschung“ oder „*Bush encroachment*“ (ARCHER 1994, 1995). In vielen Fällen verwandeln sich bei dieser Art der Degradation offene gemischte Gehölz-Gras-Savannen in artenarme Dominanzbestände, aus denen viele Pflanzen- und Tierarten völlig verdrängt werden (z.B. ARCHER 1994, MEIK et al. 2002).

Die Ursachen für diese Veränderung sind bislang nicht endgültig geklärt. Es gibt einige Arbeiten, in denen es gelingt, diese mit dem anthropogen verstärkten Klimawandel bzw. dem Anstieg von atmosphärischem CO₂ in Verbindung zu bringen (vgl. ARCHER et al. 1995). Nach DE KLERK (2004), HUDAK & WESSMAN (2001), BESTER (1998/99) spielt jedoch in Namibia überwiegend Weidewirtschaft im Zusammenhang mit der hohen interannuellen Niederschlagsvarianz eine Rolle. Dies deckt sich mit den Beobachtungen von SNYMAN (1998) und SCHLESINGER et al. (1990) in Nordamerika. Ursächlich ist dabei die o.g. Verschiebung des Konkurrenzverhältnisses durch die Schädigung der Grasnarbe (vgl. auch TANSER & PALMER 1999). Prozesse der Verkahlung und der Verbuschung stehen also oft in direktem Zusammenhang (DE KLERK 2004, SCHLESINGER et al. 1990).

Sowohl in den Savannen Afrikas als auch in vergleichbaren Biomen weltweit wird in den letzten 100 bis 200 Jahren eine Buschzunahme in vormals offenen Landschaften beobachtet (WALTER 1954, ARCHER 1994,1995). HUDAK & WESSMAN (2001) beschreiben die Verbuschung im nördlichen Südafrika durch den Sichelbusch *Dichrostachys cinerea*. ROHDE (1997) beobachtet diese Veränderungen in Westnamibia. Für Zentralnamibia gibt es sehr detaillierte Daten von STROHBACH & AUSTERMÜHLE (in press) für die Farm Erichsfelde im Zentrum des Untersuchungsgebietes im Vergleich der Vegetation in den 1960er Jahren und heute.

Auch von lange im Untersuchungsgebiet ansässigen Farmern wird eine Verbuschung beobachtet, wie z.B. historische Fotos von der Farm Wewelsburg belegen. Demnach gab es in den 1940er Jahren vom Farmhaus bis zu den Omatako-Bergen nur vereinzelte Gehölze, wo heute ein dichter hoher *Ac. mellifera*-Bestand die Sicht versperrt (Abbildung 17).



Abbildung 17: Zunehmende Verbuschung in Zentralnamibia: Blick von Norden auf die Omatako Berge. Der Gehölzanteil der Savanne ist seit den 1940er Jahren (links) bis März 2003 (rechts) deutlich gestiegen. Beide Fotos wurden auf der Farm Wewelsburg vom gleichen Windrad aus etwa 15m Höhe aufgenommen.

Das aktuelle Ausmaß der insgesamt verbuschten Fläche in Namibia schätzte BESTER (1998/99) auf bis zu 17,5 Mio. ha. DE KLERK (2004) hält bereits 26 Mio. ha für betroffen. Diese Entwicklung ist durchaus von wirtschaftlicher Bedeutung, da in den betroffenen Regionen der Weidewert für die in Namibia wichtige Rinderhaltung um mehr als 100% sinken kann (DE KLERK 2004).

Besonders expansiv sind im Untersuchungsgebiet der Schwarzdorn (*Acacia mellifera* subsp. *detinens*) und teilweise auch der Sichelbusch (*Dichrostachys cinerea* subsp. *africana*). Im vorwiegend sandigen Ostteil des Untersuchungsgebietes berichten die Farmer in letzter Zeit von einer drastischen Zunahme des Rosinenbusches (*Grewia flava*). Er verdrängt inzwischen sogar die vorher dominante *Ac. mellifera*, besonders wenn diese nach Dürre, Feuer oder Buschsterbe (s.u.) geschwächt ist (BESTER 1998/99).

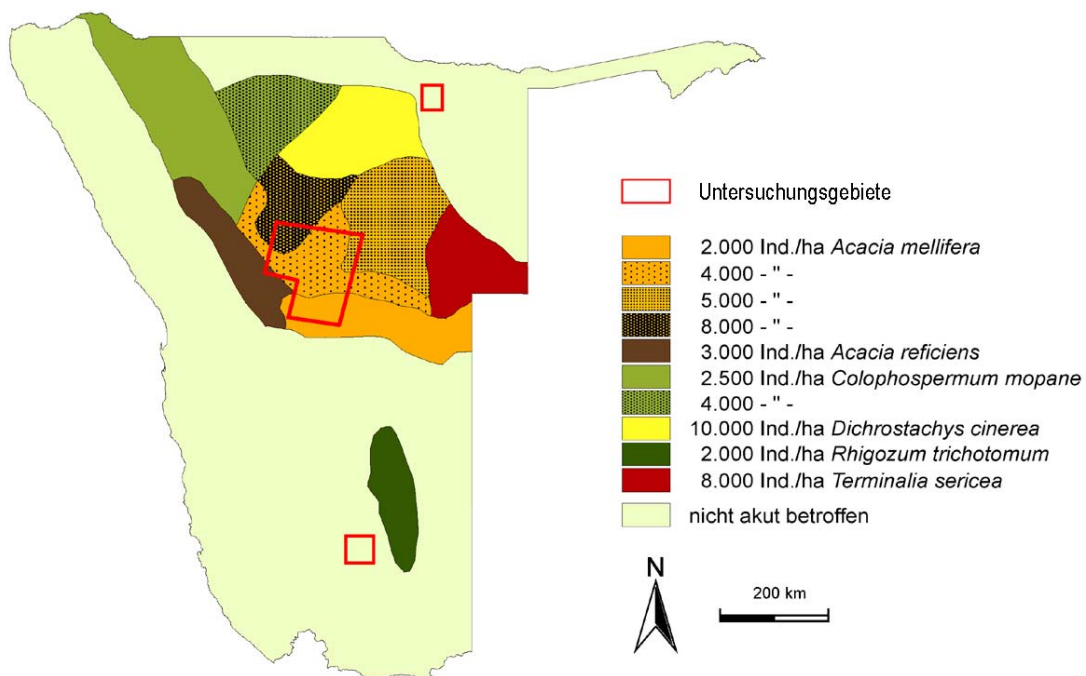


Abbildung 18: Darstellung der Gebiete in Namibia, die von der Verbuschung betroffen sind. Für die regional auffälligen Arten ist die Buschdichte in Buschindividuen pro ha (Ind./ha) angegeben (nach BESTER 1998/99, verändert).

Der Sichelbusch *Dichrostachys cinerea* wird großräumig vor allem nördlich des Untersuchungsgebietes kritisch (vgl. Abbildung 18). Seine Verbreitung nach Südwesten ist nach Aussage der Farmer durch seine Frostempfindlichkeit beschränkt. Im Untersuchungsgebiet sind *Dichrostachys*-Dickichte daher aufgrund des mildereren Mikroklimas oft nur auf Bergkuppen und Anhöhen anzutreffen und nicht in Tälern, die als Kältesenken fungieren. *Ac. mellifera* hingegen kann im Untersuchungsgebiet großräumig zur Plage werden und erreicht im Nordwesten der Region Dichten von 4.000 bis 8.000 Individuen/ha.

KEMPF (1994) beobachtet, dass im zentralen Namibia auf reinen Sandböden die breitblättrigen *Combretum*- und *Terminalia*-Baumarten expandieren, während *Acacia*-Arten und *Dichrostachys* auf

sandig-lehmigen oder lehmig-sandigen Böden zur Plage werden können. Dieses Verteilungsmuster ist auf die bereits erwähnte azonal bessere Wasserverfügbarkeit der Sandböden begründet, die nur auf diesen Standorten das Aufkommen der breitblättrigen Arten ermöglicht.

Nach A. Rothauge (Agric. College Neudamm, pers. Mitt.) kann sich *Ac. mellifera* in Zentralnamibia vor allem dann großflächig etablieren, wenn drei gute Regenjahre in Folge auftreten. Im ersten Jahr werden ausreichende Niederschläge zur Anlage von Energiereserven benötigt, die zu Beginn des zweiten Jahres zur üppigen Blüte führen. Danach sind gute Niederschläge erforderlich, damit die Blüten zur Fruchtreife kommen und nicht vorzeitig verdorren. Ein drittes gutes Regenjahr fördert die erfolgreiche Keimung der Samen. Solche Bedingungen waren von 1973-79 und von 1987-90 gegeben (vgl. Kapitel 4.1). In dem Zeitraum wurde auf dem College-Gelände von Neudamm eine starke Busch-Entwicklung beobachtet.

Eigene Beobachtungen im Rahmen der Feldaufenthalte haben in Übereinstimmung mit BESTER (1998/99) ergeben, dass innerhalb der einzelnen Camps die Dichte der Verbuschung stark variieren kann. Meistens sind es einzelne dichte Flecken, die peripher ausdünnen. Die Verbuschung ist also in der überwiegenden Anzahl der Fälle nicht an nutzungsbedingte Strukturen wie Camps gebunden, was die Landnutzung als einzigen Auslöser für diese Entwicklung als unwahrscheinlich erscheinen lässt.

Sowohl bei der o.g. Verkahlung als auch bei der Verbuschung handelt es sich um Degradationserscheinungen, die mit einer Verschiebung des Artenspektrums und in der Regel einem Rückgang der botanischen und faunistischen Artenvielfalt verbunden sind (ARCHER 1994, MEIK et al. 2002). Auch der damit verbundene Rückgang der (landwirtschaftlichen) Produktivität gilt nach DODD (1994) als Merkmal der Degradation.

4.5.1.4 Buschsterbe

Dem schleichenden Prozess der Verbuschung steht im südlichen Afrika periodisch das plötzliche flächenhafte Zugrundegehen von *Ac. mellifera*-Beständen entgegen. Es handelt sich dabei um die Folgen einer Pilzerkrankung, die die Pflanzen zum Absterben bringt, wenn sie im Vorfeld bereits durch andere Umweltstressfaktoren geschwächt sind (HOLZ & SCHREUDER 1989a). Dies können zum Beispiel vorausgehende Dürreperioden und/oder auch Frost sein. Man spricht bei der Erkrankung vom *Bush dieback* oder der „Buschsterbe“.

Die Buschsterbe wurde in Namibia auf einzelnen Farmen bereits in den 1970er Jahren beobachtet (BESTER 1984). Einzelne Farmer vermuten rückblickend, dass auch Schwarzdorn-Auffichtungen in den 1960er Jahren mit der Krankheit in Verbindung stehen könnten (Auskunft auf Farm Steenbokvlakte). Großräumig trat die Pilzerkrankung jedoch erstmals Mitte der 1980er Jahre auf, als in Zentralnamibia rund 10 Mio. ha Schwarzdorn erkrankten und innerhalb weniger Jahre abstarben (HOLZ & SCHREUDER 1989a). Eine zweite große Welle ist seit Ende der 1990er in Namibia zu beobachten. In beiden Fällen ging dem Sterben eine mehrjährige Dürreperiode voraus.

Viele abgestorbene Büsche wurden auch während der Geländekampagnen im Rahmen dieser Arbeit gefunden.

Die Krankheit befällt Schwarzdorn-Büsche jeden Alters und jeder Größe, unabhängig vom Standort. In der Regel erkranken zunächst einzelne Individuen eines Bestandes. Dann greift die Infektion auf benachbarte Pflanzen über und breitet sich immer weiter aus. Eine Erholung von befallenen Individuen wurde bisher nicht beobachtet. Andere Arten bleiben von der Krankheit weitgehend verschont (HOLZ & SCHREUDER 1989c).



Abbildung 19: Typisches Krankheitsbild eines *Ac. mellifera* Busches, der an der Buschsterbe gestorben ist. Im Gegensatz zu Exemplaren, die durch Frost oder Dürre geschädigt wurden, führt die Buschsterbe zum Herabhängen der Äste. Farm Smalstreep, März 2003

Die Buschsterbe wird von mehreren Pilzarten verursacht, vor allem den vier Arten *Phoma glomerata*, *P. cava*, *P. eupyrena*, and *Cytospora chrysosperma* (HOLZ & SCHREUDER 1989d), die regelmäßig im Boden vorkommen. Der Befall führt zum Verfaulen des Kernholzes, des Safftholzes an der Stammbasis und des oberen Wurzelbereichs (HOLZ & SCHREUDER 1989a). Es resultiert ein typisches Krankheitsbild, das zum Herabhängen der verholzten Pflanzenorgane führt (Abbildung 19). Durch dieses Symptom sind infizierte Büsche im Feld leicht von Dürre- oder Frostschäden zu unterscheiden.

In Anbetracht der oben beschriebenen Verbuschungsproblematik wird die Pilzinfektion als natürlicher Antagonist dieses Degradationsprozesses im südlichen Afrika nicht ungerne gesehen. Das Phänomen wird seit den 80er Jahren intensiv erforscht. Es wurden auch Versuche

unternommen, aus dem Erreger ein wirtschaftlich nutzbares Herbizid zu entwickeln, bislang allerdings ohne Erfolg (HOLZ & SCHREUDER 1989d).

Während die Buschsterbe artspezifisch *Acacia mellifera* dezimiert, gibt es weitere Faktoren, die das Absterben auch von andern Gehölzarten verursachen. Die Farmer in der Region berichten häufig von flächenhaften Schäden durch strengen Frost. Des Weiteren wurde gerade an den ephemeren Flussläufen der durch die Errichtung von Staudämmen sinkende Grundwasserspiegel für das Absterben von Auwaldbeständen verantwortlich gemacht. Betroffen sind hier in erster Linie *Acacia erioloba*, *Zizyphus mucronata*, *Albizia anthelminthica* und *Combretum imberbe*. Im äußersten Südosten des Gebietes wurde das drastische Absterben der *Ac. erioloba* Bäume auf die gleichzeitig beobachteten rückläufigen Niederschläge von ca. 400 mm auf heute ca. 220 mm pro Saison zurückgeführt (Auskunft Farm Okatumba Süd).

Prozesse wie die Verbuschung oder die Buschsterbe können Tausende Hektar große Landstriche erfassen. Im Gegensatz zu Verkahlungsprozessen, die die Grasschicht betreffen, dauert diese Veränderung meistens Jahre. Ein Wechsel von Vegetation zu unbedecktem Boden ist in der Regel hier aber nicht zu beobachten, weil die freiwerdenden Bodenstellen bei günstigen Niederschlagsverhältnissen und ausreichender Samenbank des Bodens schnell von der Gras- und Krautschicht zurück erobert werden.

4.5.1.5 Entbuschung

Auf von Verbuschung betroffenen Farmen kann man aus wirtschaftlichen Gründen in der Regel nicht auf den natürlichen Rückgang der Gehölze durch die Buschsterbe und die Erholung der Grasnarbe warten. In vielen Fällen wird deshalb gegen den Busch vorgegangen.

Die Bekämpfung der Gehölze erfolgt zumeist campweise. Die Büsche werden dort entweder per Hand gefällt (Abbildung 20), mit Herbiziden bekämpft oder durch gezieltes Feuerlegen am Stamm der Gehölze (sog. *fire-girdling*) irreversibel geschädigt (STROHBACH 1998/99 a,b,c). Meistens müssen die Maßnahmen nach einigen Jahren wiederholt werden (STROHBACH 1998/99 a,b,c).

Manche Gehölze, besonders *Dichrostachys cinerea* werden nach der Beobachtung der Farmer durch Abholzen und Feuer jedoch eher gefördert und schlagen danach verstärkt aus Seitentrieben aus. Der Einsatz von Herbiziden scheint sich auf den Sandböden im Osten des Gebietes mehr zu lohnen als im lehmigeren Mittel- und Westteil. Die verwendeten Gifte und Wachstumshormon-Präparate müssen auf lehmigen Standorten höher dosiert werden, da hier ein größerer Anteil der Substanzen im Oberboden verbleibt und so unwirksam ist, weil sie den Wurzelbereich der Büsche in tieferen Schichten nicht erreichen. In vielen Fällen wäre der Aufwand nach Meinung der Farmer in der Region dann unrentabel. Ein Auswaschen der Präparate aus den durchlässigen Sandböden scheint aufgrund der geringen Niederschläge keine Rolle zu spielen.



Abbildung 20: Beispiel für eine mechanisch entbuschte Fläche.

Die im Vorjahr gefällten Büsche blieben auf den Kopf gedreht liegen (rechts). Das Dorngestrüpp soll so als Fraßschutz und Schattenspender die Etablierung von Gräsern auf der insgesamt spärlich besiedelten Fläche fördern. Farm Ombirisu, März 2004

Flächenhafte Brände zur Buschbekämpfung werden im Untersuchungsgebiet nicht gelegt. Diese Feuer würden in „normalen“ Regenjahren mangels Brandmasse im Unterwuchs nicht heiß genug brennen und sehr schnell erlöschen (s.u.). Eine ausführlichere Beschreibung der einzelnen Entbuschungsaspekte liefert KEMPF (1994).

Unter dem Gesichtspunkt der Veränderung erfolgt gerade bei der mechanischen Entbuschung, d.h. durch Fällen der Büsche, meistens ein Wechsel von Vegetation zu offenem Boden, wenn der Buschbestand vorher sehr dicht war, da im Einflussbereich der Gehölze kein Unterwuchs aufkommt (Abbildung 20). Die Entfernung aller Gehölze auf einer Nutzungsparzelle hinterlässt demzufolge zunächst kahle, rechteckige Flächen in der Landschaft, bis sich die Grasschicht – oder auch die Büsche – wieder regeneriert haben. Methoden wie das selektive Abholzen einzelner Gehölzarten oder der Einsatz von langsam und spezifisch wirkenden Herbiziden führen hingegen zur moderaten Vegetationsabnahme auf der Fläche und nicht zwangsläufig zu einem totalen Vegetationsverlust.

4.5.1.6 Feuer

Die Verfügbarkeit von Wasser, Nährstoffen sowie Einflüsse durch Weidewirtschaft stellen Faktoren dar, die das Ökosystem Savannenlandschaft relativ unabhängig voneinander verändern können. Der Faktor Feuer hingegen wird in verschiedener Weise von diesen Einflüssen bedingt – und wirkt auf sie ein (MISTRY 2000).

In den semi-ariden Savannen Zentralnamibias sind Feuer eher selten. Wenn nicht vom Menschen gelegt, werden sie vor allem zu Beginn der Regenzeit durch Blitzschlag bei trockenen Gewittern

verursacht. Seit Beginn der Landnutzung durch weiße Siedler Anfang des 20. Jahrhunderts werden hier ausbrechende Feuer schnellst möglich gelöscht (KEMPF 1994).

Großflächige Brände sind im Untersuchungsgebiet in der Regel an überdurchschnittliche Regenfälle im Vorfeld gekoppelt. Nur dann bildet sich unter den semiariden Klimabedingungen eine ausreichend dichte Grasschicht, die einem Lauffeuer genügend Nahrung bieten kann. Dabei wird das Feuer um so intensiver und der entstehende Schaden an der Vegetation um so größer, je mehr Grasmasse zur Verfügung steht (BOND 1997, STROHBACH 1998/99 a,b,c). Im Untersuchungszeitraum waren diese Voraussetzungen nur in der Regenzeit 1999/2000 gegeben, während der mit bis zu 1000 mm Niederschlag stellenweise fast das Dreifache des durchschnittlichen Regens gefallen ist (vgl. Kapitel 4.1.1).

Dennoch ist die Niederschlagsmenge allein nicht ausschlaggebend für die Ausbreitung von Bränden, da die Menge des verbliebenen Grases am Ende einer ergiebigen Regenzeit auch von der Anzahl der Herbivoren abhängt, die bis zum Ausbruch des Feuers die Biomasse vertilgen konnten. Ist die Anzahl der wilden oder domestizierten Konsumenten hoch, reduziert dies die Brandmasse. In kahl gefressenen Gebieten ist die Wahrscheinlichkeit und die Intensität von Feuern daher geringer als in dicht verfilzten. Demzufolge ist dort der entstehende Schaden an der Vegetation geringer als bei intensiver brennenden Beständen.

Die Anzahl der Konsumenten in der Savanne hängt vom Nährstoffangebot ab (SCHOLES 1997). Die Böden Zentralnamibias sind aufgrund ihres hohen Alters nährstoffarm, besonders Stickstoff ist ein Mangelfaktor. Die stickstofffixierenden Mimosaceenarten (s.o.) stellen dieses Element allerdings in hohem Maße für das Ökosystem in organisch gebundener Form als Laub und Bestandesabfall bereit. Destruenten stellen den Stickstoff in Form von löslichen Nitraten auch anderen Pflanzen zur Verfügung, die selbst nicht zur Stickstofffixierung fähig sind. Diese Pflanzen werden durch den erhöhten N-Gehalt ebenfalls zur begehrten Futterquelle. In mimosaceendominierten Savannen ist daher in der Regel nur wenig Bestandesabfall und Trockenmasse als Brandmaterial vorhanden (MISTRY 2000).

In der Akaziensavanne liegt die natürliche durchschnittliche Feuerfrequenz bei etwa 30 Jahren (SCHOLES 1997). Obwohl Feuer damit in Zentralnamibia eher selten sind, hat die Vegetation Strategien entwickelt, solche Ereignisse zu überleben. Gräser nehmen den geringsten Schaden, weil ihre Wachstumsepithelien (Meristeme) in Bodennähe durch dicke Blattscheiden geschützt oder in Form von unterirdischen Wurzeläusläufern (Stolonen) vom Feuer überhaupt nicht betroffen sind.

Bei Gehölzen hängt die Überlebensfähigkeit von Alter und Größe der Pflanze ab (TROLLOPE & TAINTON 1986). Große Bäume überleben Brände, die in Savannen meistens Grasbrände sind, in der Regel weitgehend unbeschadet. Sie haben oftmals eine dicke Borke, die den Stamm schützt, wie z.B. der Kameldorn *Ac. erioloba*. Ist der Baum jedoch klein, d.h. unter 2 m hoch, kann die Krone Feuer fangen. Überlebt ein Baum diesen Schaden, wird er wieder aus dem Stamm

ausschlagen. Ähnliches gilt für Büsche wie *Acacia mellifera* und *Ac. tortilis*, die bei Brand oberflächlich oft komplett absterben und aus der Wurzel neu austreiben (vgl. Abbildung 21).



Abbildung 21: Veränderungen in der Dornbusch-Savanne durch Feuer.

Links im Vordergrund eine noch Ruß-geschwärzte Fläche wenige Tage nach einem Buschbrand auf der Farm Wewelsburg im Jahr 2000. Rechts eine Fläche in der Otjiruze-Region im März 2003, die ebenfalls 2000 gebrannt hat. Der *Acacia tortilis*-Busch erholt sich langsam von dem Brand und treibt von der Basis her neu aus.

Durch die Schädigung der Gehölze bei regelmäßigen Feuern bleiben diese in einer Größe, in der sie von Blattfressern erreichbar sind und die ihre Krone weiter verbeißen. Die großen Herbivoren können so mit Hilfe des Feuers den Gehölzanteil der Savanne kontrollieren (DE KLERK 2004). Gräser erhalten zudem über die Nährstofffreisetzung aus der Brandasche eine Düngerezufuhr, was einen gewissen Konkurrenzvorteil darstellt. SCHOLES (1997) sieht daher Feuer als wichtigsten prägenden Faktor der Struktur der Savanne. Die Beobachtung, dass in Gebieten, in denen Feuer unterdrückt werden, die Verbuschung zunimmt, stützt diese These (ebenso: DE KLERK 2004).

Die wesentlichen Vegetationsveränderungen werden im Untersuchungsgebiet (A) also vor allem durch standörtlich oder nutzungsbedingten Vegetationsverlust (Verkahlung) sowie die Wiederbesiedelung kahler Flächen hervorgerufen. Ebenso sind die durch Verbuschung bedingte Vegetationszunahme, die durch die Buschsterbe bedingte Vegetationsabnahme und der Einfluss von Feuer prägend. Als übergeordneter steuernder Faktor wirkt die hochvariable Niederschlagsverteilung.

4.5.2 (B) Südnamibia: Nama-Karoo

Im Untersuchungsgebiet (B) in Südnamibia sind die Bedingungen für Pflanzenwachstum insgesamt ungünstiger als in Zentralnamibia, weil es hier mit durchschnittlich 143 mm Jahresniederschlag gegenüber 359 mm deutlich trockener und die Niederschlagsvarianz mit 53 % gegenüber 31 % noch größer ist (vgl. Kapitel 4.1). Dies drückt sich in einer nur sehr spärlichen Vegetationsdecke mit etwa 10-15 % Deckungsgrad aus, da die geringe Wasserverfügbarkeit für die Etablierung einer so dichten Vegetation wie in Zentralnamibia nicht ausreicht. Es dominieren Gräser und Zwergsträucher (Abbildung 22).



Abbildung 22: Nutzungsbedingter Zaun-Kontrast der Vegetation im Untersuchungsgebiet (B).

Im Vordergrund das Kommunalgebiet Nabaos, hinter dem Zaun die Farm Gellap Ost. Auf Nabaos ist durch den starken Beweidungsdruck die Grasnarbe völlig zerstört und die Büsche sind stark verbissen, während bei nachhaltiger Schafbeweidung auf Gellap Ost ausdauernde Gräser einen entscheidenden Deckungsanteil ausmachen.

Foto: März 2001

Darüber hinaus gewinnen standörtliche Bedingungen kleinräumig größeren Einfluss auf die Ausprägung der Vegetation. Besondere Bedeutung kommt in dieser Region dem Relief und dem Bodentyp zu. Während die meisten Böden nur schwach entwickelt und mit einer Tiefe von weniger als 30 cm flachgründig sind, treten im Untersuchungsgebiet besonders in Abflussrinnen und Schwemmflächen durch Ablagerung auch tiefgründigere Böden auf (PALMER & HOFFMAN 1997).

Schwachentwickelte, tiefgründige Böden mit einem hohen Anteil an Grobsand sind im Untersuchungsgebiet relativ häufig. Wie im Gebiet (A) führen sie durch die schnelle Durchfeuchtung, den geringen Oberflächenabfluss und den reduzierten Kapillaraufstieg zu vergleichsweise feuchten edaphischen Standortbedingungen (DODD & LAUENROTH 1997). An solchen Standorten sind im Untersuchungsgebiet daher auch einzelne Bäume wie *Acacia erioloba* zu finden, für die es an anderen Standorten mit ungünstigerem Bodenwasserhaushalt zu trocken ist. Darüber hinaus ist vor allem das strauchige ausdauernde Gras *Stipagrostis namaquensis* an diesen Standorten prägend, das hier eine nahezu geschlossene Vegetationsdecke bilden kann. Über einen ähnlich guten Wasserhaushalt verfügen die Doleritrücken und -sills vulkanischen Ursprungs. An diesen Standorten auf tief zerspaltenem Ausgangsgestein sind daher vor allem Arten der Savanne mit einem höheren Wasserbedarf anzutreffen (PALMER & HOFFMAN 1997).

Standorte mit reliefbedingt schlechter Wasserversorgung sind flache Rücken und andere leichte Erhebungen, weil hier der Boden durch Erosion oft besonders flachgründig ist, was die Wasserspeicherkapazität herabsetzt. Zudem ist hier oft die oberflächliche Abflussrate durch die mehr oder weniger starke Hangneigung erhöht. An diesen edaphisch besonders trockenen Standorten sind zumeist nur einzelne, an diese Verhältnisse angepasste Zwergsträucher der Nama-Karoo anzutreffen.

In mehr oder weniger ebenen Bereichen des Untersuchungsgebietes, in denen die o.g. extremen Standortbedingungen nicht bestimmend sind, sind ausdauernde Gräser, wie *Stipagrostis uniplumis* und *Stipagrostis hochstetteriana* aspektbildend. In diese Grasflächen mit einer mittleren Gesamtbedeckung von etwa 30% sind regelmäßig der kleine Baum *Boscia foetida*, der Strauch *Blepharis grossa* und vereinzelt auch der Busch *Catophractes alexandri* eingestreut (vgl. Abbildung 22).

Das Vorkommen der Lebensformen wird ebenfalls durch den Nährstoffgehalt der Böden beeinflusst. Auf nährstoffarmen, sandigen Böden etablieren sich eher immergrüne Sträucher und perennierende Gräser, während annuelle Gräser und laubwerfende Sträucher auf nährstoffreichere Standorte angewiesen sind (PALMER & HOFFMAN 1997).

Auch in diesem Ökosystem spielt der Einfluss von Landnutzung, d.h. Beweidung eine wichtige Rolle. Die genannten *Stipagrostis*-Arten sind wertvolle und schmackhafte Futtergräser. Bei Überweidung kann es durch Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zwischen Gräsern und Gehölzen kleinräumig zu Verbuschung kommen. Anders als in Zentralnamibia sind es hier vor allem der langdornige *Rhigozum trichotomum* und die ebenfalls sehr dornige *Acacia newbournii*, die bei starkem Weidedruck auf die Gräser stellenweise undurchdringliche Dickichte bilden können. Im Gegensatz zu den Verbuschungseffekten in Zentralnamibia sind die betroffenen Gebiete in Südnamibia eher kleinflächig. Hier wirkt die beschränkte Wasserverfügbarkeit limitierend. *Catophractes alexandri* gilt in dieser Region ebenfalls als Überweidungszeiger. Trotz seiner Dornen werden seine Blätter vom Vieh gerne gefressen.

Extreme Überweidung führt auch in der Nama-Karoo zu einem völligen Verlust der Grasnarbe (vgl. Abbildung 22). Dort tritt vor allem der sukkulente Strauch *Tetragonia schenkii* in den Vordergrund, der von den Sträuchern und Zwergsträuchern *Rhigozum trichotomum*, *Calicorema capitata* und *Monechma genistifolium* begleitet wird. Letztere ist im Untersuchungsgebiet (A) ebenfalls vereinzelt anzutreffen und zwar an besonders trockenen Standorten, oft an degradierten Stellen in Zusammenhang mit *Leucosphaera bainesii*. Bei starker Degradation im Untersuchungsgebiet (B) verschwinden auch diese Büsche, und nur bei günstigem Wasserhaushalt sind noch vereinzelt *Tetragonia schenkii* und *Acacia newbournii* anzutreffen.

WOLKENHAUER (2003) konnte eine Förderung von *Tetragonia schenkii* durch starken Weidedruck nachweisen, was sich in vermehrter Blütenbildung und Verjüngung ausdrückte. Diese Art ist konkurrenzschwach und kann sich unter günstigen Bedingungen nicht gegen Gräser durchsetzen, die wegen ihres flachen Wurzelwerkes die knappe Ressource Wasser besser nutzen können.

Durch ihre bessere Regenerationsfähigkeit und/oder die Förderung durch Verbiss ist *Tetragonia* ihnen bei starkem Weidedruck jedoch überlegen. Das Vorkommen von *Tetragonia schenkii* und *Stipagrostis uniplumis* schließt sich im Untersuchungsgebiet somit gegenseitig aus. Besonders deutlich wird der Kontrast zwischen den Effekten nachhaltiger und degradierender Beweidungspraxis an der Grenze zwischen der Farm Gellap Ost und dem Kommunalgebiet Nabaos (Abbildung 22). Einer Grasnarbe, die in guten Regenzeiten ca. 30% Deckung entwickeln kann, steht kahler Boden mit vereinzelt verbissenen Büschen und Zwergsträuchern gegenüber.

Die Zerstörung der Grasnarbe ist in dieser Region besonders kritisch, weil aufgrund des durchgängig undulierten Reliefs, des groben Bodenlockermaterials und der dünnen Vegetationsdecke das Gebiet bei Starkregen verstärkt Erosionsprozessen ausgesetzt ist. Es kommt hier zu flächenhafter Bodenabspülung und zur Rinnenerosion. Durch den Oberflächenabfluss wird die Wiederansiedelung von Vegetation verhindert, da dabei gerade Jungpflanzen freigespült und ausgerissen werden. Bei intakter Vegetationsdecke wird hingegen der Wasserfluss gebremst, es kann mehr Wasser versickern und so dem Pflanzenwachstum zugute kommen. Auf den verkahlten Flächen können sich nur bei besonders günstigen Niederschlagsbedingungen Gräser etablieren. Diese annuellen Arten erreichen nur in Ausnahmefällen höhere Deckungsanteile.

Intakte und degradierte Vegetationseinheiten entwickeln sich daher nach Regen unterschiedlich. Ebenso wie im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia reagieren ausdauernde Gräser sofort auf geringe Niederschläge, während annuelle Arten auf den verkahlten Flächen nur bei außerordentlich günstigen Niederschlagsbedingungen aufkommen. Sehr detaillierte Informationen zu den Vegetationsverhältnissen auf den Farmen Gellap Ost und Nabaos liefert WOLKENHAUER (2003) in ihrer Diplomarbeit, die ebenfalls im Rahmen des BIOTA-Süd-Projektes entstanden ist.

Die charakteristischen Veränderungen in der Nama-Karoo sind demnach vor allem die nutzungsbedingte Verkahlung und der Vegetationsverlust durch Erosion bei Starkniederschlägen. Ebenso stellt die Wiederbesiedelung dieser Flächen bei günstigen Niederschlagsverhältnissen ein wesentliches Charakteristikum dar. Nutzungsbedingte Vebuschung ist wegen der begrenzten Wasserfügbarkeit hingegen auf einzelne Flächen beschränkt, und Feuer spielen aufgrund der durchweg geringen Biomasse keine Rolle.

4.5.3 (C) Nordnamibia: Baumsavannen

Im Untersuchungsgebiet (C) in der Kavango-Region in Nordnamibia herrschen mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 513 mm (Kapitel 4.1.3) deutliche bessere Wachstumsbedingungen als in den beiden südlicheren Untersuchungsgebieten. Dies spiegelt sich in einer dichteren Vegetationsdecke wider, in der Bäume aspektbildend sind. Die meist breitblättrigen Bäume sind Florenelemente der Zambesischen Florenregion. Sie können sich hier etablieren, weil aufgrund der besseren Wasserverfügbarkeit eine Reduktion der Blattfläche als Verdunstungsschutz nicht notwendig ist.

Die bessere Wasserverfügbarkeit liegt nicht nur an den höheren Niederschlägen, sondern auch an günstigen Bodeneigenschaften. Die quartären tiefgründigen Sande verhindern mit ihren groben Poren zum einen die Evaporation des Bodenwassers, zum anderen kann der Boden leicht und bis in große Tiefen von den Pflanzen durchwurzelt werden, so dass hier auch Grundwasserressourcen nutzbar sind (DODD & LAUENROTH 1997). In weiten Teilen des Untersuchungsgebietes sind daher Bestände aus den laubwerfenden Bäumen *Pterocarpus angolensis* und *Guibourtia coleosperma* charakteristisch (vgl. Abbildung 23).

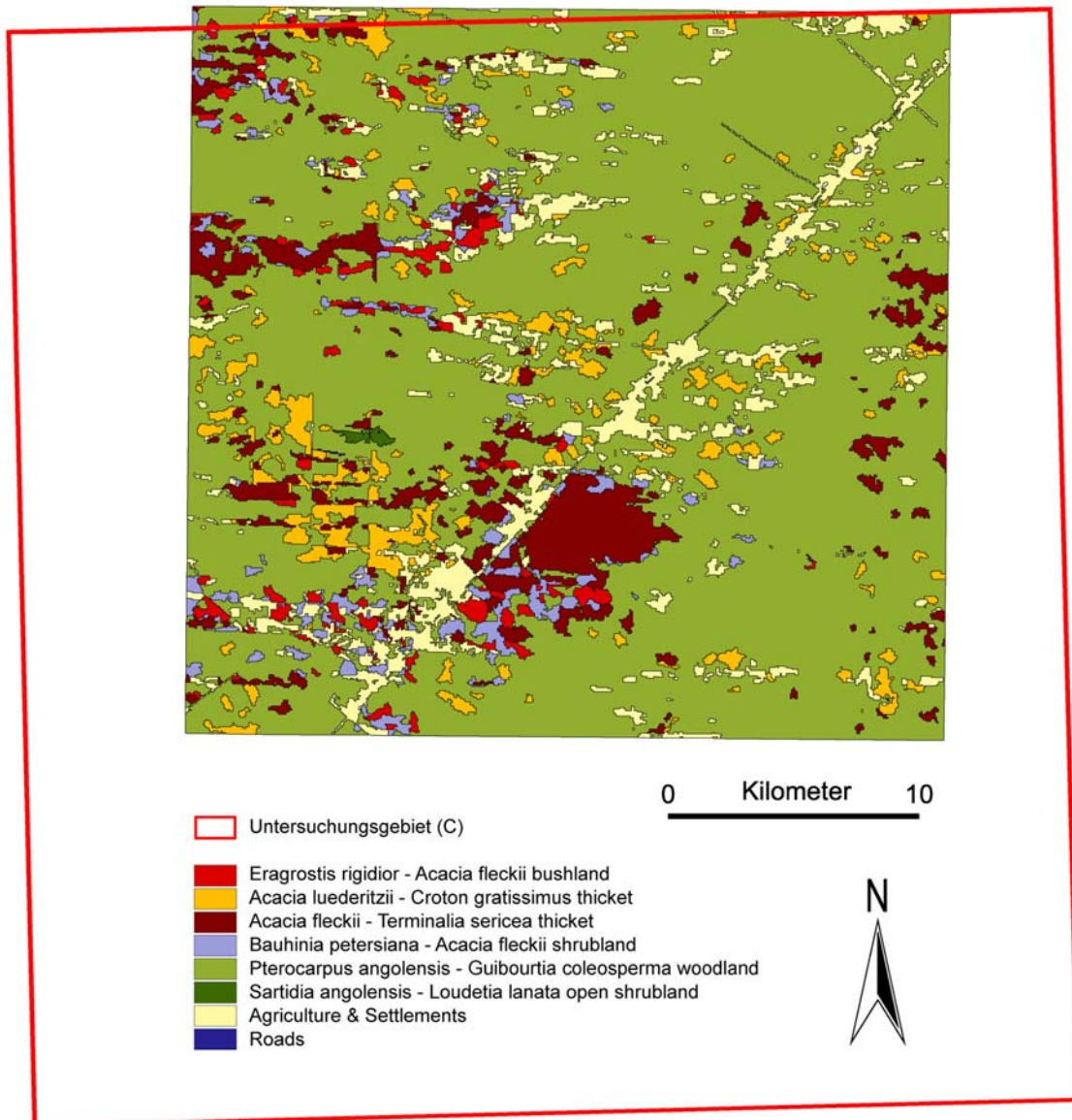


Abbildung 23: Vegetationskarte für einen Teil des Untersuchungsgebietes (C) in der Kavango-Region.

In der Region dominieren Baumsavannen mit breitblättrigen Baumarten (*Pterocarpus angolensis*-*Guibourtia coleosperma* woodland). Datenbasis: Segmentierung eines Ausschnittes der Landsat-ETM-Szene 177I73 (WRS Path/Row) vom 24.4.2000. Klassifikation: B. Strohbach 2005 (in prep.)

Diese Vegetation wird von SCHOLES (1997) als Baumsavanne bezeichnet. Allerdings wird eine Savanne durch eine kontinuierliche Grasschicht charakterisiert (ARCHER 1994, MISTRY 2000).

Stellenweise ist diese aber aus Lichtkonkurrenzgründen nicht vorhanden, wenn der Kronenschluss der Bäume besonders dicht wird, d.h. etwa 50 % übersteigt. In diesem Fall müsste man gemäß WALTER & BRECKLE (1999) eigentlich von einem Trockenwald reden. Eine eindeutige Zuordnung zum einen oder anderen Typ ist im Untersuchungsgebiet aufgrund der kleinräumig wechselnden Bedingungen nicht möglich.



Abbildung 24: Die Vegetation im Untersuchungsgebiet (C) im März 2005.
Oben: Typischer Trockenwald der Dünenbereiche (*Pterocarpus angolensis*-*Guibourtia coleosperma*-Gesellschaft). Unten: Akaziendickicht der Interdünenbereiche (*Eragrostis rigidior* – *Acacia fleckii*-Buschland).
Fotos: Kommunalgebiet Mutompo, März 2005

BURKE (2002) spricht bei der Vegetation des Kavango von einem Savannenwald. In dieser Arbeit wird die gängige Nomenklatur von SCHOLES (1997) verwendet, der hier von Baumsavannen spricht (vgl. Abbildung 24 oben).

Der sandige Boden, der einerseits zur standörtlichen Verbesserung der Wasserverfügbarkeit beiträgt, bedingt aber auch einen besonderen Nährstoffmangel der Böden. Da die breitblättrigen Gehölze im Gegensatz zu den Akazienarten nicht in der Lage sind mithilfe von Wurzelknöllchenbakterien elementaren Luftstickstoff binden, sind sie einem gewissen Nährstoffmangel ausgeliefert. Die Pflanzen sind daher bestrebt, den Verlust von einmal fixierten Nährstoffen möglichst gering zu halten. Dies erfolgt oft durch die Einlagerung von Terpenen und anderen Sekundärstoffen, die als Fraßschutz, besonders gegen Insekten dienen. Des Weiteren ist der Nährstoffgehalt der Biomasse insgesamt gering, was sich in einem höheren Kohlenstoff:Stickstoff (C:N)-Verhältnis ausdrückt als in der Akaziensavanne (SCHOLES 1997). Dies führt zusammen mit dem hohen Gehalt an Terpenen dazu, dass abgestorbenes Laub von den Bodenorganismen und Termiten langsamer abgebaut wird, da auch diese Biomasse mit einem niedrigeren C:N-Verhältnis als Nährstoffquelle bevorzugt wird (MISTRY 2000).

Diese nährstoffarmen Vegetationsbestände bieten aus denselben Gründen weniger Herbivoren Nahrung als die Akaziensavannen weiter südlich. Die geringe Konsumption und Destruktion führt bei der großen Produktivität dieses Ökosystems zu einer Akkumulation von (toter) Biomasse. Bei Blitzschlägen entzündet sich diese schnell und es kann zu großflächigen Grasbränden kommen (BOND 1997). Nach MENDELSON & EL OBEID (2003) und SCHOLES (1997) treten in dieser Region Feuer alle 3-5 Jahre auf. Sie sind hier also erheblich häufiger als in der Akaziensavanne, wo sie nur nach außerordentlich guten Regenjahren auftreten (vgl. Kapitel 4.5.1). Den Feuern kommt in diesen Ökosystemen die Rolle der Destruenten zu, da durch sie die organisch gebundenen Nährstoffe in Form von Asche wieder dem Nährstoffkreislauf zugeführt werden (WALTER & BRECKLE 1999). Jedoch setzen auch Termiten in der Breitblatt-Savanne große Mengen an Biomasse um. Ihre Masse pro m² Boden ist hier etwa dreimal so hoch wie in der Akaziensavanne (FERRAR 1982).



Abbildung 25: Vergleich einer unverbrannten Fläche im Untersuchungsgebiet (C) (links) mit einem etwa einen Monat alten Brandschaden (rechts).

Die durch das Feuer vom 6.2.2005 schwer geschädigte Gras- und Krautschicht erholt sich bereits; die Baumkronen waren teilweise ebenfalls in Mitleidenschaft gezogen. Fotos im Grenzbereich der Farm Mile 46 (links) und dem Kommunalgebiet Mutompo (rechts) am 10. März 2005.

Obwohl die Bäume mit ihrer dicken Borke und dem hohen Wuchs generell gegen Feuereinwirkung geschützt sind, sterben bei intensiven Bränden trotzdem regelmäßig einzelne Individuen. Am 6. Februar 2005 schädigte ein besonders heißes Feuer zahlreiche Bäume (vgl. Abbildung 25).

Dies führt dazu, dass die Bevölkerung der Region gelegentlich Feuer legt, um an Feuerholz zu gelangen, da es in Namibia per Gesetz verboten ist, aus den Wäldern lebende Bäume zu schlagen. Daher werden Brände gelegt, um die dadurch geschädigten Bäume später „legal“ abholzen zu dürfen (B. Strohbach, botanisches BIOTA-Teilprojekt und U. Schneiderat, sozioökonomisches BIOTA-Teilprojekt, mündlich).

Die breitblättrigen Baumsavannen sind im Untersuchungsgebiet (C) vor allem auf die Bereiche der ehemaligen Dünenkämme beschränkt (vgl. Kapitel 4.2.3; STROHBACH & STROHBACH 2004). Im Bereich der ehemaligen Interdünenbereiche sind hingegen oft dichte Dornestrüppe anzutreffen, die von den fiederblättrigen *Acacia fleckii* und *Acacia luederitzii* dominiert werden (vgl. Abbildung 23 und Abbildung 24 unten). In Kapitel 4.3.3 wurde erläutert, dass in diesen Bereichen der Bodengehalt an Feinmaterial und Nährstoffen höher ist als in den Dünenbereichen. Dies führt, wie bereits für das Untersuchungsgebiet (B) beschrieben, im ariden und semiariden Raum aufgrund der starken Kapillarströme und durch die geringere Versickerung von Regenwasser bei Starkniederschlägen zu einer größeren Bodentrockenheit. Daher sind auf diesen Standorten die trockenresistenteren Akazienarten anzutreffen, weil hier trotz ausreichender Niederschläge die Etablierung von Baumsavanne oder Trockenwald nicht möglich ist (BURKE 2002). Ihr Aufkommen kann hier zudem durch eine schlechtere Durchwurzelungsmöglichkeit des dichteren Bodens gehemmt sein, wodurch die Nutzung von tiefen Grundwasserressourcen gerade in der Trockenzeit erschwert wird.

Dennoch sind es im Untersuchungsgebiet (C) die trockeneren Interdünenbereiche, die von der Bevölkerung bevorzugt in Ackerland umgewandelt werden. Vor allem sind es die Gebiete, die vorher vom *Eragrostis rigidior* – *Acacia fleckii*-Buschland besiedelt waren (pers. Mitt. B. Strohbach). Hier ist vermutlich der bessere Nährstoffgehalt der Böden ausschlaggebend. Die edaphische Trockenheit ist für den Ackerbau nicht relevant, weil die Feldfrüchte wie Hirse, Erdnüsse u.a. (vgl. Kapitel 4.4.3) nur während der Regenzeit angebaut werden und bereits vor Beginn der Trockenzeit geerntet werden, so dass sie von Wassermangel nicht betroffen sind (MENDELSON & EL OBEID 2003).

Der Einfluss der Landnutzung führt neben der nutzungsbedingten Verkahlung, d.h. der Rodung der Gehölzbestände zu weiteren Degradationsformen, die sich in einer Veränderung des Artenspektrums an Gehölzen niederschlagen. So sind besonders die *Acacia fleckii* - *Terminalia sericea*-Dickichte Sekundärvegetation auf alten Äckern, an Stellen starker Überweidung des Waldes oder mit starker Feuereinwirkung anzutreffen (vgl. Abbildung 23). An Stellen starker Frost- oder Feuereinwirkung stellte Strohbach ein offenes *Sartidia angolensis* - *Loudetia lanata*-Gebüsch fest.

Diese Gesellschaften des *Acacia luederitzii* - *Croton gratissimus*-Dickichts und des *Bauhinia petersiana* - *Acacia fleckii*-Buschland stellen verschiedene (natürliche) Ausprägungen der Vegetation am Übergang der lehmigen Interdünenbereiche zu den sandigen Dünenbereichen dar (B. Strohbach, pers. Mitt.).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Untersuchungsgebiet (C) andere Veränderungsfaktoren bedeutend sind als in den übrigen Untersuchungsgebieten. Hier ist es vor allem der Einfluss von Feuer und die Waldrodung zum Ackerbau, die massive Eingriffe in die Natur verursachen. Nutzungsbedingte Verbuschung spielt hier nur sehr kleinräumig eine Rolle, weil die für das Gebiet (A) beschriebenen Arten durch den Konkurrenzdruck zu den breitblättrigen Gehölzen selten Dominanzen entwickeln können. Ausnahmen bilden kleinräumige Dickichte, die im Umkreis von Wasserstellen auftreten können (U. Schneiderat, pers. Mitt.). Desertifikationsprozesse, d.h. der dauerhafte Verlust der Vegetationsdecke, spielen aufgrund der guten Wasserverfügbarkeit hier keine Rolle.

5 Datengrundlage und spektrale Eigenschaften der verwendeten Sensoren

5.1 Landsat-Daten

Die hier entwickelte Change-Detection-Methode basiert auf multispektralen Daten der Sensoren TM (*Thematic Mapper*) und ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) an Bord der Fernerkundungssatelliten Landsat 5 bzw. Landsat 7. Die Daten dieser Sensoren wurden ausgewählt, weil sie in wesentlichen Eigenschaften vergleichbar sind, wodurch die Übertragbarkeit der Methodik auf Daten beider Sensoren gewährleistet wird. So fliegen Landsat 5 und Landsat 7 im selben sonnensynchronen, polaren Orbit in 705 km Höhe (Tabelle 2). Die Wiederholrate ist mit 16 Tagen ebenfalls dieselbe, wobei Landsat 5 dasselbe Gebiet acht Tage nach Landsat 7 überquert (LILLESAND et al. 2004).

Tabelle 2: Eigenschaften der Plattformen Landsat 5 und 7.

(*): seit 31.5.2003 nur eingeschränkt Quelle: <http://www.eurimage.com/products/landsat.html>.

<i>Satellite</i>	<i>Launch Date</i>	<i>End Mission</i>	<i>Altitude</i>	<i>Inclination</i>	<i>Revisit at equator</i>	<i>Sensors</i>
Landsat 5	1-Mar-85	operational (TM)	705 km	98,2°	16 days	MSS, TM
Landsat 7	15-Apr-99	operational *	705 km	98,2°	16 days	ETM+

Landsat 5 ging am 1.3.1984 in Betrieb und ist bis heute operationell. Landsat 7 lieferte vom 15.4.1999 bis zum 31.5.2003 verwertbare Daten. Die Daten jüngerer Datums sind durch einen Fehler des sensorinternen *Scan Line Correctors* (SLC) in ihrer Qualität stark herabgesetzt (<http://landsat7.usgs.gov/index.php>). Jüngere Daten des ETM-Sensors werden deshalb in dieser Arbeit nicht verwendet. Die Daten der Sensoren TM (Landsat 5) und ETM+ (Landsat 7) stellen somit für einen Zeitraum von rund 19 Jahren eine Basis für Zeitreihenanalysen dar.

Tabelle 3 zeigt, dass die spektrale Auflösung vom TM- und ETM+-Sensor im sichtbaren Spektralbereich (Kanäle 1-3) und in den Infrarot-Kanälen 4, 5 und 7 identisch ist. In der Tabelle sind zudem zwei unterschiedliche Terminologien gegenüber gestellt, die zur Ansprache der verschiedenen Wellenlängenbereiche gebräuchlich sind. Nach JENSEN (2000), ALBERTZ (2001) und LILLESAND et al. (2004) p. 422. ist im Kontext von Multispektraldaten der für den Menschen sichtbare Spektralbereich in die Farbbereiche blau (TM-Kanal 1), grün blau (TM-Kanal 2) und rot blau (TM-Kanal 3) unterteilt (Tabelle 3a). Der Infrarotbereich wird hier unterschieden nach nahem (TM-Kanal 4), mittlerem (TM-Kanäle 5 und 7) sowie thermalem Infrarot (TM-Kanal 6). Vor allem im Kontext der abbildenden Spektroskopie wird eine etwas abweichende Terminologie verwendet (mündl. Mitt. Dech 2005). Demnach ist hier im sichtbaren (visible) Spektralbereich von VIS-blau, VIS-grün und VISrot die Rede und beim Spektralbereich der (E)TM-Kanäle 5 und 7 vom kurzwelligen Infrarot (Short Wave Infra Red SWIR) (Tabelle 3b). Diese Terminologie wird im Folgenden verwendet werden.

Tabelle 3 : Übersicht der Eigenschaften der Landsat-(E)TM-Sensoren und die Benennung der Wellenlängenbereiche nach verschiedenen Konventionen.								
<i>Eigenschaften der Landsat 5 TM- und 7 ETM+-Sensoren nach http://www.eurimage.com/products/landsat.html</i>								
<i>TM & ETM+</i>								<i>ETM+</i>
Band	1	2	3	4	5	6	7	8
Pixel size (m)	30	30	30	30	30	120	30	15
Spektralbereich (μm)	.45-.52	.52-.60	.63-.69	.76-.90	1.55-1.75	10.42-12.50	2.08-2.35	.52-.90
<i>a) Benennung der Spektralbereiche nach Jensen (2000), Albertz (2001) und Lillesand et al. (2004) p. 422.</i>								
	Sichtbar: Blau Grün Rot		Nahes Infrarot	Mittleres Infrarot	Thermales Infrarot	Mittl. Infrarot	Pan- chroma	
<i>b) Benennung der Spektralbereiche nach Lillesand et al. (2004) p. 481 und mündl. Mitt. Dech (2005).</i>								
	VISible VIS blau VIS grün ViS rot		Near Infra Red NIR	Short Wave Infra Red SWIR	Thermal Infra Red TIR	Short Wave Infra Red SWIR	Pan- chroma	

Die Daten beider Systeme verfügen mit einer Pixelgröße von 30 m x 30 m der Spektralkanäle 1-5 und 7 über die gleiche räumliche Auflösung. Diese Auflösung ist für die räumliche Identifikation von veränderten Vegetationsbereichen geeignet. Des Weiteren sind die Flächenabdeckung mit ca. 185 km x 185 km und die räumliche Abdeckung der Szenen gleich. Die Datenprodukte beider Satelliten werden gemäß dem WRS-2 (World Wide Reference System-2) katalogisiert. Zudem ist der tageszeitliche Überflugszeitpunkt über ein Gebiet gleich. Das Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia wird von beiden Satelliten morgens gegen 8:40 h (nach Greenwich Mean Time GMT) überflogen, das Gebiet (B) in Südnamibia um etwa 8:35 h (GMT) und das Gebiet (C) in Nordnamibia um 8:30 h (GMT). Aufgrund der Sensordrift schwankt der Aufnahmezeitpunkt um wenige Minuten, die genaue Angabe geht aus den Metadaten der einzelnen Szenen hervor.

Für den hier vorgestellten Change-Detection-Ansatz wurden nur die Spektralkanäle 1-5 und 7 verwendet. Bei der Koregistrierung der ETM+-Szenen wurde der mit einer Pixelgröße von 15 m x 15 m räumlich höher aufgelöste panchromatische Kanal 8 als Referenz benutzt (vgl. Kapitel 6.2.1). Der Thermalkanal 6 kam in der vorliegenden Arbeit nicht zur Anwendung.

Bei den verwendeten Satellitenszenen handelt es sich um Level 1G-prozessierte Daten, da diese vom *United States Geological Survey* (USGS) bereits grob geometrisch und radiometrisch korrigiert

sind. Für die Lagegenauigkeit dieser Daten wird vom USGS dennoch ein möglicher Fehler von bis zu 250 m angegeben (<http://landsat7.usgs.gov/index.php>), weshalb alle Daten für diese Arbeit geometrisch nachkorrigiert wurden (vgl. Kapitel 6.2.1). Atmosphärische Einflüsse auf das spektrale Signal wurden mit einer Korrektur ebenfalls minimiert (Kapitel 6.2.3).

Die im Rahmen des BIOTA-Afrika-Projektes für die drei Untersuchungsgebiete zur Verfügung stehenden Landsat-Szenen sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Sie lagen in der Universalen Transversen Merkator-Projektion mit dem Spheroid und geodätischen Datum WGS 84 vor.

Tabelle 4: Übersicht der in dieser Arbeit verwendeten Landsat (LS)-Szenen.

(*):Aufnahmezeitpunkt während der Trockenzeit.

Nr.	Sensor	Aufnahmedatum
Untersuchungsgebiet (A): Zentralnamibia WRS-2 Path/Row 178/75		
1	LS 5 TM	14.6.1984
2	LS 5 TM	14.5.1990
3	LS 5 TM	26.4.1995
4	LS 7 ETM+	17.5.2000
5	LS 7 ETM+	06.9.2000*
6	LS 7 ETM+	16.2.2002
7	LS 7 ETM+	24.4.2003
Untersuchungsgebiet (B): Südnamibia WRS-2 Path/Row 177/78		
8	LS 7 ETM+	26.3.2001
9	LS 7 ETM+	30.4.2002
Untersuchungsgebiet (C): Nordnamibia WRS-2 Path/Row 177/73		
10	LS 5 TM	08.4.1991
11	LS 7 ETM+	24.4.2000
12	LS 7 ETM+	01.10.2000*

Die hier verwendeten Szenen – außer der Trockenzeit-Szenen 5 und 12 – wurden unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, phänologisch vergleichbare Zeitpunkte mit maximaler Vegetationsbedeckung während der Regenzeit abzubilden. Jedoch konnten nicht durchgängig Szenen von März oder April, d.h. zum Höhepunkt der Vegetationsperiode genutzt werden, da für diese Monate aufgrund von Bewölkung nicht immer verwertbare Szenen zur Verfügung standen. Für das Hauptuntersuchungsgebiet in Zentralnamibia wurde daher für den Zeitraum von 1984 bis 2003 der vorliegende Datensatz aus sechs Regenzeit-Szenen erstellt. Die beiden anderen Gebiete sind zum Testen der Übertragbarkeit der Change-Detection-Methoden exemplarisch mit jeweils zwei Regenzeit-Szenen abgedeckt. Für den Ansatz zur Detektion frischer Brandflächen wurden zudem für die Untersuchungsgebiete (A) und (C) jeweils eine Trockenzeit-Szene von September bzw. Oktober 2000 hinzugezogen, weil nur in der Trockenzeit große Flächenbrände auftreten.

Ausschnitte der Landsat-Szene 178/75 von Juni 1984 und April 2003 für das Hauptuntersuchungsgebiet (A) sind im Anhang A1 bzw. A2 abgedruckt. Die Ausschnitte für die

Untersuchungsgebiete (B) und (C) sind in Anhang A3 und A4 dargestellt. Eine Erläuterung der spektralen Eigenschaften der verschiedenen Landbedeckungstypen erfolgt in Kapitel 5.1.1.

Landsat-Quicklooks

Abgesehen von den oben vorgestellten hochaufgelösten Vollszenen wurden für die Analyse und Validierung der Feuerthematik im Untersuchungsgebiet (A) (vgl. Kapitel 7.3) auf der USGS-EarthExplorer sog. Landsat-*Quicklooks* recherchiert. Dabei handelt es sich um in ihrer spektralen und räumlichen Auflösung reduzierte Satellitenszenen im JPEG-Format. Sie liegen als R-G-B-Farbkomposit mit den Spektralkanälen 5-4-3 und mit einer Pixelgröße von etwa 240 m x 240 m vor.

Diese Quicklooks wurden zur Identifikation von frischen Brandflächen im Zeitraum zwischen den Aufnahmedaten der verwendeten Vollszenen herangezogen. Für den Zeitraum von 2000 bis 2003 konnten auf folgenden Quicklooks Brandflächen identifiziert werden.

Tabelle 5: Übersicht verwendeter Landsat-Quicklooks der Szene 178/75.

1	24.10.2000
2	11.12.2000
3	08.08.2001
4	27.10.2001
5	11.08.2002
6	30.10.2002

Für den Zeitraum von 1984 bis 1999 konnten auf keinem TM-Quicklook Brandflächen identifiziert werden. Dies deckt sich mit der Angabe der befragten Farmer, die ebenfalls keine Brände in diesem Zeitraum im Untersuchungsgebiet beobachtet hatten. Diese Quicklooks wurden, wie im Kapitel 6.2.1 beschrieben wird, georeferenziert.

5.1.1 Zusammenhang von Oberflächeneigenschaften und spektralen Signaturen der Landsat-(E)TM-Daten

Die in dieser Arbeit entwickelte Change-Detection-Methode basiert auf den unterschiedlichen spektralen Reflexionseigenschaften verschiedener Oberflächentypen. Der Zusammenhang zwischen diesen Reflexionseigenschaften, insbesondere den Eigenschaften der Vegetation und dem am (E)TM-Sensor empfangenen spektralen Signal sollen daher im Folgenden näher erläutert werden.

Der Reflexionsgrad von Landoberflächen unterscheidet sich in den einzelnen Wellenlängenbereichen der einfallenden Sonnenstrahlung. Dies ist auf unterschiedliche Eigenschaften in Abhängigkeit von Oberflächenstruktur, Kristallstruktur (bei Mineralien), Wassergehalt und Photosyntheseaktivität (bei Vegetation) zurück zu führen (JENSEN 2000, LILLESAND et al. 2004).

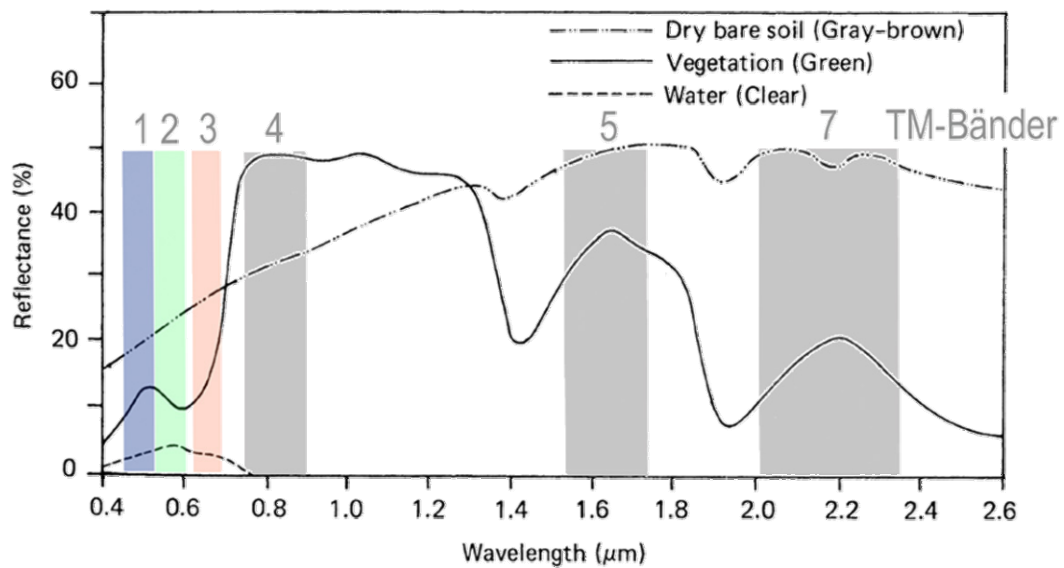


Abbildung 26: Typische Reflexionsspektren für grüne Vegetation, kahlen trockenen Boden und klares Wasser im sichtbaren, nahen und mittleren Infrarot-Spektralbereich.

Reflectance: Reflexionsgrad, zu dem einfallende Strahlung reflektiert wird. Die bunten und grauen Balken entsprechen den Bandbereichen der Landsat-(E)TM-Kanäle 1-5 und 7.

Quelle: LILLESAND et al. 2004 nach SWAIN & DAVIS 1978; erweitert.

In Abbildung 26 sind beispielhafte kontinuierliche Reflexionsspektren für Vegetation, Boden und Wasser im sichtbaren, im nahen und mittleren Infrarot-Spektralbereich dargestellt. Diese Landoberflächen unterscheiden sich deutlich in ihren Reflexionseigenschaften. Klares Wasser absorbiert einfallende Strahlung weitgehend, besonders im Infrarotbereich ($> 0,7 \mu\text{m}$). Diese Strahlungsenergie (latente Wärme) wird in Bewegungsenergie der Wassermoleküle umgewandelt (JENSEN 2000).

Kahler Boden reflektiert im sichtbaren ($0,4\text{-}0,7 \mu\text{m}$) und besonders im infraroten Spektralbereich bis etwa 50% der einfallenden Strahlung. Die Reflexionseigenschaften von Böden und Gesteinen sind vor allem abhängig von deren mineralischer Zusammensetzung und kristalliner Struktur. Der hohe Reflexionsgrad wird durch die hohe Bindungsenergie der Kristallgitter der Mineralien bedingt. Sie werden durch Strahlung im sichtbaren oder Infrarotbereich nur wenig zur Schwingung angeregt, d.h. ein hoher Strahlungsanteil wird „ungenutzt“ reflektiert (CHRISTEN 1988). Zur photoelektrischen Anregung der Bodenmineralen, d.h. zum Abspalten von Elektronen aus einzelnen Molekülen ist energiereicheres Licht notwendig als zur Anregung der Photosynthesepigmente (s.u.). Das Absorptionsmaximum von Böden und Gesteinen liegt deshalb im UV-Bereich, der von den Landsat-Sensoren allerdings nicht detektiert wird. Absorption in bestimmten Spektralbereichen, wie z.B. bei $1,4 \mu\text{m}$ und $1,9 \mu\text{m}$ erfolgt in erster Linie durch im Kristallgitter gebundenes Wasser.

Grüne Vegetation hat im sichtbaren Spektralbereich ein völlig anderes Reflexionsverhalten. Hier wird vor allem durch die Pigmente des Photosyntheseapparates, der in den Chloroplasten in Form von Antennenkomplexen auf den Thylakoidmembranen angesiedelt ist, blaues und rotes Licht zur chemischen Spaltung von Wasser absorbiert (Lichtreaktion der Photosynthese).

Die Antennenkomplexe höherer Pflanzen bestehen überwiegend aus Chlorophyll a und b, Phaeophytin und Carotinoiden. Sie „sammeln“ die Energie auftreffender Photonen und leiten sie kaskadenartig an die im Zentrum dieser Komplexe sitzenden Chlorophyll b-Moleküle weiter (Photosystem II). Dieses Zentralmolekül wird durch die gebündelte Strahlungsenergie angeregt und kann zur Reduktion von $\text{H}_2\text{O} + \text{e}^-$ zu $2 \text{H}^+ + \frac{1}{2} \text{O}_2$ im Thylakoid-Innenraum ein Elektron abgeben.

Dieses freie Elektron wird an das nachgeschaltete Photosystem I übertragen. Es besitzt als Zentralmolekül einen Chlorophyll a-Proteinkomplex und kann durch das empfangene Elektron und durch Nutzung des entstehenden Protonengradienten zwischen Thylakoid-Innenraum und Chloroplastenstroma das zelluniversale Reduktionsäquivalent NADPH_2 und das Energieäquivalent ATP regenerieren. Mit deren Hilfe wird im Stroma der Chloroplasten gasförmiges CO_2 in Form von Kohlenhydraten fixiert (Dunkelreaktion der Photosynthese; LARCHER 1994).

Die Oxidation von Chlorophyll a und b wird durch Absorption von Strahlung im blauen (0,4-0,5 μm) und roten (0,6-0,7 μm) Spektralbereich bewirkt. Die Chlorophylle unterscheiden sich durch unterschiedliche Absorptionsmaxima im roten Spektralbereich, das beim Chlorophyll a bei 0,7 μm liegt und beim Chlorophyll b bei 0,68 μm . Die Carotinoide und Xanthophylle des Antennenkomplexes absorbieren vor allem im blauen Spektralbereich und im UV-Bereich (LARCHER 1994). Grünes Licht (0,5-0,6 μm) führt nicht zu einer Anregung der Photosynthesepigmente und wird daher im Verhältnis zu roter und blauer Strahlung stärker reflektiert, weshalb Vegetation dem menschlichen Auge grün erscheint. Je aktiver die Photosynthese in einem Vegetationsstand ist, desto mehr rotes und blaues Licht wird absorbiert. Dass dennoch ein vergleichsweise geringer Anteil an grünem Licht reflektiert wird, liegt an der (unspezifischen) Absorption durch weitere Pflanzenbestandteile.

Der Wirkungsgrad der Photosynthese ist recht gering. Pro Mol absorbierter Photonen werden 0,05-0,12 Mol O_2 erzeugt. Die übrige Energie führt zu einer unzureichenden Anhebung des Energieniveaus der Chlorophyll-Zentralmoleküle, die nicht zu einer Abspaltung von Elektronen ausreicht. Diese Strahlung wird ungenutzt als Fluoreszenzlicht und vor allem als Wärmestrahlung emittiert (LARCHER 1994).

Das Absorptions- und Reflexionsverhalten des Photosynthesekomplexes wird durch physiologischen Stress und Alterungsprozesse der Pflanze verändert. Pflanzen verfügen häufig über Schutzmechanismen, um am Photosystem II auftreffende Photonen abzuleiten, wenn diese, z.B. bei Wassermangel oder einem Anstau von Assimilaten aus nachgeschalteten Stoffwechselprozessen nicht zur Abspaltung von Protonen genutzt werden können (Photoinhibition). Dies führt zu einer erhöhten Energieabgabe in Form von Fluoreszenz- und Thermalstrahlung, vor allem am Photosystem II. Gleichzeitig sinken die Quantennutzung und die Photosyntheseleistung des Gewebes, und die Reflexion im roten und blauen Spektralbereich steigt (LARCHER 1994). Als normaler Alterungsprozess werden im Laufe der Zeit die Moleküle des Antennenkomplexes durch Lichteinwirkung, besonders durch UV-B-Strahlung, zerstört (RÜEGSEGGER 1996). Auch dies bewirkt

eine Herabsetzung der Photosyntheseleistung und eine verstärkte Reflexion im roten, blauen und im Thermalbereich (STRASSER et al. 1996).

Im nahen Infrarotbereich (NIR, 0,7-1,3 μm) wird ein großer Strahlungsanteil an den zahlreichen Zelloberflächen der Atemhöhlen des Schwammparenchyms der Laubblätter reflektiert (JENSEN 2000). Je mehr Blattmasse ein Vegetationsstand hat, desto stärker ist die Reflexion. Für das spektrale Reflexionsverhalten von Vegetation im mittleren Infrarot-Bereich (SWIR, 1,3-3,0 μm) ist hingegen die Absorption durch pflanzengebundenes Wasser verantwortlich. Bei hohem Turgor, d.h. bei hoher Wassersättigung des Gewebes wird in diesem Spektralbereich mehr Strahlung absorbiert als bei geringerem Wassergehalt (JENSEN 2000). Auch hier wird die Strahlungsenergie in Schwingung der Wassermoleküle umgewandelt (CHRISTEN 1988).

Die spektrale Signatur von Pflanzen unter Stress, z.B. bei durch Dürre oder Krankheit hervorgerufenem Wassermangel unterscheidet sich also von jener gesunder Pflanzen durch eine herabgesetzte Reflexion im NIR-Bereich und verstärkte Reflexion im roten, blauen und im SWIR-Bereich.

In Abbildung 26 sind neben den kontinuierlichen Signaturen der Landoberflächen die Bandbreiten der Landsat (E)TM-Kanäle 1-5 und 7 dargestellt. Über die den farbigen und grauen Balken entsprechenden diskreten Spektralbereiche wird am Sensor die spektrale Information der Landoberfläche integriert (vgl. auch Tabelle 3 auf Seite 55). Die Spektralkanäle von Landsat 5 TM und Landsat 7 ETM+ sind speziell für Fragestellungen der Landoberfläche ausgelegt und wurden gemäß sog. atmosphärischer Fenster gesetzt, d.h. in Spektralbereichen, in denen die Absorption durch atmosphärische Spurengase und Aerosole gering ist. Die Wellenlängenbereiche um 1,4 μm und 1,9 μm wurden daher ausgespart, weil in diesen Bereichen bis zu 90 % der einfallenden Strahlung von atmosphärischem H_2O und CO_2 absorbiert wird (JENSEN 2000).

In Abbildung 27 sind spektrale Signaturen von typischen Landoberflächen in Zentralnamibia für die Landsat-(E)TM-Kanäle 1-5 und 7 dargestellt, die mit den Oberflächen aus Abbildung 26 vergleichbar sind. Bei den Reflexionsgraden in dieser Abbildung handelt es sich um Werte aus den atmosphärenkorrigierten Zeitschnitten der Szene 178/75 (vgl. Kapitel 6.2.3). Sie geben den prozentualen Anteil an Strahlung an, der entsprechend den jeweiligen optischen Eigenschaften von der Oberfläche reflektiert und am Sensor gemessen wurde (vgl. z.B. LILLESAND et al. 2004).

Der Vergleich beider Abbildungen zeigt ähnliche Kurvenverläufe für kahlen Boden. Die niedrigeren Werte des kahlen Bodens in Abbildung 27 im NIR-Bereich ist auf andere Mineralgehalte und Farbwerte der Böden im Untersuchungsgebiet zurück zu führen, die hier eher rötlich, gelblich oder weiß sind, nicht graubraun, wie das Beispiel in Abbildung 26. Durch die hohen Reflexionswerte erscheint offener Boden in der Landsat-Szene sehr hell.

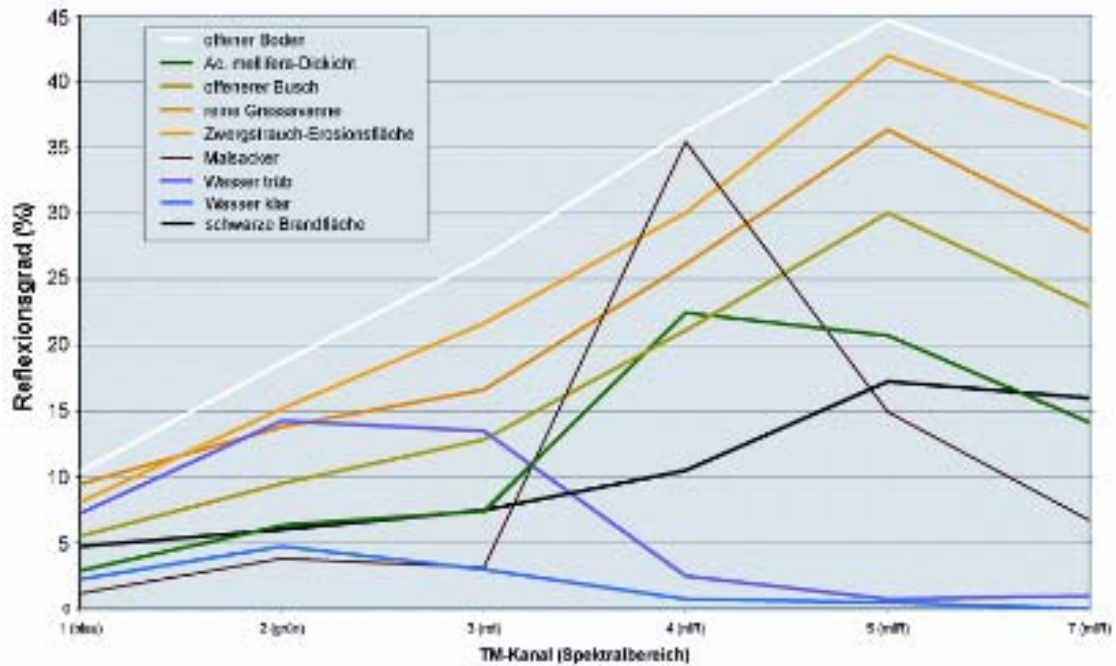


Abbildung 27: Typische spektrale Signaturen charakteristischer Landoberflächen in Zentralnamibia der Landsat-(E)TM-Kanäle 1-5 und 7 im Bereich der Szene 178/75. Auf der Ordinate ist der Reflexionsgrad nach der Atmosphärenkorrektur der Satellitendaten in Prozent angegeben (vgl. Kapitel 6.2.3).

Als Beispiele für Signaturen von Wasserflächen wurden Spektren des klaren tiefen Gebirgsstausees Von-Bach-Dam und eines flachen trüben Farm-Teiches gewählt. Der klare See erscheint auf der Landsatszene aufgrund seiner typischen geringen Reflexion sehr dunkel. Der trübe Teich hingegen reflektiert im sichtbaren Bereich durch einen höheren Schwebstoffanteil stärker und erscheint daher heller.

Frische Brandflächen sind an durchgehend niedrigen Reflexionsgraden zu erkennen. Sie erscheinen im Satellitenbild daher dunkel. Der Reflexionsgrad im mittleren Infrarotbereich (Kanäle 5 und 7) liegt mit bis zu 17% dabei etwas höher als im sichtbaren Bereich.

Als typisches Beispiel für grüne Vegetation ist in Abbildung 27 die Signatur eines dicht bestandenen Maisfeldes dargestellt. Sie entspricht der Beispielsignatur in Abbildung 26. In den Untersuchungsgebieten stellen derart dichte Vegetationsbestände jedoch eher die Ausnahme dar; im gesamten Untersuchungsgebiet (A) dürfte es nur etwa zehn solcher Ackerflächen geben. Charakteristisch ist hingegen die Dornbusch-Savanne in verschiedenen Ausprägungen. Daher sind in Abbildung 27 zusätzlich Signaturen eines *Acacia mellifera*-Dickichts, einer offeneren Buschsavanne, einer reinen Grassavanne und einer Zwergstrauch-Erosionsfläche dargestellt. Ähnliche Signaturen haben Flächen, auf denen die Vegetation nutzungsbedingt abnimmt, z.B. durch rezenten Weideeinfluss oder Entbuschungsmaßnahmen.

Die spektrale Signatur einer sehr dicht verbuschten *Acacia mellifera*-Savanne wird überwiegend durch die optischen Eigenschaften der Vegetation geprägt. Dass sie sich dennoch deutlich vom Maisfeld unterscheidet, liegt zum einen daran, dass sie im Verhältnis zu diesem weniger

Blattmasse hat (vgl. Abbildung 28), wodurch weniger Strahlung durch Photosynthesepigmente absorbiert wird. Dies stellt eine Anpassung an die hohe Strahlungsintensität und die geringe Wasserverfügbarkeit des Lebensraumes dar, weil durch die reduzierte Blattfläche die Transpiration und somit der Wasserbedarf der Pflanze gesenkt wird (LARCHER 1994).



Abbildung 28: Blick von unten nach oben durch die dichte Krone eines *Acacia mellifera* Dickichts im Untersuchungsgebiet (A).

A: Detail eines *Ac. mellifera*-Astes. Die Fiederblättchen sind hier zur Mittagszeit zur Reduktion der sonnenexponierten Blattfläche zusammengeklappt. Fotos: März 2004

Zudem kann die Pflanze die Fiederblättchen bei hoher Strahlungsintensität (mittags) senkrecht stellen, um die strahlungsexponierte Blattfläche weiter herab zu setzen (vgl. Abbildung 28A). Neben der Fähigkeit der Photoinhibition zum Schutz auf physiologischer Ebene (s.o.) steht der Pflanze damit ein weiterer Schutzmechanismus gegen Photodestruktion des Gewebes zur Verfügung.

Durch die lichte Krone und die kleinen Fiederblättchen der Akazien gewinnt bei dem am Sensor gemessenen Signal der Anteil der vom Boden reflektierten Strahlung an Einfluss. Es handelt sich hier also um Mischsignaturen. Je geringer die Vegetationsdeckung der Savanne ist oder je weniger vital die Vegetation ist, desto mehr nähert sich die Signatur dem typischen Bodensignal an. Dies erklärt die Kurvenverläufe für die zunehmend offeneren Vegetationsbestände der offenen Buschsavanne, der Grassavanne bzw. der Zwergstrauch-Erosionsfläche, auf der nur einige kleine Büsche und wenige Gräser wachsen (vgl. Abbildung 14 auf Seite 9).

Im Anhang A1 und A2 ist das Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia in den atmosphären-korrigierten Landsat-Szenen von Juni 1984 und April 2003 in der Farbkanalkombination Rot-Grün-Blau für Kanal 4 (NIR)-5 (SWIR)-3 (VISrot) dargestellt. In dieser Kanalkombination lässt sich die

Vegetation visuell besonders gut unterscheiden (LILLESAND et al. 2004). Es ist zu erkennen, dass Gebiete mit besonders dichter und/oder vitaler Savannenvegetation (rot) diffus in weniger dichte und weniger vitale Bestände (grün) übergehen. Diese Übergänge sind von kleinräumigen Standortunterschieden sowie aktueller Wasserverfügbarkeit abhängig. Die Wasserverfügbarkeit variiert sehr stark aufgrund der hohen Niederschlagsvariabilität und kann von Saison zu Saison zu unterschiedlichen Vitalitätsmustern führen, wie der Vergleich des Bildes von 1984 mit jenem von 2003 zeigt. Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede sind im Gegensatz dazu oft anhand von scharfen Übergangskanten zu erkennen. Offener Boden und Gesteine erscheinen in dieser Darstellung je nach Ausgangsmaterial weiß oder (bei dunklem Gestein) in Grautönen. Klare Gewässer erscheinen strahlend blau, trübe Gewässer hingegen in verschiedenen Violetttönen.

Im Untersuchungsgebiet (B) in Südnamibia ist die Vegetation zum Aufnahmezeitpunkt der vorliegenden ETM-Szene von März 2001 (vgl. Anhang A3) überwiegend spärlich und trocken und in dieser Abbildung als grünlicher Schleier erkennbar. Frische, dichte, vitale Vegetation konzentriert sich vor allem auf Abflussrinnen, deren Böden nach der Regenzeit besonders lange das Wasser halten. Sie sind in dieser Darstellung daher als rote Linien erkennbar. Der große Anteil an Grautönen zeigt, dass (nahezu) unbedeckter Boden unterschiedlichen geologischen Ursprungs große Flächen einnimmt (vgl. Kapitel 4.2). Die Stadt Keetmanshoop im Südosten des Gebietes ist als kleinflächiges Mosaik von versiegelter Fläche und Asphalt („kahler Boden“, Graublautöne) und Gärten und Grünanlagen (vitale Vegetation, rot) zu erkennen.

Im Untersuchungsgebiet (C) in Nordnamibia spiegelt sich die Abhängigkeit der Vegetationsdichte vom Bodentyp und dessen Wasser- (und Nährstoff-) Verfügbarkeit ebenfalls deutlich wider (vgl. Anhang A4). Die Interdünenbereiche mit dichter Akazien-Buschvegetation treten aufgrund der höheren Reflexion im NIR in dieser Darstellung rot hervor, während Trockenwald- und Baumsavannenbereiche aufgrund anderer Standorteigenschaften der Dünenbereiche offener ist (in dieser Darstellung grünlich). Deutlich sind in dieser Landschaft die gerodeten Acker- und Siedlungsflächen als weiße Flecken erkennbar. Zum Aufnahmezeitpunkt sind genutzte, nicht brachliegende Felder bereits überwiegend abgeerntet. Hier dominiert daher das Signal des offenen Bodens.

5.2 Produkte des Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

In Kapitel 5.1 wurde erläutert, dass die Aufnahmezeitpunkte der Landsat-Szenen für die Regenzeit um das Vegetationsmaximum im März-April schwanken (vgl. Tabelle 4). Zur Abschätzung, in wie weit die Szenen dennoch phänologisch vergleichbar sind, wurden in dieser Arbeit Zeitreihen verschiedener Produkte zum Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) herangezogen.

Der NDVI ist der gebräuchlichste Vegetationsindex (vgl. z.B. LILLESAND et al. 2004, HUETE et al. 2002, JUSTICE et al. 1985) und berechnet sich wie folgt:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{VISrot}) / (\text{NIR} + \text{VISrot})$$

wobei NIR die Strahldichte im nahen Infrarot-Kanal und VISrot die Strahldichte im langwelligen sichtbaren Bereich (roter Spektralbereich) des jeweiligen Sensors ist.

Durch die Normalisierung der einfachen Differenz durch die Division mit der Summe von NIR und VISrot liegen die Indexwerte stets zwischen -1 und +1. Die Normalisierung wird angewendet, um unterschiedliche Beleuchtungs- und Reliefeinflüsse innerhalb eines Bildes auf das Vegetations-signal zu eliminieren und Mehrdeutigkeiten einfacher Differenzen auszuschließen (HOLBEN & JUSTICE 1981, LILLESAND et al. 2004).

Wie in Kapitel 5.1.1 bereits dargestellt, gilt das Reflexionsverhältnis im roten und im nahen Infrarotbereich (NIR) als besonders deutliches Charakteristikum von Vegetation. Die Information dieser Spektralbereiche wird daher häufig für Vegetationsanalysen benutzt. Der aus den Daten vieler Fernerkundungssensoren mit den entsprechenden Kanälen berechnete NDVI beinhaltet diese Information in komprimierter Form.

Da Vegetation im Allgemeinen durch die Photosynthesetätigkeit im NIR-Bereich stark reflektiert und im VISrot-Bereich wenig (vgl. Spektren in Abbildung 26 und Abbildung 27 auf Seite 58 und 61), liefert hier der NDVI hohe Werte. Vitale, dichte Vegetation hat einen höheren NDVI als trockenere, offenerere oder geschädigte Vegetation, bei der die Absorption von rotem Licht herabgesetzt ist. Zudem hat in offeneren Beständen das Bodensignal mit höherer Reflexion im sichtbaren Bereich zunehmenden Anteil am Signal, was das Verhältnis von reflektierter Infrarot- und Rotstrahlung ebenfalls verändert. Wolken, Wasser und Schnee reflektieren im VISrotbereich z.T. erheblich mehr als im NIR, weshalb der NDVI für solche Oberflächen negative Werte liefert. Gesteine und kahler Boden haben im VISrot und NIR-Bereich ähnliche Reflexionswerte. Daher bewegt sich ihr NDVI etwa um Null.

Ein Nachteil des NDVIs ist seine Störanfälligkeit u.a. durch Einflüsse der Bodenfeuchte und der Bodenfarbe in nicht geschlossenen Vegetationsbeständen, da diese das Reflexionsverhältnis zwischen VISrot und NIR-Signalen verändern. Der Störeinfluss der Bodenfeuchte auf die Ergebnisse der Veränderungsdetektion, in der VISrot- und NIR-Kanäle von Landsat verwendet wurden, wird in Kapitel 8.1.1 untersucht.

Um die jahreszeitliche Vergleichbarkeit der Landsat-Daten zu prüfen, werden in Kapitel 8 NDVI-Datenzeitreihen des NOAA-AVHRR- und des Terra-MODIS-Sensors herangezogen. Die hohe zeitliche Auflösung dieser Daten liefert Information über den phänologischen Zustand Vegetation. Dies bedeutet, dass anhand dieser Daten die Reaktionszeit der Vegetation auf Niederschläge und damit die Bedeutung des Vegetationssignals abgeschätzt werden kann.

5.2.1 NOAA AVHRR-NDVI

Die hohe zeitliche Auflösung der NDVI-Daten des NOAA-AVHRR und des Terra-MODIS-Sensors liefert Information über den phänologischen Zustand Vegetation. Dies bedeutet, dass anhand dieser Daten die Reaktionszeit der Vegetation auf Niederschläge und damit die Bedeutung des Vegetationssignals abgeschätzt werden kann. Daher werden diese NDVI-Datenreihen in Kapitel 8 zur Überprüfung der phänologischen Vergleichbarkeit der verwendeten Landsat-Daten herangezogen.

Seit 1979 betreiben die USA eine Reihe von Satelliten der NOAA-Serie (National Oceanic and Atmospheric Administration). Ebenso wie die Landsat-Satelliten fliegen die NOAA-Satelliten in einem sonnensynchronen Orbit. Die NOAA-Satelliten der Missionen 6 bis 17 sind mit AVHRR-Sensoren (Advanced Very High Resolution Radiometer; LILLESAND et al. 2004) ausgerüstet. Jeder dieser Satelliten liefert bzw. lieferte täglich Daten für die gesamte Erdoberfläche, wozu sie, bei einer Swath-Breite von 2.400 km, die Erde täglich 14,1-mal umrunden (JENSEN 2000).

Zur Generierung einer globalen NDVI-Zeitreihe (Global Area Coverage GAC) wurden vom NASA Earth Science Enterprise Programm Daten der NOAA-Satelliten 6, 7, 9, 11 und 14 herangezogen. NOAA-6 war von Juni 1979 bis November 1986 operationell. NOAA-7 lieferte von August 1981 bis Juni 1986 Daten, NOAA-9 von April 1985 bis November 1988, NOAA-11 von November 1988 bis September 1994. NOAA-14 ist seit Februar 1995 bis heute in Betrieb (LILLESAND et al. 2004, <http://www2.ncdc.noaa.gov/docs/gviug/html/c2/sec2-0.htm>).

Im Gegensatz zu den Satelliten 7, 9, 11 und 14 überquerte NOAA-6 den Äquator vormittags und verfügte nur über 4 Spektralkanäle. Die Nachfolger zeichnen hingegen nachmittags über dem Äquator auf und verfügen über einen zusätzlichen Spektralkanal. Die Kanäle 3-4 bzw. 5 aller Sensoren messen im thermalen Infrarot ($> 3 \mu\text{m}$). Die Kanäle 1 und 2 detektieren im Bereich $0,58\text{--}0,68 \mu\text{m}$ bzw. $0,72\text{--}1,10 \mu\text{m}$, d.h. im roten und nahen Infrarotbereich mit ähnlicher spektraler Auflösung wie Landsat (E)TM (<http://edc.usgs.gov/products/satellite/avhrr.html>, LILLESAND et al. 2004; vgl. auch Tabelle 3 auf Seite 55).

Diese AVHRR-Sensoren liefern somit Daten, die hinsichtlich ihrer spektralen Eigenschaften sowie ihres tageszeitlichen Aufnahmezeitpunktes (mit Ausnahme von NOAA-6) prinzipiell vergleichbar sind (LILLESAND et al. 2004, JENSEN 2000). Der hohen zeitlichen Auflösung der AVHRR-Daten steht eine verhältnismäßig geringe räumliche Auflösung von $1,1 \text{ km} \times 1,1 \text{ km}$ im Nadir gegenüber, die jedoch für großskalige Anwendungen wie die Meteorologie ausreichend ist. Mit den AVHRR-Produkten können im Gegensatz zur bestenfalls 16-Tages-Frequenz von Landsat (E)TM tägliche Veränderungen der Vegetation detektiert werden. Die AVHRR-NDVI-Zeitreihe kann damit die phänologische Entwicklung der Vegetation im Jahresgang oder als Reaktion auf aktuelle Niederschläge aufzeigen, während die Repräsentanz eines aus Landsat-Daten berechneten NDVI gerade im hochvariablen semiariden Raum oft nur schwer abzuschätzen ist.

Für diese Arbeit stand eine kontinentale AVHRR-NDVI-Zeitreihe für den Zeitraum von Juli 1983 bis Dezember 2000 aus dem Global Area Coverage (GAC) des NOAA/NASA Pathfinder AVHRR Land (PAL)-Projektes zur Verfügung. In dieser Reihe waren allerdings die Werte für Juli bis Dezember 1994 durch den Ausfall von NOAA-11 fehlerhaft (<http://www2.ncdc.noaa.gov/docs/gviug/html/c2/sec2-0.htm>) und wurden deshalb nicht betrachtet (vgl. Anlage 1). Bei dem PAL-Produkt beträgt die Größe einer Kachel 1.000 km x 1.000 km (http://daac.gsfc.nasa.gov/data/dataset/AVHRR/01_Data_Product/05_Tile_Products/pal_tile.htm). Die räumlich verringerte Auflösung dieses Produktes von 8 km x 8 km war zur Ermittlung von Vegetationsentwicklungstrends im relativ großen Untersuchungsgebiet (A) ausreichend.

Die Daten lagen als Monatsmaximumwerte vor, die aus Dekaden-Maximumwert-Kompositen generiert wurden. Durch dieses Verfahren der Komposition der Maximumwerte werden temporäre Störeffekte wie z.B. durch Wolkenbedeckung verringert (vgl. LILLESAND et al. 2004). Allerdings unterdrückt dieses Verfahren die Information, zu welchem Zeitpunkt innerhalb des Monats das Maximum erreicht wurde. Die Aussagekraft über die zeitliche Entwicklung der Vegetation in Abhängigkeit von z.B. Niederschlägen wird also reduziert.

Für die vorliegende Arbeit wurden die Monatsmaximum-NDVI Daten im Bereich des Untersuchungsgebietes (A) verwendet (vgl. Abbildung 29). Sie wurden nicht weiter prozessiert. Da etwaige Fehler somit nicht eliminiert wurden, ist eine absolute Vergleichbarkeit der Werte daher nicht gegeben.

5.2.2 Terra-MODIS-NDVI

Der Terra-Satellit mit dem Sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectro-Radiometer) an Bord fliegt seit Dezember 1999 und liefert seit Anfang 2000 Daten. Die Flughöhe von Terra beträgt 705 km. Seine Flugbahn ist fast-polar und sonnensynchron. Er überfliegt die Erde zu ähnlichen Tageszeiten wie Landsat (LILLESAND et al. 2004).

Die Datenwiederholrate beträgt 1 bis 2 Tage. Eine Kachel (=„Szene“ bei Landsat) deckt eine Fläche von 1.200 km x 1.200 km ab. Die räumliche Auflösung beträgt je nach Kanal bzw. Produkt 250 m x 250 m, 500 m x 500 m bzw. 1 km x 1 km (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>). Zudem liefert MODIS Information zur Datenqualität, die zur Abschätzung des Entwicklungstrends der Vegetation im Untersuchungsgebiet (A) in dieser Arbeit jedoch nicht herangezogen wurden.

MODIS ist vor allem für Fragen der Wolkenbedeckung und zur Analyse von Veränderungen der Landoberfläche ausgelegt. Er soll das Datenkontinuum zum NOAA-AVHRR herstellen, verfügt jedoch über eine höhere spektrale Auflösung, eine deutlich verbesserte Georektifikation und radiometrische Kalibrierung (JENSEN 2000).

Der MODIS-Sensor verfügt insgesamt über 36 Spektralkanäle, von denen die Kanäle 1 und 2 mit einer räumlichen Auflösung von 250 m x 250 m im roten (0,620-0,670 μm) und im nahen Infrarotbereich (0,841-0,876 μm) messen (LILLESAND et al. 2004). Es werden demnach schmalere

spektrale Fenster als bei AVHRR detektiert, was sich bei gleichem Oberflächensignal auf die Höhe des resultierenden NDVI-Wertes auswirkt (HUETE et al. 2002, vgl. Anlage 1). Wie der AVHRR-NDVI wird auch der MODIS-NDVI aus den täglichen gemessenen VISrot- und NIR-Kanälen berechnet und vom USGS als 16-Tages-Maximumkomposit herausgegeben. Auch hier ist damit eine Einschränkung der Aussagekraft der Daten über die zeitliche Entwicklung der Vegetation verbunden.

Für diese Arbeit lagen diese 16-Tageskomposite für den Zeitraum von Februar 2000 bis Ende April 2003 vor. Es wurde ein Ausschnitt der Kachel h19v11 für das Untersuchungsgebiet (A) benutzt, um die NOAA AVHRR-NDVI Zeitreihe zur Bewertung der Phänologie für dieses Gebiet bis 2003 fortzusetzen (vgl. Abbildung 29 und Anlage 1). Die Daten wurden nicht weiter prozessiert. Da etwaige Fehler somit nicht eliminiert wurden, ist eine absolute Vergleichbarkeit der Werte daher nicht gegeben.

5.3 Digitale Höhenmodelle

Wie bereits in Kapitel 4.2 dargestellt, ist der Süden des Untersuchungsgebietes (A) und das Gebiet (B) im Ganzen stark reliefiert. Zur Korrektur der daraus resultierenden unterschiedlichen Beleuchtungseinflüsse in den Landsat-Daten (vgl. Kapitel 6.2.3) wurden für das Gebiet (A) in Zentralnamibia und das Gebiet (B) digitale Höhenmodelle (DHM) herangezogen, die aus fernerkundlichen Radardaten erstellt wurden.

Zur interferometrischen Generierung eines Höhenmodells aus Radardaten werden mindestens zwei Datensätze benötigt, die aus verschiedenen Blickwinkeln aufgenommen wurden. Bei der Analyse der geometrisch koregistrierten Interferogramme wird für jeden Punkt im Überflugsgebiet zum Überflugszeitpunkt aus der Laufzeit des Signals die Distanz zum Sensor bestimmt. Bei bekannten weiteren Parametern, wie Flugbahn und dem jeweiligen Blickwinkel zum Aufnahmezeitpunkt, kann aus dem Entfernungsunterschied beider Sensoren zur Oberfläche ein DHM erstellt werden (JENSEN 2000).

Für Gebiet (A) lag ein Höhenmodell vor, das auf ERS-1,2-Tandem-Daten, basiert. Dieses Rastermodell wurde bereits in Abbildung 6 auf Seite 17 zur Darstellung des Reliefs genutzt. Für das Untersuchungsgebiet (B) in Südnamibia stand ein Höhenmodell zur Verfügung, das aus SRTM-C-Band-Daten generiert wurde (vgl. Abbildung 8 auf Seite 19).

Für die Korrektur atmosphärischer Einflüsse im Untersuchungsgebiet (C) in Nordnamibia wurde aufgrund der geringen Reliefunterschiede (Kapitel 4.2) kein Höhenmodell herangezogen.

5.3.1 ERS-1,2-Tandem-Höhenmodell

Bei dem DHM aus ERS-1,2-Tandem-Daten handelt es sich um ein Interferometrie-Produkt, das aus den Daten der Radarsatelliten ERS-1 und ERS-2 prozessiert wurde (JENSEN 2000). Der Satellit ERS-1 (European Remote Sensing Satellite 1) war von 1991 bis 2000 in Betrieb. Er war mit einer

Synthetic Aperture Radar (SAR)-Apparatur ausgestattet, die mit einem Active Microwave Instrument (AMI) Radardaten im C-Band-Bereich, d.h. mit einer Wellenlänge von 5,6 cm, lieferte. Sein Nachfolger ERS-2 ist seit 1995 operationell. Er ist mit den gleichen Apparaturen ausgestattet wie ERS-1 (LILLESAND et al. 2004).

Von 1995 bis 2000 waren für den Betreiber ESA (European Space Agency) die sog. ERS-1,2-Tandem-Missionen von besonderem Interesse, während derer die beiden Satelliten vom gleichen Gebiet räumlich und zeitlich nur leicht versetzt Daten sammelten (vgl. JENSEN 2000 und <http://www.eurimage.com/products>). Die Überflüge fanden mit etwa einem Tag Abstand und auf um wenige Meter versetzten Flugbahnen statt, wobei man von der sog. *multi-pass*-Methode spricht (JENSEN 2000).

Für das Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia lag ein ERS-1,2-Tandem-DHM im Unsigned-16-bit-Format mit einer Pixelgröße von 29 m x 29 m und einer Auflösung der Höhenangabe im Meterbereich vor. Die Prozessierung erfolgte durch das Deutsche Fernerkundungsdatenzentrum (DFD) des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR). Zur Prozessierung siehe SCHÄTTLER et al. (1999).

Das Höhenmodell lag nicht flächendeckend für die gesamte Landsat-Szene 178/75 vor. Daher beschränkt sich das Untersuchungsgebiet (A) auf jenen Ausschnitt der Szene, für den eine Abdeckung vorlag und in dem so die Beleuchtungseffekte korrigiert werden konnten (vgl. Abbildung 29). Die weitere Verarbeitung dieses Produktes im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist im Kapitel 6.2.1 beschrieben.

5.3.2 SRTM-C-Band-Höhenmodell

Für das Untersuchungsgebiet (B) in Südnamibia lag kein ERS-Tandem-Höhenmodell vor. Daher wurde zur Korrektur von Beleuchtungseinflüssen ein digitales Höhenmodell herangezogen, das aus Daten der SRTM-Mission (Shuttle Radar Topography Mission) generiert wurde (vgl. <http://www.dlr.de/srtm>).

Ebenso wie die ERS-Satelliten war die Raumfähre Endeavour, mit der die SRTM-Mission vom 11.-22.2.2000 geflogen wurde, mit einem Radar-System (SAR) ausgestattet, das im C-Band-Bereich misst. Im Gegensatz zum ERS-Tandem-DHM ist das SRTM-DHM *single-pass*-interferometrisch erzeugt. Dies bedeutet, dass das an der Oberfläche reflektierte Radar-Signal nicht von zwei verschiedenen Satelliten aufgezeichnet wird, sondern zum selben Zeitpunkt von zwei um 60 m versetzten Radar-Antennen an Bord des selben Spaceshuttles (JENSEN 2000).

Die Prozessierung erfolgte wie bei den ERS-Tandem-Daten ebenfalls durch das DFD des DLR. Das DHM lagen für diese Arbeit im Unsigned-16-bit-Format vor. Die Auflösung in x- und y-Richtung beträgt 88 m x 88 m und die Auflösung der Höhenstufen beträgt einen Meter. Das Höhenmodell deckt das Untersuchungsgebiet (B) komplett ab. Für den Einsatz in der atmosphärischen Korrektur wurde dieses Produkt im Rahmen der vorliegenden Arbeit weiter aufbereitet (vgl. Kapitel 6.2.1).

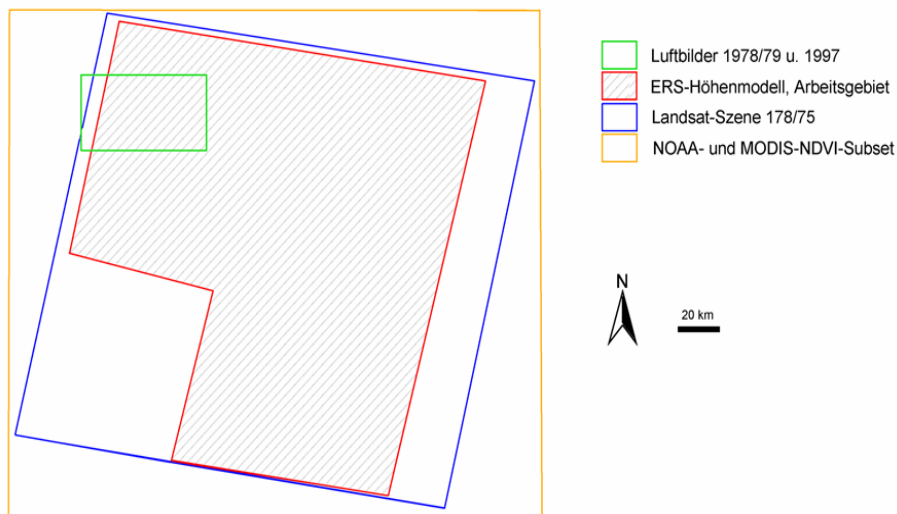


Abbildung 29: Darstellung des Untersuchungsgebietes A (schraffiert) und der Abdeckungen der dort verwendeten Fernerkundungsdaten.

5.4 Luftbilder

Zur Validierung des Klassifikationsansatzes zur Erkennung von moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte in Zentralnamibia (Kapitel 7.2.2) wurden für das Untersuchungsgebiet (A) Schwarzweiß-Luftbilder herangezogen. Es lagen dafür Fotos aus den Jahren 1978, 1979 und 1997 vor, über die Tabelle 6 eine Übersicht gibt. Die Bilder decken einen kleinen Ausschnitt im äußersten Nordwesten des Untersuchungsgebietes ab, wie in Abbildung 29 dargestellt wird.

Es handelte sich bei den Fotos um 30 cm x 30 cm große Papierabzüge aus dem Bestand des General Surveyor in Windhoek (Namibia), für die leider keinerlei Kamera-Parameter, Flughöhen oder sonstige Aufnahmedetails bekannt waren. Die Fotos wurden wie in Kapitel 6.2.1 beschrieben digitalisiert und georektifiziert.

Tabelle 6: Übersicht über verwendete Luftbilder im Untersuchungsgebiet (A).

Datum der Befliegung	Foto-ID
07.06.1978	297_1_796
07.06.1978	302_1_796
07.06.1978	310_1_796
06.06.1979	563_11_632
06.06.1979	564_11_632
06.06.1979	566_11_632
30.08.1997	1-42
30.08.1997	1-43
30.08.1997	1-45
30.08.1997	1-47
30.08.1997	2-41
30.08.1997	2-42
30.08.1997	2-44
30.08.1997	2-46

6 Datenaufbereitung und Methodik

6.1 Geländedatenerhebung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden in Namibia mehrere Feldkampagnen mit unterschiedlicher Zielsetzung durchgeführt. Sie fanden während der Regenzeit statt, um die Vegetation im Zustand des Vegetationsmaximums vorzufinden, entsprechend den verwendeten Landsat-Szenen. Tabelle 7 gibt einen Überblick über Zeitpunkt, Ziel und Thema der Reisen.

Tabelle 7: Übersicht über besuchte Gebiete und Zielsetzungen der Feldkampagnen.

Kampagne	besuchte Untersuchungsgebiete	Zielsetzung
je ein Tag im März 2001	A, B, C	Grundlegende Information über Vegetation, Ökologie, landwirtschaftliche Nutzung und Gefährdungspotenziale.
Je ein Tag im März 2002	A, B, C	Vertiefender Einblick in die Vegetationsverhältnisse Namibias.
18.3.-8.4. 2003	A	Befragung von Farmern und Aufnahme von Referenzflächen für Change-Detection-Analysen.
13.3.-5.4. 2004	A	Befragung von Landnutzern und Aufnahme von Referenzflächen zur Validierung von Ergebnissen.
je 1 Tag im März 2005	B, C	Befragung von Landnutzern zur Validierung von Change-Detection-Ergebnissen.

Während der ersten beiden Reisen im März 2001 und 2002 wurden durch die Kooperation mit Partnern des botanischen BIOTA-Teilprojektes grundlegende Informationen über die Vegetationsverhältnisse Namibias sowie die landwirtschaftliche Nutzung und Gefährdungspotenziale gewonnen.

Während der dritten Feldkampagne im März 2003 wurde ausschließlich das Untersuchungsgebiet (A) besucht. Durch Interviews mit Farmerinnen und Farmern, Landnutzern und namibischen BIOTA-Botanikerinnen und -Botanikern wurden vertiefende Informationen gesammelt über die Ökologie der Savannen Zentralnamibias, ihrer gegenwärtigen und früheren Nutzungsweisen sowie über beobachtete Vegetationsveränderungen im Laufe der Zeit. Flächen, auf denen die Landnutzer Veränderungen festgestellt hatten, wurden im Gelände aufgesucht und mit einer GPS-Messung in einer 1:100.000 Karte auf Basis der Landsat-Szene 178/75 von Mai 2000 verzeichnet. Auch Informationen über exzeptionelle Ereignisse wie Brände, Epidemien oder Dürren und strenge Fröste wurden vermerkt. Räumlich verortete Veränderungen dienten später als Referenzgebiete bei der Erstellung des Veränderungsklassifikators (Kapitel 7).

Darüber hinaus konnten auf vielen Farmen oft langjährigen Niederschlagsdaten ermittelt werden, die von den Farmern mit Regenfängern ermittelt wurden. Diese Aufzeichnungen lagen in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung (Tagesdaten, Monatssummen, Saisonsummen) vor. Sie dienen im Rahmen dieser Arbeit zur Abschätzung des Einflusses von Niederschlägen auf den Vegetationszustand zum Aufnahmezeitpunkt der verwendeten Landsat-Daten.

Auf den 19 besuchten Farmen, die über das gesamte Untersuchungsgebiet verstreut liegen, konnten so detaillierte Daten erhoben werden. Diese wurden im übrigen Untersuchungsgebiet durch weitere Beobachtungen von der Straße aus in das angrenzende Farmland ergänzt. Dabei wurde der Fokus auf Art und Zustand der Vegetation und offensichtliche Veränderungen wie Feuereinwirkung, Buschsterbe, Ver- oder Entbuschung gelegt. Diese Informationen wurden mit GPS-Messungen ebenfalls in der Satellitenbildkarte vermerkt, später abdigitalisiert und als Referenzflächen bei der Entwicklung des Veränderungsklassifikationsansatzes benutzt.

Auf der zweiten dreiwöchigen Reise im März 2004 wurden Daten zur Validierung der in der Zwischenzeit für das Untersuchungsgebiet (A) erstellten Veränderungskarten gesammelt (analog Anhang D und Anlage 2). Dazu wurden 20 Farmen in der Region besucht, die auf den Veränderungskarten auffällige Veränderungsmuster aufwiesen. Anhand der Veränderungskarten wurden die errechneten Change-Detection-Ergebnisse mit den Farmern diskutiert und die Flächen – soweit möglich – auch im Feld besichtigt. Die Flächen wurden mit GPS-Verortung in den Karten verzeichnet, später abdigitalisiert und als Informationsbasis für die statistische Bewertung der Ergebnisse benutzt (Kapitel 7). Weitere Informationen, die zur Validierung der Change-Detection-Ergebnisse genutzt werden konnten, ergaben sich durch die Teilnahme an einem Farmer-Workshop auf der Farm Hüttenhain, an dem 12 Farmer aus der Region teilnahmen. Die Veränderungskarten wurden hier zur Diskussion gestellt und Anmerkungen der Farmer ebenfalls vermerkt.

Auch auf dieser Reise wurden Niederschlagsdaten erfragt, um die bereits bestehende Informationsbasis zu erweitern. Schwerpunkt wurde hierbei auf Daten in täglicher Auflösung für die letzten vier Wochen vor den Aufnahmezeitpunkten der Landsat-Szenen gelegt. Monats- und Saisonsummen wurden ebenfalls notiert.

Während dieser Reise wurde ebenfalls die detaillierte Information der besuchten Farmen durch eigene Beobachtungen zu erfolgten Veränderungen von der Straße aus erweitert. Die so ermittelte Information wurde ebenfalls mit GPS-Koordinaten auf den Veränderungskarten verzeichnet und zur Validierung der Ergebnisse herangezogen.

Im März 2005 fand eine weitere Feldkampagne mit Fokus auf der BIOTA-Projektarbeit statt. Während dieser Reise konnten für die Untersuchungsgebiete (B) und (C) an jeweils einem Tag Daten zur Validierung der für diese Gebiete gerechneten Veränderungskarten erhoben werden. Dazu wurden im Gebiet (C) auf der Farm Mile 46 und im Gebiet (B) auf der Farm Gellap Ost Interviews mit Mitarbeitern der Farmen geführt. Weiterführende Informationen lieferten auch Gespräche mit Mitarbeitern des sozioökonomischen BIOTA-Teilprojektes S11, deren Arbeit sich auf diese Regionen konzentriert. Auch diese Daten wurden zur Validierung der Change-Detection-Ergebnisse herangezogen.

6.2 Aufbereitung der Fernerkundungsdaten

6.2.1 Geometrische Korrektur

Landsat-Vollszenen

Für die hier verwendeten Level-G1-prozessierten Landsat-Daten gibt der USGS eine mittlere Lagegenauigkeit von 250 m an (<http://landsat7.usgs.gov/index.php>). Dies entspricht einer möglichen Verzerrung von über 8 Pixeln. Der Vergleich der Rohdaten mit GPS-Messungen an markanten Punkten wie Straßenkreuzungen im Gelände bestätigte diese Ungenauigkeiten.

Lagefehler stellen eine gravierende Quelle von Artefakten in Change-Detection-Analysen dar, was sich besonders an kontrastreichen Bereichen, wie z.B. an (vegetationsfreien) Straßen und (dicht verkrauteten) Straßenböschungen äußert (COPPIN et al. 2004, COPPIN & BAUER 1996). TOWNSHEND et al. (1992) haben in einer Simulation für MODIS-Daten festgestellt, dass diese für semi-aride Gebiete durchschnittlich bis auf 0,5-1 Pixel genau aufeinander liegen müssen, um den durch Fehlrektifikation entstehenden Fehler in Change-Detection-Ergebnissen unter 10 % zu halten. Die in dieser Arbeit verwendeten Fernerkundungsdaten wurden daher geometrisch nachkorrigiert.

Es wurden die Landsat-Vollszenen 177/73, 177/78 und 178/75 rektifiziert, auf denen die Untersuchungsgebiete liegen. Die Rektifizierung erfolgte anhand von Topographischen Karten im Maßstab 1:50.000, die vom General Surveyor in Windhoek (Namibia) bezogen wurden. Für jede Szene wurden etwa 15 topographische Karten herangezogen, die möglichst gleichmäßig über das Gebiet verteilt lagen. Von diesen Karten wurden zunächst Landschaftselemente, die sich in den Landsat-Daten wieder finden ließen, wie Straßen, Gewässer und Farmgrenzen, abdigitalisiert. Farmgrenzen sind in Namibia in der Regel beidseitig von Wirtschaftswegen begleitet und deshalb als lineare Strukturen auf dem Satellitenbild gut erkennbar. Die resultierenden Vektordaten wurden in Rasterdaten mit einer Auflösung von 5 m x 5 m konvertiert und alle Daten für die jeweilige Landsat-Szene mosaikiert. Die Mosaik wurden von der den Topographischen Karten zugrunde liegenden Transversen Merkator-Projektion mit dem Ellipsoid Bessel und dem geodätischen Datum Schwarzeck in die Universale Transverse Merkator-Projektion (UTM) mit Ellipsoid und Datum WGS 84 umprojiziert, in der die Landsat-Daten vorlagen.

Als Referenz zur Rektifikation der ETM-Daten wurde für die drei Szenen jeweils der panchromatische Kanal 8 eines Zeitschnittes herangezogen. Auf diesem sind wegen der höheren räumlichen Auflösung von 15 m mehr Details zu erkennen als in den multispektralen Kanälen. Durch die Nutzung dieses Kanals kann daher eine höhere Rektifizierungsgenauigkeit erzielt werden. Als Master für die Szene 177/73 diente der panchromatische Kanal vom 24.4.2000. Für die Szene 177/78 wurde Kanal 8 vom 30.4.2002 benutzt und für die Szene 178/75 Kanal 8 vom 17.5.2000.

Diese Datensätze wurden anhand eindeutig zu identifizierender Strukturen auf die Mosaik der Topokarten-Elemente koregistriert. Dabei wurden jeweils 30-60 Referenzpunkte gesetzt (zum

genauen Verfahren vgl. ERDAS Field Guide). Beim Resampling der Daten mit einem Polynom dritter Ordnung nach dem Nearest Neighbour-Verfahren ergab sich für alle Zeitschnitte ein mittlerer Lagefehler zwischen 6 und 8 m, was rund einer halben Pixelgröße der panchromatischen Szenen entspricht. Die multispektralen Kanäle der Masterszenen wurden mit dem geometrischen Modell der jeweiligen panchromatischen Daten rektifiziert.

Die übrigen Zeitschnitte der Szenen wurden auf die panchromatische Masterszene koregistriert. Sofern für diese Zeitschnitte panchromatische Daten vorlagen, wurden zunächst sie auf den panchromatischen Masterkanal koregistriert und dann das resultierende geometrische Modell für die Multispektraldaten verwendet. Auch für diese Szenen lag der resultierende mittlere Lagefehler der panchromatischen Daten bei etwa 7 Metern. Die multispektralen Landsat 5-TM-Daten wurden direkt auf den jeweiligen panchromatischen Master koregistriert. Für alle TM-Szenen ergab sich ein mittlerer Lagefehler von maximal 13 Metern.

Der mittlere Lagefehler lag somit für alle multispektralen Zeitschnitte unter 15 Metern und entspricht damit maximal der halben Pixelgröße der Datensätze. Nach TOWNSHEND et al. (1992) ist daher davon auszugehen, dass der durch Lagefehler entstehende Fehler in den mit diesen Daten gerechneten Change-Detection-Ergebnissen unter 10% liegt.

Landsat-Quicklooks

Die Landsat-Quicklooks in der räumlichen Auflösung von 240 m x 240 m für die Szene 178/75, die zur Identifikation von frischen Brandflächen im Untersuchungsgebiet A dienen sollten, wurden ebenfalls georeferenziert. Dazu wurden sie auf den multispektralen Datensatz der Mastervollszene koregistriert. Für die einzelnen Zeitschnitte wurden nur etwa 20 bis 25 Kontrollpunkte gesetzt, weil aufgrund der groben Auflösung der Quicklooks die Identifikation weiterer Referenzpunkte nicht möglich war. Das Resampling erfolgte auch hier nach der Nearest Neighbour-Methode und mit einem Polynom dritter Ordnung. Der resultierende mittlere Lagefehler lag maximal bei 120 Metern.

Die Bedeutung dieses großen Lagefehlers ist kritisch zu bewerten. Der Vergleich des koregistrierten Quicklooks der Szene 178/75 vom 6.9.2000 mit der rektifizierten Vollszene vom selben Datum zeigte, dass die Lage der Brandflächen in beiden Datensätzen trotz dieses rechnerischen Fehlers hinreichend gut übereinstimmt. Der Einfluss dieses Fehlerwertes auf die Genauigkeit der Validierung der Change-Detection-Ergebnisse ist daher als gering einzuschätzen.

Luftbilder

Die 30 cm x 30 cm großen Schwarzweiß-Papierabzüge der historischen Luftbilder für das Untersuchungsgebiet (A) wurden mit einer Auflösung von 1200 dpi auf einem DIN-A3-UMAX-Flachbett-Scanner (Powerlook 2100XL) gescannt. Die resultierenden Bilddateien im *tiff*-Format wurden in das ERDAS-Imagine-*img*-Format konvertiert.

Leider konnte der General Surveyor in Windhoek keine Information über Kamera-Parameter, Flughöhen oder sonstige Aufnahmedetails liefern. Jedoch fanden die einzelnen Befliegungen offenbar in unterschiedlicher Flughöhe statt, denn es wurden jeweils unterschiedlich große Landschaftsausschnitte abgebildet. Daher ergaben sich nach der Georeferenzierung für die Datensätze unterschiedliche räumliche Auflösungen. Die rektifizierten Daten von 1978 lagen nun mit einer Pixelgröße von 4 m x 4 m vor, die Daten von 1979 mit 1 m x 1 m und die Daten von 1997 mit 2 m x 2 m Pixelgröße.

Die Koregistrierung wurde mit der Nearest-Neighbour-Methode und einem Polynom dritter Ordnung auf die panchromatische Masterszene vom 17.5.2000 durchgeführt. Pro Bild wurden etwa 25-30 Referenzpunkte gesetzt. Für die Daten von 1978 wurde dabei eine mittlere Lagegenauigkeit von 6-7 Metern erzielt. Die Bilder von 1979 haben eine Genauigkeit 7-16 Metern, die Bilder von 1997 liegen auf 7-8 m genau.

Die Auswirkung des großen Lagefehlers im Vergleich zur Pixelgröße der Daten ist für diese Arbeit als gering einzuschätzen, da er maximal einer halben Pixelgröße der multispektralen Landsat-Daten entspricht. Der zu erwartende Fehler bei der Validierung der Change-Detection-Ergebnisse mit einer Pixelgröße von 29 m x 29 m zu Veränderungen der Buschdichte ist daher zu vernachlässigen.

6.2.2 Vorverarbeitung der Höhenmodelle

ERS-1,2-Tandem-Höhenmodell

Das ERS-1,2-Tandem-Höhenmodell mit der räumlichen Auflösung von 29 m x 29 m lag bereits mit einer guten Lagegenauigkeit vor, wie der visuelle Vergleich mit den georektifizierten Landsat-Daten zeigte. Die geometrische Abweichung betrug maximal ein Pixel. Dieser Fehler wurde toleriert und das Höhenmodell geometrisch nicht weiter aufbereitet.

Da das Untersuchungsgebiet (A) überwiegend durch weiche Geländeformen gekennzeichnet ist (Kapitel 4.2), waren im Höhenmodell vor allem weiche Grauwertübergänge (=geringe Kontraste) zu erwarten. Dennoch wies das Höhenmodell im Gipfelbereich hoher Kuppen scharf abgegrenzte Bereiche mit außergewöhnlich hohen Grauwertkontrasten auf, die sehr hohe steile Klippen vortäuschten (vgl. Abbildung 30 links). Dieser Fehler wird durch systembedingte Effekte wie das sog. Foreshortening, Layovereffekte und Radarschatten verursacht (LEWIS 1976), die in der Präprozessierung der Radardaten nicht beseitigt worden waren. Eine Minimierung dieser Artefakte, d.h. eine Verringerung scharfer Kontraste, konnte in dieser Arbeit durch Anwendung eines Low-Pass-Filters erreicht werden. Bildbereiche mit ähnlichen Werten, d.h. mit geringen Kontrasten, blieben von dieser Modifikation (weitgehend) unberührt (ALBERTZ 2001).

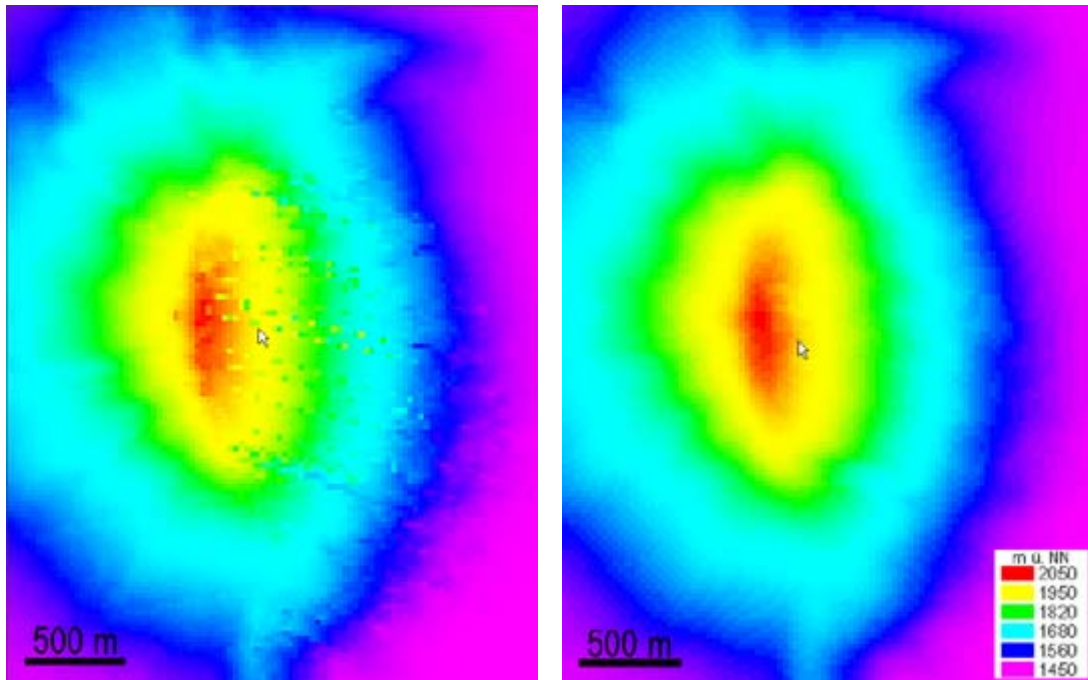


Abbildung 30: Ausschnitt des ERS-1,2-Tandem-Höhenmodells für das Untersuchungsgebiet (A) im Bereich des südöstlichen Omatako-Berges.
Links: Fehlerhafte Bereiche (Pfeil) vor der Korrektur, rechts: nach der Korrektur durch Anwendung eines 5x5-Low-Pass-Filters.

Nach einer Testreihe mit verschiedenen Kernelgrößen (3x3, 5x5, 7x7) wurden die Ergebnisse des Low-Pass-Filters mit 5x5-Pixeln Kernelgröße gewählt, weil hier die Verbesserung in den fehlerhaften Gebieten im besten Verhältnis zur (unerwünschten) Glättung des übrigen Reliefs stand (vgl. Abbildung 30 rechts). Das so modifizierte Höhenmodell wurde zur Korrektur von atmosphärischen und Beleuchtungseffekten in den Landsat-Daten für das Untersuchungsgebiet (A) benutzt.

SRTM-C-Band-Daten

Das aus den SRTM-C-Band-Daten generierte Höhenmodell zur Atmosphärenkorrektur der Landsat-Daten für das Untersuchungsgebiet (B) erwies sich geometrisch als hinreichend akkurat. Bei der visuellen Analyse der Höhendaten ließen sich im Bereich des Untersuchungsgebietes (B) keine fehlerhaften Bereiche identifizieren. Da die Atmosphärenkorrektur jedoch für die gesamte Landsat-Szene 177/78 durchgeführt werden sollte, wurde der gesamte Abdeckungsbereich dieser Szene untersucht. Es waren hier insgesamt nur in einigen bis etwa 20 Pixel großen Flächen Artefakte, d.h. Nullwerte erkennbar, vor allem im Bereich von Oberflächengewässern. Diese Flächen wurden manuell mit den den Landschaftsformen entsprechenden Höhenwerten gefüllt. Zur Identifikation der Landschaftsformen wurden die multispektralen Landsat-Daten herangezogen.

Das Höhenmodell lag mit einer räumlichen Auflösung von 88 m x 88 m in der Projektion Geographic mit dem Ellipsoid und geodätischen Datum WGS 84 vor. Es wurde zur Anpassung an den Landsat-Datensatz auf die Universale Transvers-Merkator-Projektion (UTM) umprojiziert.

Dabei wurde auch die räumliche Auflösung mit einem Nearest Neighbour-Ansatz auf die den Landsat-Daten entsprechenden 30 m x 30 m verbessert, um Wertesprünge in den Ergebnissen der Atmosphärenkorrektur zu vermeiden. Das nun im Unsigned-16bit-Format vorliegende Produkt wurde zur Korrektur von atmosphärischen und Reliefeinflüssen benutzt.

6.2.3 Korrektur von atmosphärischen und Reliefeinflüssen

Atmosphärische und topografische Einflüsse werden oft als Fehlerquelle in Change-Detection-Studien genannt, z.B. von COPPIN et al. (2004), ROGAN et al. (2002), SONG et al. (2001), WOODCOCK, MACOMBER et al. (2001), COPPIN & BAUER (1996), CHAVEZ & MACKINNON (1994). Nach SONG et al. (2001) verbessere die Atmosphärenkorrektur und die Umrechnung der Strahldichten auf Reflexionsgrade die Change-Detection-Ergebnisse erheblich, wenn die benutzte Change-Detection-Technik sich auf absolute Werte bezieht. Dies war in der vorliegenden Arbeit der Fall. Daher wurden die hier verwendeten Landsat-Daten radiometrisch korrigiert.

Die Korrektur erfolgte mit dem vom Deutschen Fernerkundungszentrum (DFD) des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR) entwickelten Programm ATCOR-2 bzw. ATCOR-3 (RICHTER 1996, RICHTER 1998, <http://www.op.dlr.de/atcor>), das von Leica Geosystems als Modul in das Programm ERDAS Imagine implementiert wurde (<http://www.geosystems.de>; <http://www.atcor.de>). Bei der spektralen Korrektur mit diesem Programm wurden verschiedene Einflussfaktoren berücksichtigt:

- Die Rückberechnung der am Sensor gemessenen Strahldichten (L) aus den auf 8bit skalierten Werten (= Digital Numbers DN) der vorliegenden Level 1G-Daten erfolgte anhand der in den Metadaten der Szenen angegebenen radiometrischen Kalibrierkoeffizienten c_0 , c_1 in der linearen Gleichung

$$L = c_0 + c_1 * DN.$$

Diese Koeffizienten werden auch als „bias oder offset“ (c_0) und „gain oder slope“ (c_1) bezeichnet (LILLESAND et al. 2004). Die Strahldichte (*Radiance*) ist die Menge an Strahlung in [$W m^{-2} sr^{-1}$], die der Sensor oberhalb der Atmosphäre empfangen hat (=Top of Atmosphere TOA; JENSEN 2000, ebenso: VL-Skript Dech WS 2004/2005 Uni Würzburg).

Lagen im Einzelfall keine Metadaten vor, wurden die in ATCOR implementierten Standardparameter für Landsat-TM bzw. ETM verwendet. Dies führte gerade bei den TM-Daten teilweise zu einem fehlerhaften Ergebnis, weil die Kalibrierungsparameter für diesen Sensor alterungsbedingte Veränderungen der Sensorsensibilität nur bedingt berücksichtigen. Im Gegensatz zu Landsat 7 verfügt Landsat 5 über keine On-Board-Kalibrierung, die diese Effekte ausgleicht (<http://landsat7.usgs.gov/index.php>). Zur Verbesserung von fehlerhaften Ergebnissen für die TM-Daten wurden daher die Kalibrierungsparameter ggf. manuell mit Hilfe von Referenzflächen justiert.

- Atmosphärische Störeinflüsse, d.h. im wesentlichen Streuung durch Luftmoleküle (Sauerstoff, Stickstoff), Aerosole (schwebende Teilchen in der Luft), und Absorption durch

die Gase Wasserdampf, Ozon, und CO₂, wurden ebenfalls minimiert. Da keine meteorologischen Messdaten zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt vorlagen, wurde eine Standardatmosphäre benutzt (*dry desert*), welche die atmosphärischen Einflüsse in guter Näherung berücksichtigt. Der wichtigste freie Parameter ist die Normsichtweite (*visibility*), welcher die Aerosolkonzentration beschreibt. Dieser Parameter wurde unter Zuhilfenahme von Referenzspektren abgeschätzt.

- Durch die visuelle Auswahl immer derselben Flächen für alle Zeitschnitte einer Szene (sog. *Pseudo-Invariant Features*, PIFs) wurde eine Angleichung zwischen den Reflexionswerten der Datensätze angestrebt (Du et al. 2002). Für alle Zeitschnitte der Szene 178/75 (Gebiet A) wurden Signaturen von derselben konstant kahlen Bodenfläche und dem gleichen tiefen dunklen Gebirgsstausee Von Bach-Dam gewählt. Für die Szene 177/78 (Gebiet B) wurde für alle Zeitschnitte ein Rasen in einer Reitbahn und die asphaltierte Rollbahn des Flughafens Keetmanshoop gewählt, für die Szene 177/73 (Gebiet C) eine kahle Ackerfläche und ein Akaziendickicht. Als ATCOR-Referenzspektren wurden dazu gewählt: „bare ground“, „bright lake“, „meadow“, „asphalt“, „bare ground“ und „spruce“. Dieser Abgleich der Oberflächensignaturen mit den Referenzspektren ermöglicht die kanalweise Justierung der Spektralwerte hinsichtlich atmosphärischer und sensorbedingter Veränderungen.
- Die sonnenstandsbedingten Unterschiede in der Stärke der am Sensor gemessenen Strahldichten wurden durch die Angaben der zum Zeitpunkt der Satellitenaufnahme bestehenden solargeometrischen Eigenschaften (Sonnenzenit, Sonnenazimut) korrigiert.
- Sog. *Bidirectional Reflectance Distribution Function* (BRDF)-Effekte, d.h. unterschiedliche Reflexionsverhältnisse, die sich aufgrund der anisotropen Reflexionseigenschaften unterschiedlicher Oberflächen zum Zeitpunkt der Satellitenaufnahme durch die Sonnen- und Beobachtungsgeometrie ergeben, wurden mit den im Programm implementierten Standardparametern korrigiert.

Die Korrektur der Szene 177/73 (Gebiet C) wurde mit der ATCOR-Version 2 (für flache Gebiete) durchgeführt, die o.g. Korrekturansätze beinhaltet. Die Szenen 177/78 und 178/75 wurden mit der Version ATCOR-3 (für bergiges Gelände) prozessiert, da diese Version zusätzlich

- durch die Zuhilfenahme von digitalen Höhenmodellen den Ausgleich reliefbedingter Beleuchtungsunterschiede ermöglicht. Die Korrektur des Reliefeinflusses ist in den Gebieten (A) und (B) nötig, weil er in den betroffenen Bereichen der Satellitendaten zu unterschiedlichen Werten führt. Diese können bei Change-Detection-Analysen Veränderungen vortäuschen oder verschleiern (LILLESAND et al. 2004). Gebiet (C) ist weitgehend eben (vgl. Kapitel 4.2), weshalb diese Einflüsse hier vernachlässigt wurden.

- BRDF-Effekte, die sich gerade im reliefierten Gelände aus anisotropen Reflexionseigenschaften von Oberflächen ergeben, wurden zusätzlich zu den aus der Beleuchtungs- und Aufnahmegeometrie resultierenden Einflüssen mit den Standardparametern korrigiert.

Das Programm setzt die gleiche Pixelgröße von Spektraldaten und Höhenmodell voraus (R. Richter, ATOCR-2/3 User Guide, Januar 2003). Daher wurden die Landsat-Daten für das Untersuchungsgebiet (A) bei der Georektifikation (vgl. Kapitel 6.2.1) von 30 m x 30 m auf die dem ERS-1,2-Tandem-DHM entsprechenden 29 m x 29 m umskaliert. In dieser Auflösung lagen auch die atmosphärenkorrigierten Daten vor.

Als Beispiel für den Effekt der Korrektur mit ATCOR-3 ist in Abbildung 31 ein Ausschnitt des Windhoeker Berglandes auf der Szene 178/75 vom 17.5.2000 dargestellt. Das Gebiet erscheint nach der Korrektur weitgehend nivelliert. Verbleibende kleinere Artefakte im korrigierten Bild sind auf Lageungenauigkeiten zwischen DEM und Spektraldaten sowie Ungenauigkeiten der Höhenangaben zurückzuführen. Letztere können u.a. aus der Anwendung des Low-Pass-Filters resultieren (s.o.).

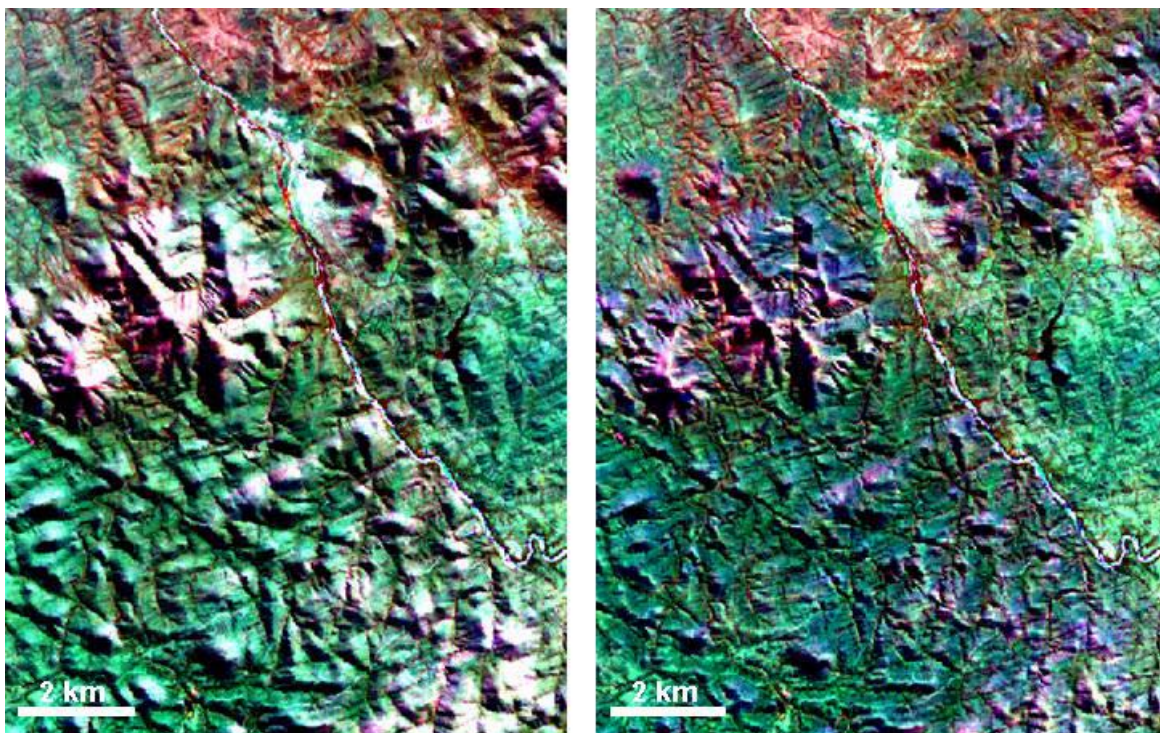


Abbildung 31: Ausschnitt des Windhoeker Berglandes auf der ETM-Szene 178/75 vom 17.5.2000. Links: vor der Korrektur mit ATCOR-3, rechts danach. Reliefbedingte Beleuchtungseinflüsse wurden ausgeglichen.

In den Daten der Ergebnisbilder ist der Reflexionsgrad der Oberfläche (oder auch *Surface reflectance*) kodiert. Der Reflexionsgrad ist der Prozentanteil von der eingefallenen Strahlung, den die Bodenoberfläche bzw. die Vegetation reflektiert hat, gemessen direkt oberhalb der Oberfläche (=Top of Canopy, TOC; LILLESAND et al. 2004). Der TOC-Reflexionsgrad hängt nur von den Eigenschaften der Reflektoren im entsprechenden Spektralbereich ab (vgl. Kapitel 5.1.1). Zur Verbesserung des Kontrastes werden die 8bit-kodierten Daten vom Programm mit 4 multipliziert

(*Scale Factor*). Das bedeutet, dass eine Fläche, die z.B. im Kanal 4 einen Reflexionsgrad von 20% hat, im Ausgabebild den Wert 80 erhält.

Inwieweit das hier verwendete Verfahren Störeffekte tatsächlich vollständig eliminiert ist unklar, weil

1. hierbei die Annahme gemacht wird, dass atmosphärische Störeinflüsse sich im gesamten Bild gleichförmig auswirken. Dies wäre z.B. bei Dunstschleiern oder Staubfahnen aber nicht gegeben,
2. die verwendeten Referenzspektren nur näherungsweise den gewählten Vergleichsflächen entsprechen und z.B. abweichende Bodenfarben oder Vegetationszustände nicht berücksichtigen,
3. es nicht sicher bekannt ist, in wie weit die Vergleichsflächen zum Aufnahmezeitpunkt durch unterschiedlichen Feuchtegehalt (Boden) oder Trübungszustand (Wasser) verändert waren,
4. die Auswahl der PIFs sowie der Referenzspektren und die manuelle Justierung der Gains und Biases nutzerabhängig und somit nicht objektiv sind.

Die visuelle Analyse der spektralen Signaturen unveränderter Flächen in den korrigierten Daten zeigte zwar, dass diese im Vergleich zu den Rohdaten weitgehend angeglichen wurden. Eine Quantifizierung des verbleibenden Fehlers ist mangels zum Aufnahmezeitpunkt im Gelände erfasster Referenzspektren jedoch nicht möglich. Es bleibt daher ein Restfehler aufgrund geschätzter atmosphärischer Parameter, einer gewissen Ungenauigkeit der Kalibrierkoeffizienten (relative Genauigkeit 5-10%) und von DHM-Artefakten, die Einfluss auf die Change-Detection-Ergebnisse haben. Dennoch wurden diese Daten für diese Arbeit verwendet, weil sie gegenüber den unkorrigierten Rohdaten trotz dieses Fehlers eine zuverlässigere Datenbasis darstellen.

6.2.4 Maskierung von Brandflächen

Für das Untersuchungsgebiet (A) wurden alle auf den georektifizierten Landsat-Quicklooks der Szene 178/75 erkennbaren frischen schwarzen Brandflächen als Polygone extrahiert und mit dem Datum ihrer Ersterscheinung attribuiert. Für die Szene vom 6.9.2000 wurden die Brandflächen nicht nur aus dem Quicklook, sondern zum Vergleich auch aus der vorliegenden Vollszene abdigitalisiert. Aufgrund der besseren Auflösung der Vollszene ließen sich dadurch auch Brandflächen extrahieren, die kleiner als 240 m x 240 m groß waren, d.h. die Auswertung dieses Zeitschnittes ist genauer als die der übrigen Quicklooks.

Die extrahierten Brandflächen für dieses Untersuchungsgebiet wurden zu drei Feuermasken zusammengefasst, die den Beobachtungsintervallen der vorliegenden Landsat-Szenen entsprachen:

- Die erste Maske enthielt alle Brandflächen der Szenen von Mai 2000 bis September 2000.
- Die zweite Maske enthielt alle Brandflächen im Zeitraum von Mai 2000 bis Februar 2002
- Die dritte Maske enthielt alle Brände im Zeitraum von Mai 2000 bis April 2003.

Vergleiche hierzu auch Abbildung 65, in der die Brandflächen pro Trockenzeit zusammengefasst sind. Für das Untersuchungsgebiet (C) wurden frische schwarze Brandflächen von der Landsat-Vollszene 177/73 vom 1.10.2000 abdigitalisiert. Als Brandflächen wurden scharf umrissene dunkle Flächen definiert, die in der jeweils vorhergehenden Regenzeit-Szene noch nicht erkennbar waren.

Die Vektordaten beider Untersuchungsgebiete wurden gerastert und lagen als 1bit-kodierte img-Dateien mit der Information 0 = unverbrannt, 1 = verbrannt vor. Die Maske für das Untersuchungsgebiet (A) hat eine räumliche Auflösung von 29 m x 29 m, jene für das Untersuchungsgebiet (C) eine Auflösung von 30 m x 30 m, entsprechend den jeweiligen Pixelgrößen der aufbereiteten Landsat-Daten. Die Masken wurden zur Validierung des Ansatzes zur Erkennung von Brandflächen herangezogen (Kapitel 7.3.2)

6.3 Change-Detection-Verfahren

Als Basis für die vorliegende Arbeit wurden Algorithmen zur Extraktion der Veränderungsinformationen gesucht, die den speziellen Ansprüchen der Fragestellung gerecht wurden. Zu berücksichtigen war dabei zum einen, dass für die Untersuchungsgebiete kaum gesicherte Informationen über den historischen Zustand der Landschaft in Form von Kartenmaterial oder großflächigen Erhebungen vorlagen. Diese konnten also nicht als Referenzdaten z.B. für einen Postklassifikationsansatz herangezogen werden, wie er beispielsweise von ROY et al. (1991) zum Monitoring von tropischen Wäldern benutzt wurde. Zudem musste ein Verfahren gewählt werden, das graduelle Veränderungen *innerhalb* einer Vegetationseinheit erkennt, wie z.B. die Zu- oder Abnahme der Buschdichte.

Einige Autoren wie COPPIN et al. (2004), LYON et al. (1998), MAS (1997), MOUAT et al. (1993) und SINGH (1989) haben in Reviews den Anwendungsbereich und die Zuverlässigkeit verschiedener Change-Detection-Methoden einander gegenüber gestellt. Übereinstimmend galten dabei das Verfahren der Differenzbildung und der selektiven Hauptkomponentenanalyse (selective Principal Component Analysis sPCA) als besonders zuverlässig. Diese beiden Verfahren sind nicht-parametrisch und in ihrem DN-wertbasierten Ansatz sensibel genug, um auch spektrale Veränderungen innerhalb von Vegetationseinheiten zu detektieren. Sie wurden daher als Verfahrensgrundlage für diese Arbeit gewählt.

6.3.1 Image Differencing

Das Image Differencing ist ein weit verbreitetes Verfahren zur Erkennung von Veränderungen der Landbedeckung. Es wurde z.B. von COPPIN et al. 2004, BORAK et al. 2000, LYON et al. 1998, MAS 1997, COPPIN & BAUER 1996, Price et al. 1992 und FUNG 1990 verwendet. Bei diesem bitemporalen Algorithmus werden die zu vergleichenden aufbereiteten (Kapitel 6.2.1 und 6.2.3) multispektralen Datensätze pixel- und kanalweise voneinander subtrahiert:

$$\text{Differencing-Ergebnis} = \text{Szene}_{\text{alt}} - \text{Szene}_{\text{neu}}$$

Die Ergebnisdaten mit einem Wertebereich von -255 bis +255 wurden im Float-Format ausgegeben. Zur Datenreduktion wurden diese Daten in dieser Arbeit in das unsigned-8bit-Format zurück konvertiert. Diese Datenreduktion wurde durchgeführt, da die Weiterverarbeitung der

rund 1Gigabyte großen Floatdaten mit der Software (eCognition, s.u.) auf der für diese Arbeit zur Verfügung stehende Computerhardware nicht möglich war. Um dabei den Wertebereich von 0 bis 255 optimal ausschöpfen zu können, wurden die Floatdaten aller Ergebnisbilder für das Untersuchungsgebiet (A) hinsichtlich der tatsächlichen Werteverteilung analysiert. Dabei zeigte sich, dass die Wertebereiche kleiner -190 und größer +190 von maximal 3% aller Pixel belegt waren. Sie enthielten Veränderungs-informationen, die für die Fragestellung dieser Arbeit nicht relevant waren, wie z.B. monotemporal vorhandene Wolken, Wolkenschatten etc. Daher wurde zur Skalierung des Wertebereichs bei der Konvertierung folgende Funktion angewendet:

$$DN_{\text{neu}} = (DN_{\text{alt}} + 190) / 1,5$$

wobei DN_{neu} der Wert (Digital Number) der Pixel des konvertierten Bildes und DN_{alt} der DN-Wert des Eingangsbildes ist. Unveränderte Pixel, die im Floatbild einen Wert von Null hatten, liegen nach der Konvertierung bei 127. Im Floatbild negative Werte haben nun Werte zwischen 0 und 127, vorher positive Werte sind nun größer 127. Werte, die im Floatbild kleiner -190 bzw. größer +190 waren, werden durch diese Skalierung in die Sättigung gedrückt, d.h. sie erhalten einheitlich den Wert 0 bzw. 255. Die Tabelle im Anhang B gibt einen Überblick über die Originalwerte in den Floatdaten und den entsprechenden Werten in den konvertierten 8bit-Daten.

Die Kanäle des Differenz-Datensatzes werden im Folgenden entsprechend den Landsat-Eingangskanälen als „Diff1“ für Ergebnisse des Kanals 1, „Diff2“ für Kanal 2 usw. bis „Diff7“ bezeichnet. Einen Ergebniskanal „Diff6“ gibt es nicht, da der Thermalkanal 6 nicht verwendet wurde. In Abbildung 35C auf Seite 87 ist für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (C) das Differencing-Ergebnis für Kanal 4 (=Diff4) dargestellt.

Im Differencing-Verfahren werden die Veränderungswerte der einzelnen Pixel unabhängig vom Gesamtkontext des betrachteten Bildes berechnet. Dadurch wird die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Zeitschnitte derselben Szene erleichtert. Die spektrale Differenz beider Bilder ist ein direktes Maß für die Stärke und Richtung der erfolgten Veränderung – eine entsprechende radiometrische und geometrische Aufbereitung der Daten vorausgesetzt.

6.3.2 Modifizierte selektive Hauptkomponentenanalyse

Das zweite Change-Detection-Verfahren ist ein weniger bekannter Ansatz, der auf der selektiven Hauptkomponentenanalyse (=selective Principal Component Analysis sPCA) aufbaut. Die Anwendung der sPCA wird z.B. von CHAVEZ & MACKINNON (1994) zur Erkennung von Vegetationsveränderungen im arid/semi-ariden Südwesten der USA benutzt.

Bei der selektiven Hauptkomponentenanalyse wird zum Vergleich zweier Zeitschnitte *selektiv* für die einzelnen Kanäle der Datensätze eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt (MAS 1997, CHAVEZ & KWARTENG 1989, vgl. auch WIEMKER 1997). Dadurch werden die Bildinformationen, die in beiden Zeitschnitten gleich sind, auf der ersten Hauptkomponenten-Achse für jeden Kanal geladen (Abbildung 32 links). Spektrale Abweichungen hingegen stehen in Korrelation zur zweiten

Hauptkomponentenachse (Abbildung 32 rechts). Je näher ein Wert dabei dem Minimum oder Maximum des Wertebereiches der 2. Hauptkomponente ist (hier dargestellt durch die roten Punkte in der Abbildung), desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass es sich tatsächlich um eine (spektrale) Veränderung (in der Landschaft) handelt und nicht um ein Rauschen (WEIERS & WISSEN 2002).

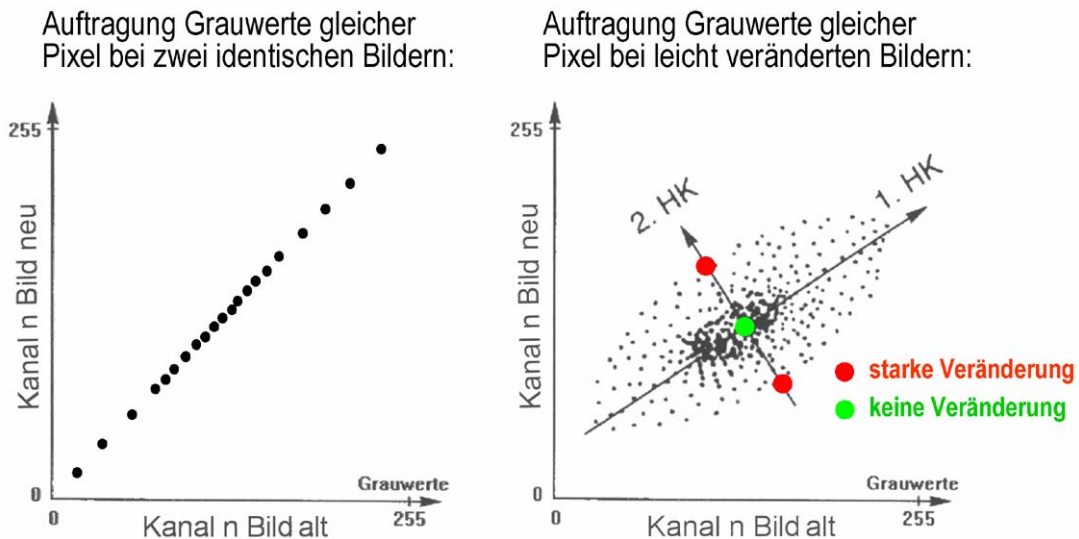


Abbildung 32: Schematische Darstellung der selektiven Hauptkomponentenanalyse sPCA.

Links: Trägt man die Werte gleicher Pixel eines Kanals von identischen Datensätzen gegeneinander auf, erhält man eine Gerade ($\text{Grauwert}_{\text{alt}} = \text{Grauwert}_{\text{neu}}$), die der 1. Hauptachse der sPCA entspricht.

Rechts: Trägt man die Grauwerte verschiedener Zeitschnitte gegeneinander auf, weichen veränderte Pixel von der 1. Hauptachse ab ($\text{Grauwert}_{\text{neu}}$ kann größer oder kleiner $\text{Grauwert}_{\text{alt}}$ sein), was zur Bildung einer „Punktwolke“ führt. Die Stärke der Veränderung spiegelt sich nach der Transformation in der Größe des Pixelwertes der 2. Hauptkomponente wider.

Abbildung 33 illustriert das Ergebnis der sPCA am konkreten Beispiel eines Subsets der Szene 178/75 (Untersuchungsgebiet A). Hier wurden die Ergebnisse für den ETM-Kanal 4 (NIR) der Zeitschnitte von Mai 2000 und April 2003 dargestellt. Die große Punktedichte im Zentrum der Wolke (grün) symbolisiert den großen Anteil kaum oder wenig veränderter Werte zwischen beiden Zeitschnitten.

Aus Abbildung 32 und Abbildung 33 lässt sich ableiten, dass bestimmte atmosphärische Störeinflüsse wie gleichmäßige Dunstschleier in der sPCA zu keinem Veränderungssignal führen. Homogene Dunstschleier würden zu einem linearen Shift aller DN-Werte im entsprechenden Bild führen. Sie hätten damit lediglich eine Verschiebung der 1. Hauptachse zur Folge, und „echte“ Veränderungen würden nach wie vor entsprechend der resultierenden 2. Hauptachse abgebildet werden. Diese Methode der Change-Detection ist daher gegenüber homogenen Störeinflüssen relativ resistent (CHAVEZ & MACKINNON 1994, MAS 1997).

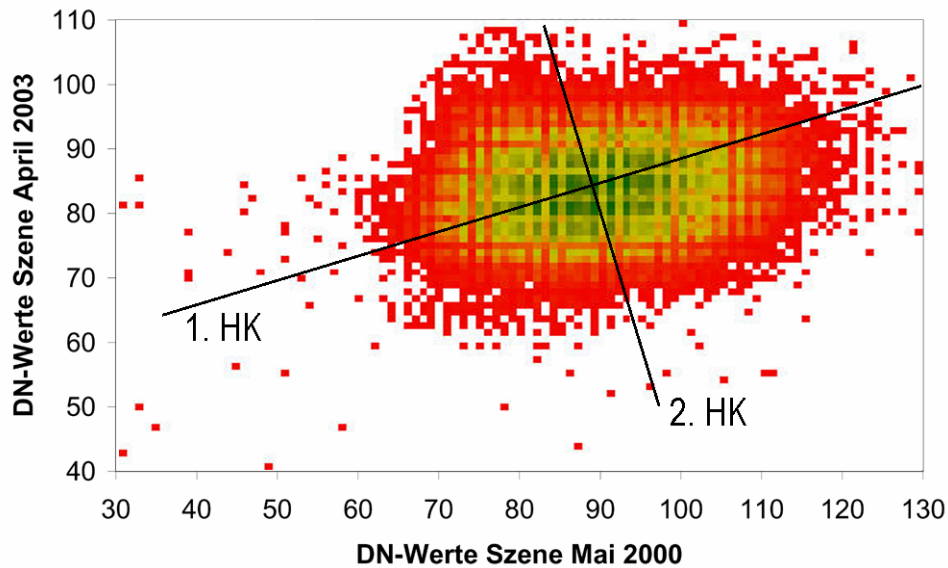


Abbildung 33: Konkretes Beispiel für das Ergebnis einer sPCA für den ETM-Kanal 4 mit der Lage der 1. und 2. Hauptkomponentenachsen (HK).
Grüne Farbtöne: hohe Punktedichte, rote Farbtöne: niedrige Punktedichte. Je größer der Abstand der Punkte von der 1. HK-Achse ist, desto größer ist die Veränderung. Dies betrifft nur verhältnismäßig wenige Punkte. Datenbasis: Subsets der Szene 178/75 (Untersuchungsgebiet A) vom 17. Mai 2000 und vom 24. April 2003.

In dieser Arbeit wurde ein Programm benutzt, das die selektive PCA für alle Kanäle ausführt und das Ergebnis nach Regeln der Fuzzy-Logik modifiziert, was zu einer Veränderung des Informationsgehaltes der sPCA-Ergebnisse führt. Dieses Programm „Changeindex Analysis“ wurde im Rahmen des MoBio-Projektes entwickelt (WEIERS et al. 2001, WEIERS et al. 1999) und in die Oberfläche von ERDAS Imagine implementiert. Die Verfahrensschritte sind in Abbildung 34 dargestellt. Zur Vereinfachung wird dort von einer Normalverteilung der Wertebereiche ausgegangen, die bei realen Daten allerdings meistens nicht oder nur annähernd erreicht wird (vgl. Abbildung 33).

Nach der Berechnung der sPCA werden die Häufigkeitsverteilungen der 2. Hauptkomponente durch das Programm mit einer zweiseitigen Summenfunktion normiert. Dazu wird das Histogramm (Abbildung 34A) zunächst von beiden Seiten aufaddiert. Die Wertebereiche beider Funktionen werden dann normiert, indem der Maximalwert gleich 1 gesetzt wird und der Minimalwert gleich 0 (Abbildung 34B und C).

Beide Reihen werden dann voneinander subtrahiert, woraus ein Wertebereich zwischen -1 und +1 resultiert. Das Tool gibt diesen als absolute Differenz an, d.h. nur der Betrag der Differenzen wird betrachtet. Der resultierende Wertebereich liegt somit zwischen 0 und +1. Der Wert 1 entspricht durch diese Transformation nach der Interpretation der Fuzzylogik einer Veränderungswahrscheinlichkeit von 100%. Hier liegen jene Pixel, die in der zu Grunde liegenden sPCA am weitesten von der 1. Hauptachse entfernt lagen und zwar unabhängig davon, ob sie sich ursprünglich nahe dem Maximal- oder Minimalwert der zweiten Hauptkomponente befanden (rote Punkte in Abbildung 32).

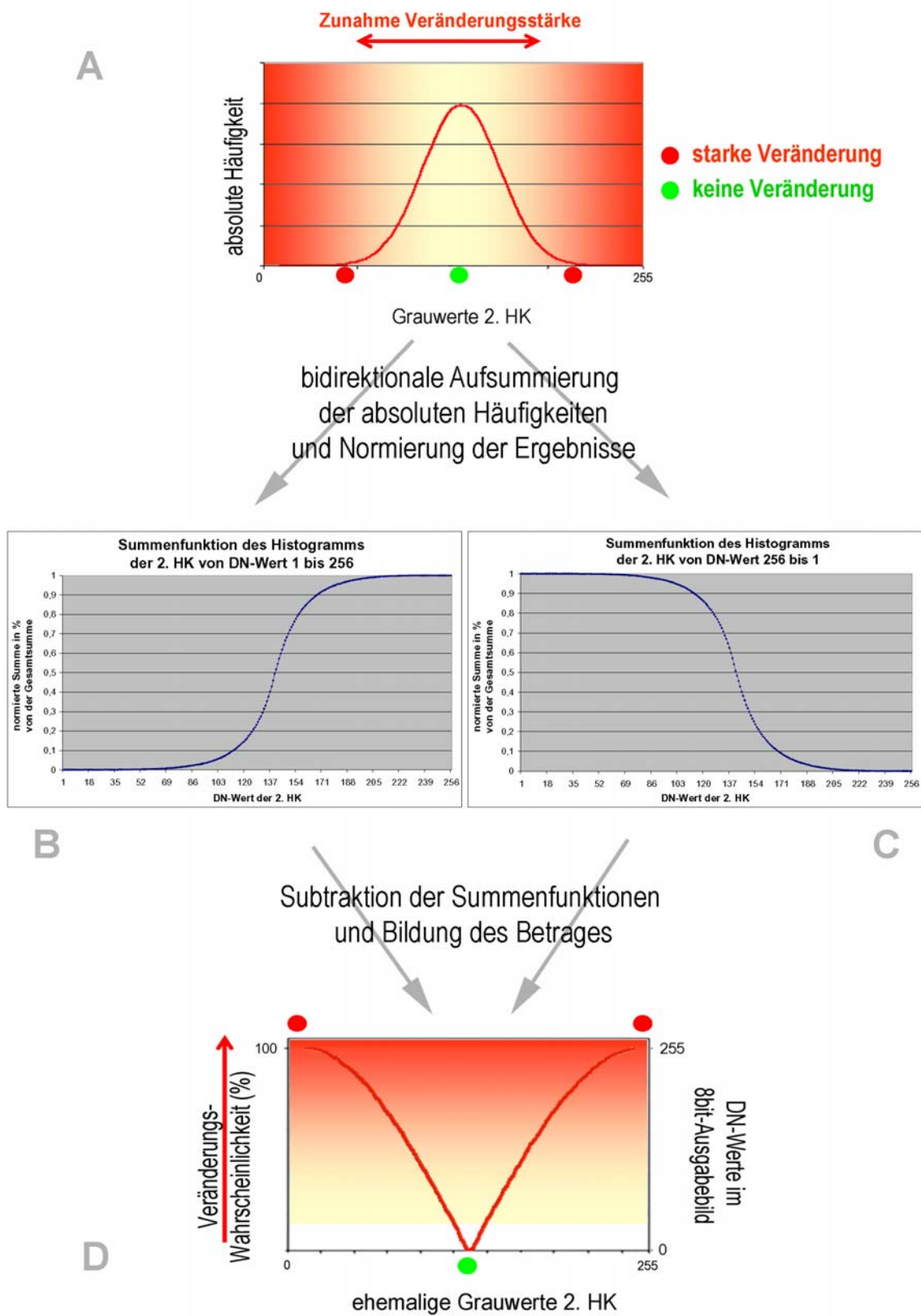


Abbildung 34: Modifikation des sPCA-Ergebnisses im verwendeten Change-Index-Programm.

A: Häufigkeitsverteilung der Grauwerte der 2. Hauptkomponente (HK). B: Aufsummierung der Häufigkeitsverteilung der 2. HK „von links“ und Skalierung des Maximums auf 1. C: Aufsummierung der Häufigkeitsverteilung der 2. HK „von rechts“ und Skalierung des Maximums auf 1. D: Betrag der Subtraktion beider Funktionen und Skalierung des Ergebnisses auf 0 bis 100% im Changeindex-Tool (linke Ordinate) und auf 0 bis 255 im Anschluss für diese Arbeit.

Der Wert 0 gibt eine Veränderungswahrscheinlichkeit von 0% an, da diese Pixel bei der sPCA keine Abweichung von der 1. Hauptachse in Richtung der 2. Hauptachse aufwiesen (grüner Punkt in Abbildung 32). In Abbildung 34D ist diese Interpretation auf der linken Ordinate aufgetragen.

Das Programm erzeugt für die 6-kanaligen Eingangsdatensätze ein 6-kanaliges Produkt im Float-Format mit Veränderungswerten für jeden (E)TM-Kanal. Darüber hinaus wird ein einkanaliges Produkt erzeugt, in dem wahlweise der stärkste, geringste oder der durchschnittliche Veränderungswert pro Pixel über alle Kanäle ausgegeben werden kann. Dieses Produkt kam für diese Arbeit allerdings nicht zum Einsatz. Das Changeindex-Verfahren wird bei KLEINOD (2004) und WEIERS et al. (2001) ausführlich beschrieben.

In die weitere Change-Analyse gehen die Ergebnisse dieses Verfahrens als 8bit-skaliertes 6-Kanal-Datensatz ein. Zur Umrechnung wurden die Original-Floatwerte von 0 bis 1 mit 255 multipliziert:

$$D_{\text{neu}} : DN_{\text{alt}} * 255$$

wobei DN_{neu} der Zahlwert des konvertierten Datensatzes ist und DN_{alt} der DN-Wert der Eingangsdaten im Float-Format. Pixel mit hohen Veränderungswahrscheinlichkeiten haben im Endprodukt folglich Werte nahe 255, unveränderte Pixel haben sehr niedrige DN-Werte (vgl. Abbildung 34D, rechte Ordinate). Die Datenreduktion war auch hier aufgrund der begrenzten Rechenkapazität der zur Verfügung stehenden Computerhardware nötig. Der Informationsverlust, der durch das Konvertieren der Floatwerte in ganzzahlige Werte im 8bit-Format entsteht, wurde bei der Klassifikation der Changeergebnisse (Kapitel 7) außer Acht gelassen. Im Weiteren werden die aus diesem Verfahren berechneten Kanäle entsprechend ihrem Landsat-Ursprungskanal als „sPCA1“ bis „sPCA7“ angesprochen. Einen Kanal „sPCA6“ gibt es – analog den Differencing-Ergebnissen – nicht.

Die Transformation der sPCA-Ergebnisse durch das Changeindex-Programm wurde von WEIERS et al. (2003) genutzt, um im Rahmen des EU-MoBio-Projektes Veränderungen in der Agrarlandschaft Norddeutschlands zu detektieren. Ihr Ziel war es, im betrachteten Landschaftsausschnitt die *Stärke* der erfolgten Veränderung einer Fläche *im Verhältnis* zur Stärke aller im Landschaftsausschnitt erfolgten Veränderungen messen zu können (WEIERS et al. 1999).

Durch die Betrachtung der Verhältnismäßigkeiten im Gesamtbild sind die Ergebnisse der modifizierten sPCA allerdings auch sensibel gegenüber Veränderungsartefakten in den Daten, wie z.B. monotemporal auftauchende Wolken und Wolkenschatten. Sie täuschen eine starke Veränderung in der Landschaft vor, die das Maximum der Signalspanne bei der Normierung der Daten bestimmt. Dadurch erhalten andere Veränderungen niedrigere Veränderungswerte als es ohne Störeinflüsse der Fall wäre. Gerade beim Vergleich von Veränderungen mehrerer Zeitschnittpaare wie in der vorliegenden Arbeit könnte dies zu verschiedenen Veränderungssignalen bei identischen Veränderungsprozessen führen. Die visuelle Analyse der vorliegenden Landsat-Daten bot allerdings keinen Hinweis auf das Vorhandensein von Wolken oder ähnlichen Störungsquellen.

In Kombination mit den Ergebnissen des Differencings steht mit der modifizierten sPCA für diese Arbeit eine erweiterte Informationsbasis zur Verfügung, die Aussagen über die Richtung und Stärke der Veränderung des Einzelpixels und in Relation zur Dynamik des Gesamtdatensatzes erlaubt.

6.4 Segmentierung der Differencing-Ergebnisse

Zur Klassifikation der Veränderungen wurden in dieser Arbeit nicht nur spektrale Eigenschaften einer Oberfläche herangezogen, sondern auch räumliche Veränderungsmuster. Dadurch sollte die Unterscheidung von Veränderungen ermöglicht werden, die auf Grund spektraler Merkmale nicht trennbar waren (vgl. Kapitel 7).

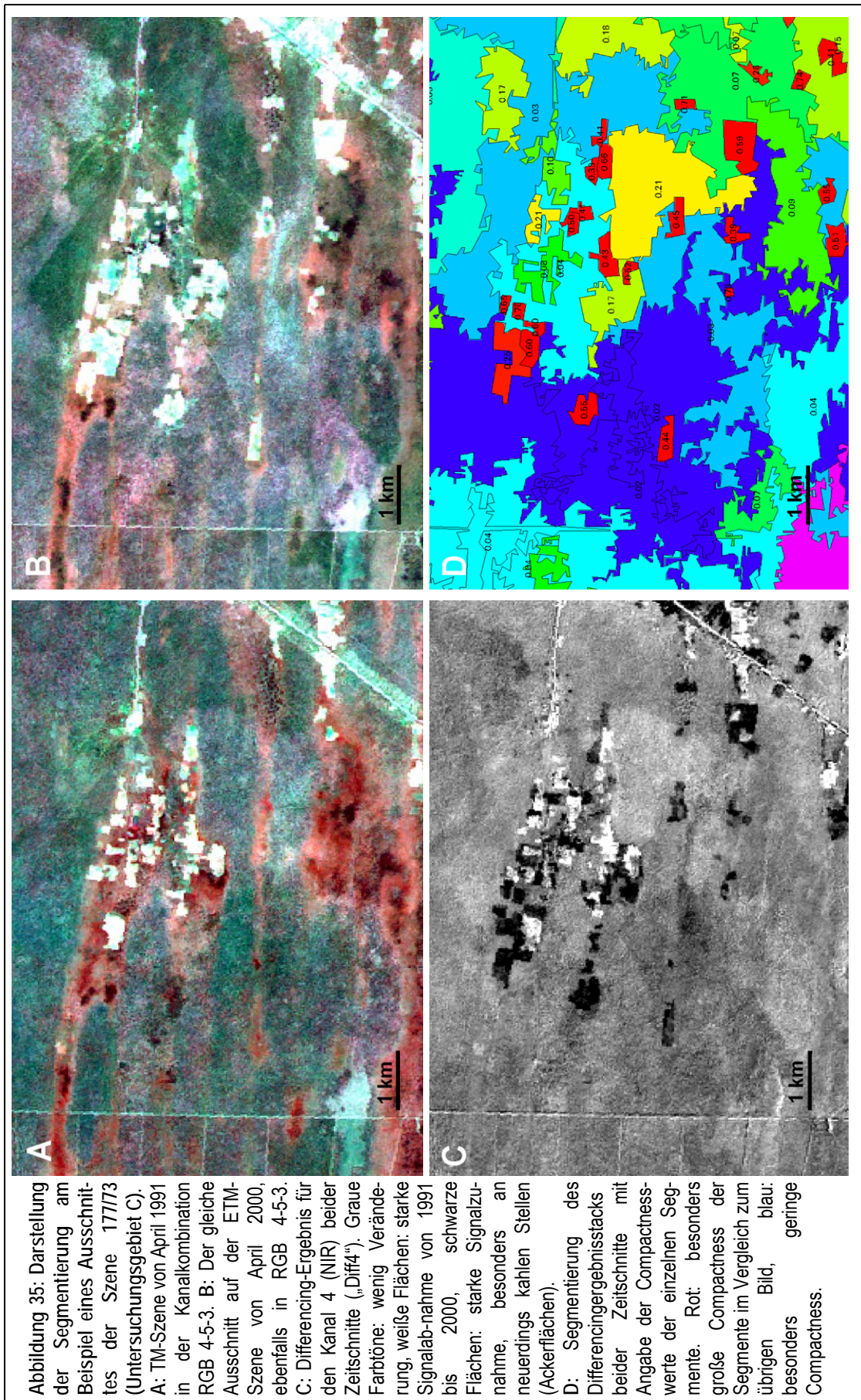
Einen ähnlichen Ansatz verfolgte LAMBIN (1996, 1999) bei Change-Detection-Studien auf Basis von NOAA AVHRR-NDVI-Daten in Westafrika. Er erkannte, dass dort spektral vor allem saisonal bedingte Veränderungen (Phänologie, d. h. niederschlagsabhängige Vegetationszustände) erfasst werden, während „echte“ langzeitliche Veränderungen, wie z.B. verbliebene Waldinseln bei Abholzung und Landnutzungsnahme anhand der räumlichen Muster der Veränderungen charakterisiert werden.

In dieser Arbeit wurden Informationen über Formen und Formeigenschaften veränderter Flächen aus den Ergebnisdaten der Differenzbildung extrahiert. Dazu wurden die Daten zunächst mit dem Programm eCognition 3.0 (Definiens) segmentiert. Dabei werden spektral unabhängige Pixel nach ihrer spektralen Ähnlichkeit zu Gruppen (Segmenten) zusammengefasst (DARWISH et al. 2003).

Die Wahl der Segmentierungsparameter erfolgte nach der "Trial and error"-Methode, um zu testen, welche Gewichtung von Farbwert und Form die räumlichen Eigenschaften der veränderten Flächen am besten wiedergeben (LEUKERT 2002; NEUBERT & MEINEL 2003). Die besten Ergebnisse wurden auf Basis der Differencing-Kanäle 2 bis 7 unter Benutzung eines Scale Parameters von 50, voller Gewichtung des Farbwertes und Außerachtlassens der Form erzielt.

Der Scale Parameter ist dabei ein Maß für die Empfindlichkeit des Prozesses, wie groß die spektrale Abweichung der Pixel pro Segment sein darf. Je höher der Scale Parameter gewählt wird, desto größer darf die spektrale Unähnlichkeit werden. In der Folge werden auch die resultierenden Segmente größer als bei klein gewähltem Scale Parameter (BURNETT & BLASCHKE 2003, HAY et al. 2003). Detaillierte Dokumentationen über den Segmentierungsalgorithmus, der in eCognition verwendet wird, liegen bislang leider nicht vor.

Die resultierenden Segmente wurden aus eCognition in Form von Polygon-Vektordateien im Shape-Format exportiert. Segmente von nur einem Pixel Größe wurden ausgeschlossen. Zudem wurden die Ränder der Polygone geglättet, um zu vermeiden, dass die genaue Kantenwiedergabe der Pixel, die zu Treppungen in den Polygongrenzen führt, in einem besonders großen Umfang der Segmente resultiert. Beim Export wurden die Vektordateien mit dem polygonbasierten Wert „Compactness“ attribuiert (vgl. Abbildung 35D).



Als Compactness wird in eCognition das Verhältnis der Fläche eines Polygons im Vergleich zur Fläche eines Kreises mit demselben Umfang bezeichnet (vgl. eCognition User Guide).

Die Compactness berechnet sich hier wie folgt:

$$\text{Compactness} = 4\pi * \text{Area} / (\text{Perimeter})^2$$

Wobei Area die Fläche des Polygons und Perimeter sein Umfang, d.h. die Grenzlänge ist. Es ergeben sich stets Werte zwischen 0 und 1, wobei die höchste Compactness 1 vom Kreis erreicht wird. In Abbildung 35 sind beispielhaft für das Vorgehen Ausschnitte der (E)TM-Szene 177/73 (Untersuchungsgebiet C) von 1991 und 2000, der Kanal Diff4 und die Segmentierung des entsprechenden Differencingdatensatzes mit den Layern Diff2 bis Diff7 mit Angabe der Compactnesswerte der einzelnen Segmente dargestellt. Das Beispiel zeigt, dass die im Vergleichszeitraum gerodeten Ackerflächen (Abbildung 35A zu B) im Differenzbild deutlich hervorstechen (Abbildung C) und die resultierenden Segmentierungspolygone die höchsten Compactnesswerte erreichen (Abbildung D).

Die Segmentpolygone wurden in ArcView GIS 3.3 (ESRI) mit den Landsat-Daten entsprechenden Pixelgröße von 29 m x 29 m (Gebiet A) bzw. 30 m x 30 m (Gebiete B und C) gerastert. Den Pixeln wurde der Compactnesswert des Ursprungspolygons als Wert zu Grunde gelegt. Dieser Schritt erfolgte, um bei der weiteren Analyse für jedes Pixel der Differencing- und sPCA-Ergebnisdaten einen eigenen Compactness-Wert abfragen zu können. Die Rasterdateien im ESRI-Grid-Format wurden in ERDAS in .img-Dateien im Float-Format konvertiert. In diesem Format ging die Information über die Form der veränderten Flächen in die Veränderungsklassifikation ein.

Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Bildpaare, für die für die Veränderungsanalytik Differencing- und sPCA-Stacks sowie Compactness-Layer berechnet wurden.

Tabelle 8: Übersicht aller Bildpaare, für die Change-Detection-Datensätze erzeugt wurden.

Untersuchungsgebiet (A)	
1	14.6.1984 – 24.3.2003
2	14.6.1984 – 14.5.1990
3	14.5.1990 – 26.4.1995
4	26.4.1995 – 17.5.2000
5	17.5.2000 – 16.2.2002
6	17.5.2000 – 24.3.2003
7	24.3.2003 – 17.5.2000
8	16.2.2002 – 24.3.2003
9	17.5.2000 – 06.9.2000
Untersuchungsgebiet (B)	
10	26.3.2001 – 30.4.2002
Untersuchungsgebiet (C)	
11	08.4.1991 – 24.04.2000
12	24.4.2000 – 01.10.2000

7 Klassifikation der Veränderungstypen

In Kapitel 4.5 wurden die in den Untersuchungsgebieten wirkenden Prozesse dargestellt, die zu Veränderungen der Vegetation führen. Im Untersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia wurden dabei folgende auf die Gehölzschicht wirkende Faktoren identifiziert:

- Entbuschungsmaßnahmen,
- die Buschsterbe,
- Verbuschung,
- Phänologie, d.h. niederschlagsbedingte Schwankungen der Vegetationsdichte,
- Einwirkung von Feuer.

Als Faktoren, die die Ausprägung der Grasschicht beeinflussen können, wurden ermittelt:

- Rezenter Weideeinfluss, d.h. nutzungsbedingte Schwankungen der Vegetationsdecke von Verkahlung bis Wiederbesiedlung,
- Desertifikation, d.h. irreversible Verkahlung durch Nutzung und/oder natürliche Faktoren,
- niederschlagsbedingte Phänologie,
- Einwirkung von Feuer.

Für Flächen, die von Entbuschungsmaßnahmen, Buschsterbe und Verbuschung sowie von Verkahlung, Wiederbesiedlung, Weideeinfluss und von Feuer betroffen waren, konnten während der Feldkampagne 2003 im Untersuchungsgebiet (A) Referenzflächen identifiziert und später digitalisiert werden (Kapitel 6.1). Diese Referenzflächen wurden herangezogen, um aus den Differenz- und sPCA-Datensätzen der Landsat-Szene 178/75 (Kapitel 6.3 und 6.4; diese Datensätze werden im Folgenden vereinfachend als *Change-Datensätze* angesprochen) typische spektrale Veränderungssignaturen zu extrahieren. Anhand dieser Signaturen konnte ein Klassifikationsverfahren für die einzelnen Veränderungstypen entwickelt werden.

Von den insgesamt 9 Change-Datensätzen für das Untersuchungsgebiet (A) wurden nur die Datensätze 5-7 und 9 (vgl. Tabelle 8) zur Extraktion typischer Veränderungssignaturen genutzt. Die meisten Signaturen wurden aus den Change-Ergebnissen für den Vergleich der Zeitschnitte vom 17.5.2000 und vom 24.3.2003 gewonnen (Datensätze 6 und 7). Die Veränderungen wurden hier chronologisch von 2000 zu 2003 berechnet und zusätzlich rückblickend von 2003 zu 2000, weil in den Veränderungsdaten von 2000 bis 2003 nicht genügend Referenzflächen für Vegetations*zuwachs* identifiziert werden konnten. Für den „rückwärts“ gerechneten Datensatz konnten so die vorliegenden Referenzflächen zur Vegetations*abnahme* (totaler Vegetationsverlust, entbuscht, Buschsterbe) zur Extraktion von Signaturen für Flächen mit Vegetations*zunahme* (kahler Boden zu Busch, Buschverdichtung) genutzt werden.

Referenzflächen für die Veränderungen durch aktuelle Feuer wurden aus dem Datensatz 9 (Mai 2000 zu September 2000) extrahiert, da auf den übrigen Zeitschnitten keine frischen geschwärzten Brandflächen zu erkennen waren. Signaturen für die Veränderung durch länger zurück liegende Brände wurden zusätzlich zum Change-Ergebnis von Mai 2000 zu März 2003 auch aus dem

Datensatz von Mai 2000 zu Februar 2002 extrahiert. Die Change-Datensätze aus dem Vergleich der übrigen Zeitschnitte standen somit unabhängig zur Überprüfung der zeitlichen Übertragbarkeit der Klassifikatoren zur Verfügung.

In Abbildung 36 und Abbildung 37 sind die Mittelwerte und Standardabweichungen für Signaturen der typischen Veränderungen im Differenz- und im sPCA-Datensatz dargestellt. Beiden Darstellungen liegen dieselben Referenzflächen zu Grunde. Die Tabelle im Anhang C gibt einen Überblick über die Herkunft der Signaturen, die in diesen Abbildungen dargestellt werden.

Anhand der Mittelwerte der Differencing-Signaturen (Abbildung 36) lassen sich die einzelnen Veränderungstypen bereits grob unterscheiden. Signaturen von Veränderungen, die mit einer Vegetationszunahme verbunden sind, werden durch Werte größer 127 in allen Kanälen charakterisiert, während die Werte der Signaturen für Vegetationsabnahme durchgängig unterhalb von 127 liegen. Die Signaturen von unveränderten Flächen liegen bei 127, entsprechend dem Wert 0 im Ursprungsdatensatz im Float-Format (vgl. Kapitel 6.3.1).

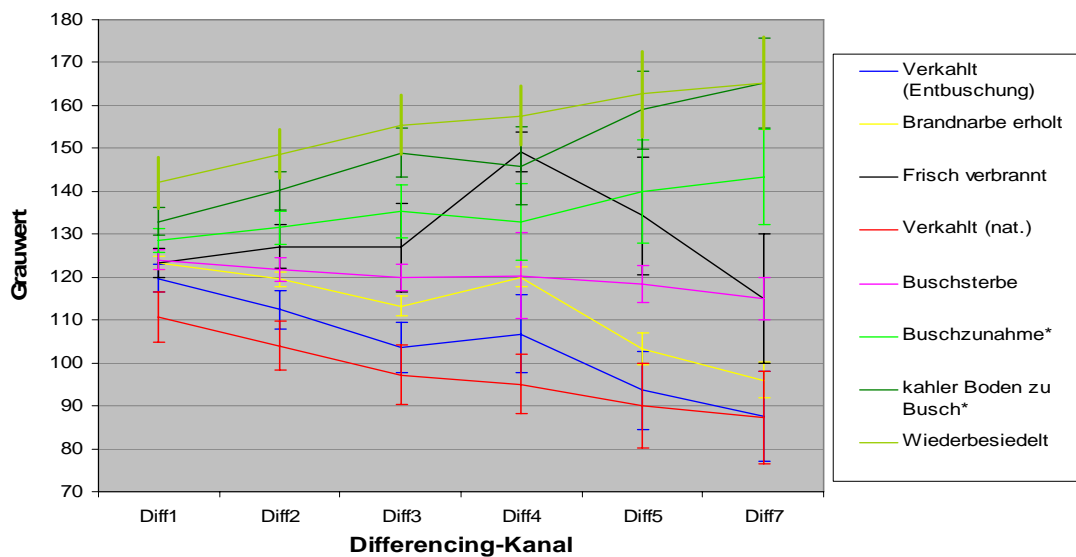


Abbildung 36: Charakteristische Differencing-Signaturen der beobachteten Veränderungen im Gebiet (A). Dargestellt sind Mittelwerte über mehrere Einzelsignaturen pro Klasse. Balken: Standardabweichung. (*): aus dem Vergleich der Szenen von 2003 zu 2000 extrahiert, alle übrigen aus dem Vergleich der Szenen von 2000 zu 2003.

Des Weiteren zeigt diese Abbildung, dass die Signaturen einiger Veränderungstypen besonders weit von dieser Nulllinie entfernt liegen (Entbuschung, natürlich verkahlt, kahler Boden zu Busch, wiederbesiedelt). Die großen spektralen Differenzen werden bei diesen Prozessen durch den Wechsel von einer Vegetationssignatur zu einem Bodensignal hervorgerufen (vgl. Abbildung 27 auf Seite 61). Diesen Veränderungen steht eine andere Gruppe von Veränderungstypen gegenüber, deren Werte im Differenzbild nahe 127 liegen, d.h. der spektrale Unterschied der verglichenen Landsat-Szenen ist gering. Die Analyse der Referenzdaten zeigte, dass es sich hier jeweils um einen Wechsel von einem Vegetationssignal zu einem anderen handelt (Abbildung 27).

Unter dem Überbegriff „Verkahlung und Wiederbesiedelung“ wird daher im Kapitel 7.1 die Klassifikation folgender Veränderungsprozesse mit großen spektralen Differenzen durchgeführt:

- Entbuschung
- Desertifikation (d.h. Vegetationsverlust entlang natürlicher Landschaftsstrukturen)
- Vegetation → kahler Boden (Vegetationsverlust auf nutzungsbedingten Flächeinheiten)
- Wiederbesiedelung.

Veränderungen mit kleinen spektralen Differenzen werden unter dem Überbegriff „moderate Veränderungen der Vegetationsdichte“ in Kapitel 7.2 betrachtet. Diese Veränderungen sind vorwiegend

- Buschsterbe und
- Buschzunahme.

Die Klassifikation der Veränderungen durch Feuer wird in Kapitel 7.3 beschrieben.

Neben diesen Veränderungen, die im Fokus dieser Arbeit standen, wurde festgestellt, dass das Trockenfallen bzw. die Überflutung von bewachsenen Uferbereichen, z.B. an den flachen Farmtümpeln, ebenfalls zu charakteristischen spektralen Veränderungssignalen führt. Die charakteristischen Differenz-Signaturen dieser Prozesse wurden daher ermittelt und bei der Klassifikation zur Abgrenzung gegen relevante Vegetationsveränderungen genutzt (Kapitel 7.1.1 und 7.3.1).

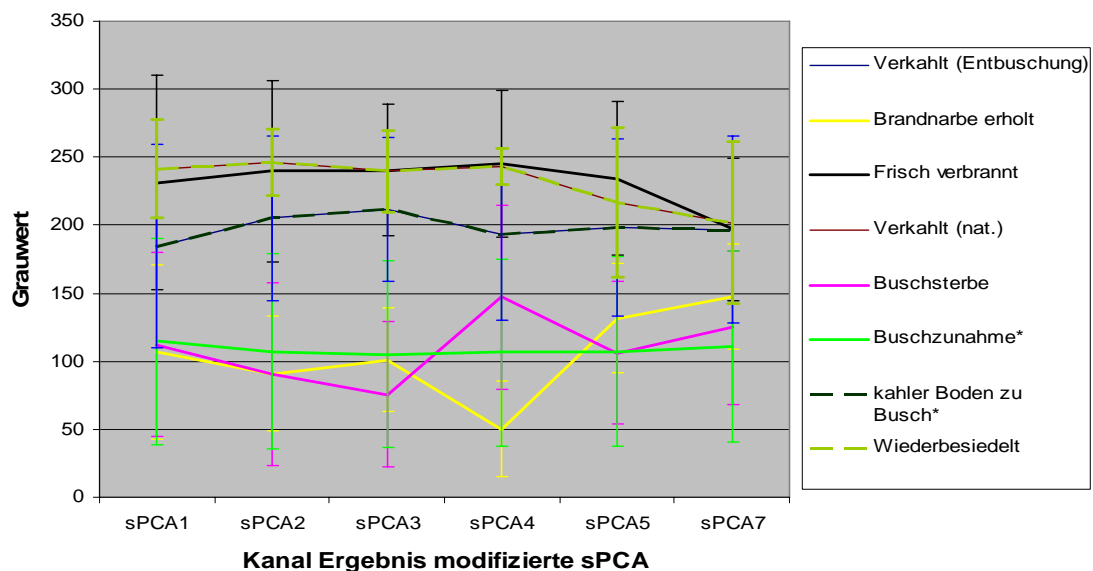


Abbildung 37: Signaturen derselben Referenzflächen in der modifizierten sPCA wie in Abbildung 36. Dargestellt sind Mittelwerte über mehrere Einzelsignaturen pro Klasse. Balken: Standardabweichungen. (*): Die Signaturen der Veränderungstypen „kahler Boden zu Busch“ und „Wiederbesiedelt“ entsprechen jenen von „Entbuschung“ bzw. „Verkahlt (nat.)“, weil es sich um dieselben Referenzflächen handelt, die aus den Change-Datensätzen von Mai 2000 zu April 2003 bzw. aus dem Datensatz von April 2003 zu Mai 2000 extrahiert wurden, um so spektrale Signaturen über die jeweils gegenläufige Vegetationsentwicklung zu gewinnen.

Die Signaturen derselben Veränderungen streuen in der modifizierten sPCA über größere Wertbereiche als im Differencing, was bei der Betrachtung der Mittelwerte zu größeren Standardabweichungen führt (Abbildung 37). Diese Daten werden zur Klassifikation der Veränderungstypen in den folgenden Kapiteln daher nur ergänzend herangezogen und dort dann weiter erläutert. Die aus dem Datensatz 2003-2000 extrahierten Signaturen (z.B. „kahler Boden zu Busch“ in Abbildung 37) entsprechen ihren Ursprungssignaturen aus Datensatz 2000 – 2003, d.h. „Entbuschung“, da bei der Modifikation der sPCA-Ergebnisse im Changeindex-Programm die Information über die Veränderungsrichtung nicht erhalten geblieben ist, sondern nur die relative Stärke der Veränderung im Vergleich zu allen erfolgten Veränderungen pro Kanal (vgl. Kapitel 6.3.2). Die Veränderungsstärke ist im chronologisch und im rückblickend gerechneten Datensatz identisch.

7.1 Veränderungstyp 1: Verkahlung und Wiederbesiedlung

7.1.1 Umsetzung der Klassifikation

Zur Klassifikation von Veränderungen, die durch einen Wechsel von vegetationsbedeckter Fläche zu offenem, vegetationsfreiem Boden (=Verkahlung) oder die Wiederbesiedlung von vorher offenem Boden gekennzeichnet sind, wurden diese zunächst von den „moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte“ getrennt. Dazu wurden die Differencing-Signaturen herangezogen. In Abbildung 38 ist eine Auswahl von charakteristischen Einzelsignaturen der Differenzbildung für starke und moderate Vegetationsveränderungen dargestellt. Diese Abbildung verdeutlicht, dass der Übergang der Signaturen für Entbuschung und Buschsterbe – trotz deutlich verschiedener Mittelwerte in Abbildung 36 – in einigen Kanälen fließend ist.

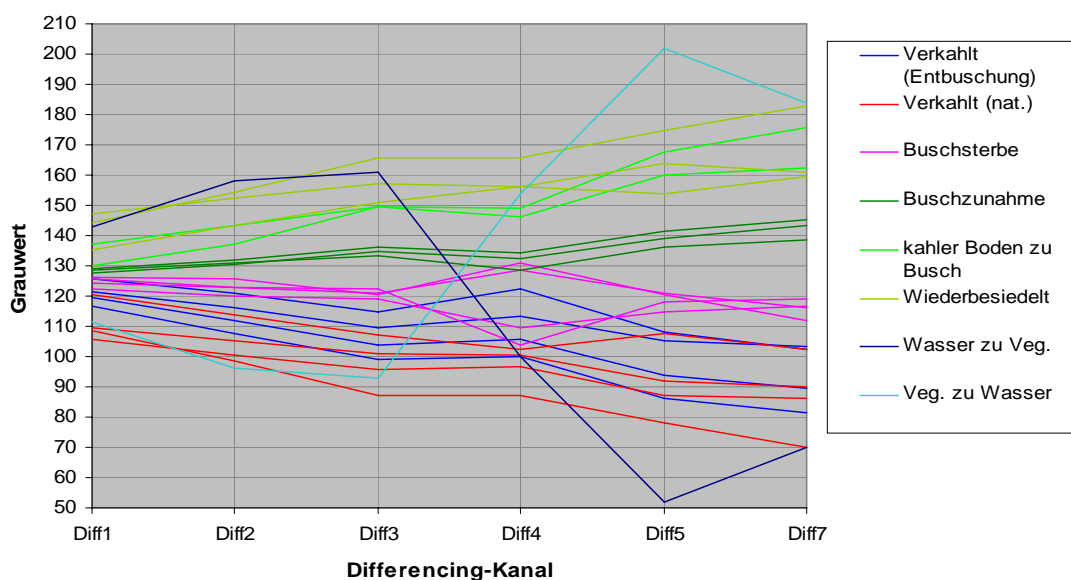


Abbildung 38: Auswahl von typischen Differencing-Signaturen einzelner Referenzflächen für Verkahlung, Wiederbesiedlung und moderate Veränderungen der Vegetationsdichte.

Die Kurvenverläufe der Signaturen innerhalb der einzelnen Klassen sind ähnlich, liegen aber unterschiedlich hoch. Dies erklärt die hohen Standardabweichungen in Abbildung 36. Der Wert 127 entspricht der Information „keine Veränderung“ (vgl. Kapitel 6.3.1).

Das bedeutet, dass diese Prozesse nicht durch spezifische Signaturverläufe gekennzeichnet sind, sondern durch unterschiedlich hohe Wertebereiche.

Die konsequent hohen bzw. niedrigen Werte der Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse in den Differenzdaten (Abbildung 36 und Abbildung 38) erklären sich aus den großen spektralen Differenzen der Reflexionseigenschaften von Vegetation und Boden (vgl. Abbildung 27). Die Signaturen derselben Referenzflächen sind im sPCA-Ergebnis erheblich heterogener verteilt als im Differencing, besonders die einzelnen Signaturen der entbuschten Flächen (Abbildung 39). Die große Streuung der Signaturen innerhalb der einzelnen Veränderungsklassen erklärt die hohen Werte für die Standardabweichung der aus dem Mittelwert dieser Einzelsignaturen generierten Kurven in Abbildung 37. Daher sind die Mittelwertsignaturen der einzelnen Klassen wenig aussagekräftig (vgl. Abbildung 36 und Abbildung 37).

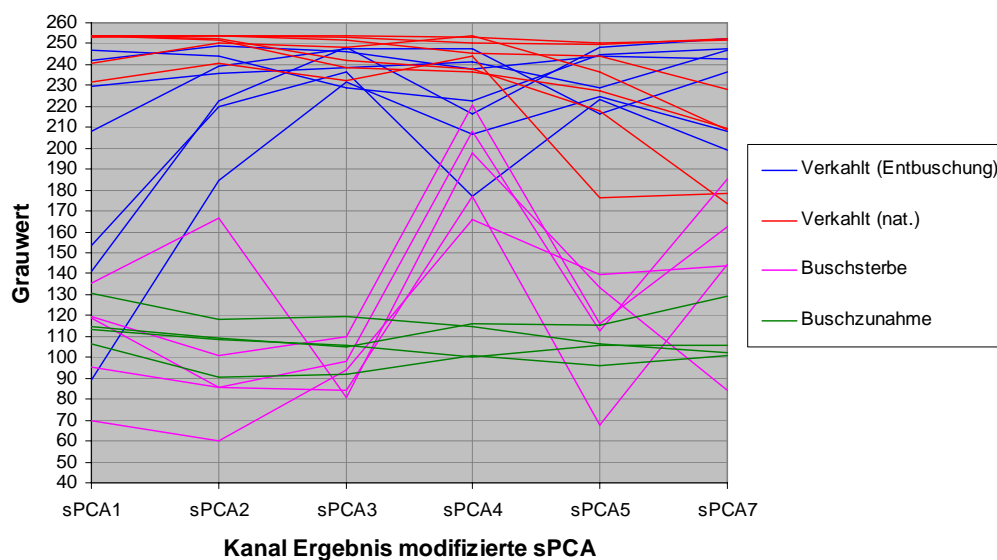


Abbildung 39: Auswahl von typischen Signaturen der modifizierten sPCA für Referenzflächen für Verkahlung, Buschsterbe und Buschzunahme.

Trotz ähnlicher Kurvenverläufe im Differencing weisen die Signaturen derselben Referenzflächen in der modifizierten sPCA teilweise heterogene Kurvenverläufe auf. Dies erklärt die großen Standardabweichungen in Abbildung 37.

Deshalb wurde davon abgesehen, eine Maximum-Likelihood-Klassifikation der Daten auf Basis der Mittelwertsignaturen durchzuführen. Auch eine Klassifikation, bei der die Trennung der Veränderungsklassen anhand der jeweiligen Standardabweichung der Klassensignaturen erfolgt (vgl. FUNG 1990), kam wegen der Überschneidung der Wertebereiche der Standardabweichungen nicht in Frage. ROGAN et al. (2002) empfehlen zur Klassifikation solcher nicht normalverteilter Change-Datensätze Abfragen und Regelwerke über spektrale Charakteristika einzelner Kanäle. Zudem gehen Rogan et al. (2002) davon aus, dass dieses Verfahren bei der Übertragung der so entwickelten Entscheidungsbäume auf andere Szenen und Zeitschnitte stabilere Ergebnisse liefert als z.B. die Maximum-Likelihood-Klassifikation. ROGANS Ansatz wurde daher als Grundprinzip für die Entwicklung der Klassifikatoren in dieser Arbeit gewählt.

Dazu wurden zunächst Schwellenwerte und Ratios für verschiedene Kanäle nach der visuellen Analyse der Spektren gesetzt. Es folgte dann eine Reihe von Tests mit ähnlichen Werten zur Justierung des Klassifikators. Letztlich wurden jene Werte für die Klassifikation genutzt, die in der visuellen Analyse der Testergebnisse für Flächen mit bekannter Veränderung die besten Ergebnisse lieferten. Die für die einzelnen Veränderungstypen gefundenen Abfrageparameter sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 9: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von Veränderungen, die mit Verkahlung und Wiederbesiedelung verbunden sind.

Dabei ist „Diff5“ der Kanal 5 des Differencing-Ergebnisses, d.h. die Differenz des TM-Kanals 5 der verglichenen Landsat-Szenen und „Diff7“ entsprechend die Differenz im TM-Kanal 7. Analog sind „sPCA5“ und „sPCA7“ die Ergebnis-Kanäle der modifizierten sPCA für den TM-Kanal 5 bzw. 7 (vgl. Kapitel 6.3).

Veränderung	Bedingungen
Vegetation zu offenem Boden: natürlich	1. Diff5 > 60 und Diff7 < 115 und 2. $0,95 < \text{sPCA5/sPCA7} < 1,05$ und 3. Compactness < 0,09
Vegetation zu offenem Boden: nutzungsbedingt	1. Diff5 > 60 und Diff7 < 115 und 2. $0,95 < \text{sPCA5/sPCA7} < 1,05$ und 3. Compactness > 0,09
Offener Boden zu Vegetation (Wiederbesiedelung)	Diff5 < 200 und Diff7 > 155

Die Trennung von verkahlten Flächen und Flächen mit mäßigem Vegetationsrückgang sowie die Abtrennung von Flächen, die eine Veränderung von Wasser zu Vegetation aufweisen (in der Regel sind dies die Ufer von flachen Tümpeln), erfolgte durch das Setzen von Schwellenwerten in den Differenzbildern. Da diese Eingrenzung allein keine zufrieden stellende Identifikation der veränderten Flächen lieferte, wurde zur weiteren Abgrenzung gegen andere Veränderungstypen die Ratio der sPCA-Kanäle 5 und 7 herangezogen.

„Natürlicher“ und „nutzungsbedingter“ Vegetationsrückgang waren allein anhand spektraler Eigenschaften nicht zuverlässig zu trennen. Daher wurden hier die Compactness-Daten hinzugezogen (Kapitel 6.4). Die eher rechteckige, kompakte Form nutzungsbedingter Veränderungen äußert sich in höheren Compactness-Werten gegenüber „natürlicher“ Verkahlung (vgl. Abbildung 35D auf Seite 87). Nach mehreren Tests wurde zur Unterscheidung dieser Veränderungstypen ein Schwellenwert gesetzt, oberhalb dessen Flächen bei Erfüllung der spektralen Kriterien als nutzungsbedingt verändert klassifiziert wurden und solche unterhalb als natürlich verändert (Tabelle 9). In Abbildung 40 ist das Ergebnis dieser Klassifikation für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (A) im Vergleich der Szenen von Februar 2002 und April 2003 illustriert. Zur Bedeutung der Farben in der Falschfarbdarstellung der Landsat-Szenen siehe Kapitel 5.1.1.

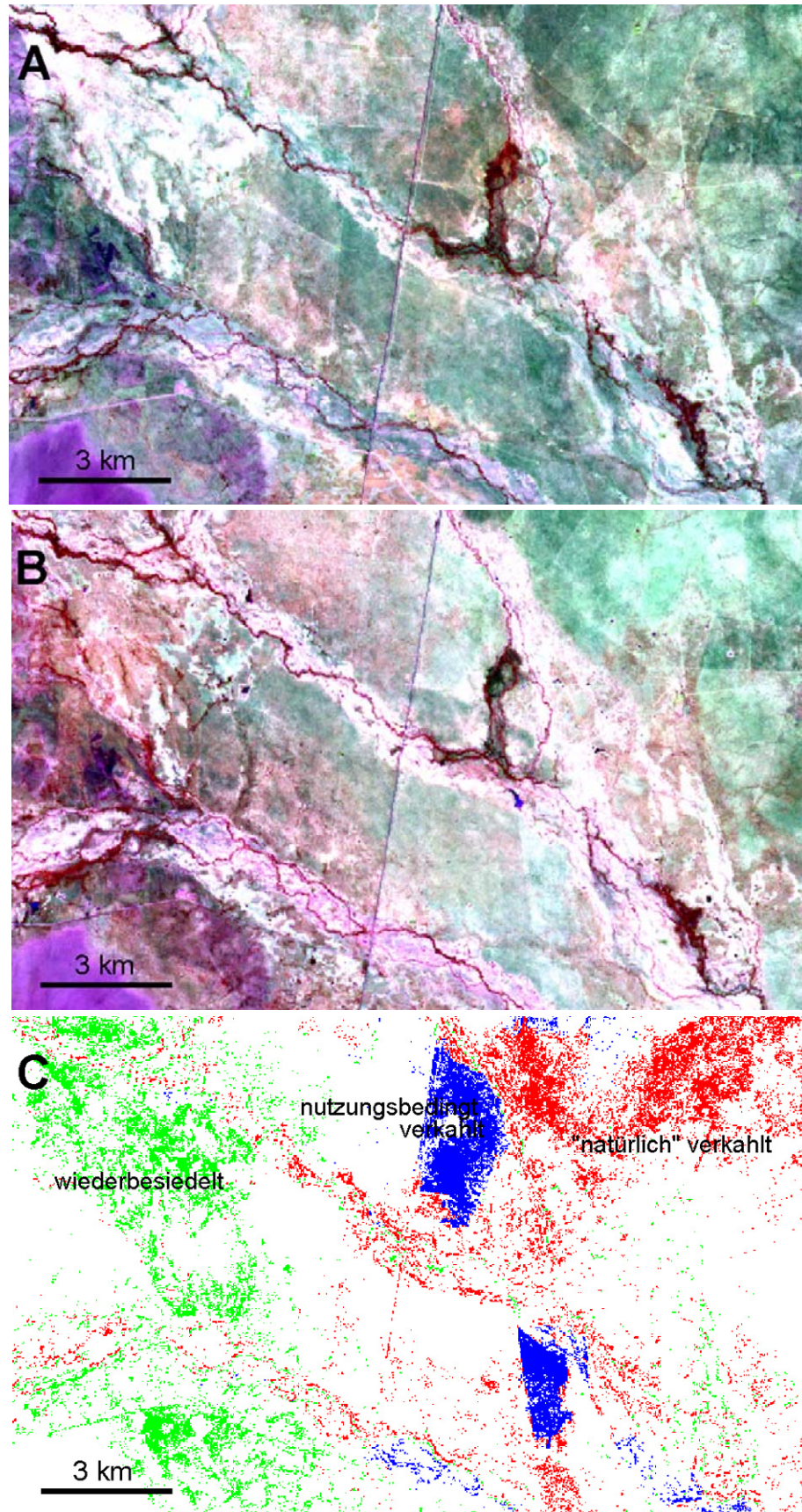


Abbildung 40: Klassifikationsergebnis für Verkahlung und Wiederbesiedelung nordöstlich der Omatako-Berge im Vergleich der ETM-Szenen von Februar 2002 und April 2003. A: Ausschnitt der ETM-Szene von 2002 in der Kanalkombination RGB 4-5-3, B: derselbe

Ausschnitt 2003 (RGB 4-5-3), C: Klassifikationsergebnis. Weiße Flächen: nicht klassifiziert.

7.1.2 Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)

Der Klassifikator ist auf die Change-Datensätze der Jahre 1984-2003, 1984-90, 1990-95, 1995-2000, 2000-02, 2000-03 und 2002-03 angewendet worden, nicht nur auf den Datensatz von Mai 2000 – April 2003, anhand dessen die Klassifikationsparameter festgesetzt wurden. Die Nutzung aller Klassifikationen zur Validierung erhöht zum einen die Gesamtzahl der verfügbaren Validierungsflächen, zum anderen lässt sich dadurch auch die Übertragbarkeit der Methode auf andere Zeitschnitte bewerten.

Das grundsätzliche Problem bei der Validierung sämtlicher Ergebnisse dieser Arbeit bestand darin, dass keine unabhängigen flächendeckenden Informationsquellen wie Vegetations-, Biotopzustands- oder Landnutzungskartierungen in ausreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung zur Überprüfung der Klassifikationsergebnisse vorlagen. Im Entwicklungsland Namibia werden derartige Daten – wenn überhaupt – erst in neuerer Zeit erfasst. Daher wurden die Ergebnisse punktuell auf einzelnen Farmen anhand von Interviews mit Farmern und Landnutzern sowie einzelnen Geländeerhebungen überprüft. KHORRAM et al. (1999) und PILON et al. (1988) wendeten diese Methode ebenfalls zur Bewertung von Change-Detection-Ergebnissen.

Während der Feldkampagne im März 2004 wurden Farmer im Untersuchungsgebiet (A) aufgesucht, die mindestens seit den 1980er Jahren die entsprechenden Flächen bewirtschaften und so Aussagen zu den im Beobachtungszeitraum erfolgten Veränderungen treffen konnten. Die Klassifikationsergebnisse wurden ihnen in Form von Kartenprodukten im DIN-A 0-Format vorgelegt. Die Karten entsprachen vom Informationsgehalt und der Größe der Anlage 2, d.h. sie enthielten sowohl die Ergebnisse des Klassifikators für Verkahlung und Wiederbesiedelung als auch für moderate Schwankungen der Vegetationsdichte. Diese Kombination vereinfachte bei der gemeinsamen Begutachtung der Karten eine eindeutige Zuweisung von Validierungsinformation. Die von Veränderungen betroffenen Stellen wurden zusätzlich im Gelände aufgesucht bzw. anhand von Rekonstruktionen historischer Vegetationszustände mit Hilfe von Regendaten, Fotos und Wirtschaftsbüchern bewertet. Die Aussagen der Farmer wurden auf den dem Veränderungszeitraum entsprechenden Karten verzeichnet, später digitalisiert und die resultierenden Polygone zur formalen Prüfung der Klassifikationsergebnisse für diese Karten benutzt. Für jedes Validierungspolygon wurde geprüft, ob die darunter fallenden Klassifikationspixel mehrheitlich in die entsprechende Veränderungskategorie fielen oder nicht.

Die Ergebnisse für die Validierung der einzelnen Change-Klassifikationen sind in Tabelle 10 dargestellt. In der Fehlermatrix in Tabelle 11 sind die Ergebnisse der Validierungen aller betrachteten Datensätze zusammengefasst. Anhand der Fehlermatrizen wurden jeweils kennzeichnende Validierungsgrößen berechnet. Dabei ist

- die Herstellergenauigkeit (Producer's Accuracy) der Anteil der korrekt klassifizierten Flächen pro Gesamtzahl der Referenzflächen für die entsprechende Klasse. Sie gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Gebiet richtig klassifiziert wurde.

- der Auslassungsfehler (Error of Omission) der prozentuale Anteil der Gebiete, die nicht klassifiziert wurden, obwohl sie hätten sollen (rechnerisch: 100% minus Herstellergenauigkeit),
- die Anwendergenauigkeit (User's Accuracy) die Anzahl der korrekt klassifizierten Flächen pro aller Pixel pro Klasse,
- der Zurechnungsfehler (Error of Commission) der Anteil der zuviel klassifizierten Gebiete, die eigentlich nicht in die Referenzklasse gehören (rechnerisch: 100% minus Anwendergenauigkeit),
- die Gesamtgenauigkeit (Overall Accuracy) der Anteil der korrekt klassifizierten Gebiete von allen getesteten Gebieten (vgl. LILLESAND et al. 2004, KHORRAM et al. 1999, JANSSEN & VAN DER WEL 1994, CONGALTON 1991 und FUNG 1990).

Tabelle 10: Validierungsergebnisse für die einzelnen Klassifikationen von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen im Untersuchungsgebiet (A).

		Change-Klassifikation für Zeitschnitte						
	für Klasse	1984-2003	1984-1990	1990-1995	1995-2000	2000-2002	2000-2003	2002-2003
Anzahl der Validierungs-Gebiete pro Klasse	kahl natürlich	11	8	9	2	12	6	8
	kahl (Nutzung)	11	5	9	4	10	7	10
	Wiederbesiedlg	2	8	1	3	n	n	5
Herstellergenauigkeit (%)	kahl natürlich	90,9	100	88,9	100	83,3	66,7	100
	kahl (Nutzung)	63,6	20	44,4	0	50	71,4	70
	kahl insges.*	100	92,3	100	33,3	95,5	100	100
	Wiederbesiedlg	100	100	100	100	n	n	100
Auslassungsfehler (%)	kahl natürlich	9,1	0	11,1	0	16,7	33,3	0
	kahl (Nutzung)	36,4	80	55,6	100	50	28,6	30
	kahl insges.*	0	7,7	0	66,7	4,5	0	0
	Wiederbesiedlg	0	0	0	0	n	n	0
Anwendergenauigkeit (%)	kahl natürlich	76,9	72,7	61,6	100	66,7	66,7	72,7
	kahl (Nutzung)	87,5	100	80	0	83,3	71,4	100
	kahl insges.*	100	100	100	100	100	100	100
	Wiederbesiedlg	100	100	100	100	n	n	100
Zurechnungsfehler (%)	kahl natürlich	23,1	27,3	38,5	0	33,3	33,3	37,5
	kahl (Nutzung)	12,5	0	20	100	16,7	28,6	0
	kahl insges.*	0	0	0	0	0	0	0
	Wiederbesiedlg	0	0	0	0	n	N	0
Gesamtgenauigkeit mit Kl. 1, 2, 3 einzeln		79,2	81,0	68,4	55,6	68,2	69,2	87,0
Ges.gen. mit Kl. 2 und 1 u. 3 zusammen		100	92,3	100	55,6	95,5	100	100

n: keine Validierungsgebiete vorhanden

*: kahl natürlich und kahl (Nutzung) gemeinsam ohne Berücksichtigung von Formparametern.

Zur Bewertung aller Klassifikationen zusammen wurden insgesamt 131 Validierungsgebiete genutzt, wovon 19 für die Klasse „wiederbesiedelt“ und jeweils 56 für die Klassen „natürlich verkahlt“ und „nutzungsbedingt verkahlt“ standen.

Das Ergebnis der Validierung lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Wiederbesiedelung wurde in allen klassifizierten Datensätzen zuverlässig erkannt. D.h. für alle Gebiete, für die Wiederbesiedelung klassifiziert wurde, konnten die Farmer eine plausible Erklärung liefern.
- Natürliche Verkahlung wurde sehr zuverlässig erkannt (Herstellergenauigkeit über alle Klassifikationen 89,3 %, mindestens bei 66,7 % in Tabelle 10; Anwendergenauigkeit 70,4 % über alle),
- Nutzungsbedingte Verkahlung wurde nur teilweise erkannt (Herstellergenauigkeit zwischen 20 und 71,4 % in Tabelle 10).

Tabelle 11: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikationen von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen aller Change-Datensätze aus Tabelle 10 zusammengefasst.

		Klasse Validierungsgebiet			klassif. insges.	Anw.-gen.-keit (%)	Zurechn.-fehler (%)
		über alle Datensätze	Kl. 1	Kl. 2			
Ergebnis Klassifikation	nicht klassifiziert	1	-	6	7	n	n
	Kl. 1 (verkahlt nat.)	50	-	21	71	70,4	29,6
	Kl. 2 (wiederbes.)	-	19	-	19	100,0	0,0
	Kl. 3 (verkahlt anthr.)	5	-	29	34	85,3	14,7
Val.-gebiete pro Klasse		56	19	56			
Herst.genauigkeit (%)		89,3	100,0	51,8			
Auslassungsfehler (%)		10,7	0,0	48,2			
Gesamtgenauigkeit (%)		74,8					
Val.-Gebiete gesamt		131					

Tabelle 11 zeigt, dass

- viele Flächen, die nicht als „nutzungsbedingt verkahlt“ erkannt wurden (hoher Auslassungsfehler) fälschlicherweise als „natürlich verkahlt“ klassifiziert wurden.
- der Anteil an natürlich verkahlten Flächen, die fälschlich als nutzungsbedingt verkahlt klassifiziert wurden, wesentlich geringer ist als anders herum (Auslassungsfehler 10,7 %).

Testet man die Genauigkeit der Klassifikationen nur hinsichtlich spektraler Abfrageparameter, d.h. Wiederbesiedelung gegen natürliche und nutzungsbedingte Verkahlung zusammen, erhält man für verkahlte Flächen Herstellergenauigkeiten zwischen 92 % und 100 % (nur im Bild 1995-2000 bei 33 %; vgl. Tabelle 10). Das bedeutet, dass die auf spektralen Parametern beruhende Klassifikation zuverlässig ist und erst bei der Trennung der natürlichen und nutzungsbedingten Verkahlung auf Basis des Compactness-Schwellenwertes der nutzungsbedingte Anteil unterschätzt wird. Eine Ausnahme bildet hier das auffallend niedrige Ergebnis des Datensatzes von 1995-2000.

Die Betrachtung der Validierungsergebnisse für die einzelnen Klassifikationen (Tabelle 10) zeigt, dass die Ergebnisse für die Change-Datensätze, auf denen die Klassifikatoren *nicht* entwickelt

wurden, gleich gut oder sogar besser sind als jene des Datensatzes 2000-2003, auf dessen Basis der Klassifikator entwickelt wurde. Für die letzteren standen allerdings nur sehr wenige Validierungsgebiete zur Verfügung, was die Repräsentanz dieses Ergebnisses in Frage stellt.

7.1.3 Anwendung des Klassifikators auf die Untersuchungsgebiete (B) und (C)

Der Klassifikator wurde ohne Veränderung der Parameter zur Überprüfung der räumlichen Übertragbarkeit für das Untersuchungsgebiet (B) auf den Change-Datensatz März 2001 – April 2002 und für das Untersuchungsgebiet (C) auf den Datensatz April 1991 – April 2000 angewendet.

Untersuchungsgebiet (B)

Zur Validierung der Ergebnisse wurden während der Feldkampagne 2005 Landnutzer auf der Farm Gellap Ost und im Kommunalgebiet Nabaos befragt. Diese bestätigten den Gesamteindruck der Klassifikation dahingehend, dass sie keine Veränderungen im Beobachtungszeitraum von 2001 bis 2002 in Erinnerung hatten, die die Klassifikation nicht erfasst hatte. Auch der Trend, dass auf Nabaos eher Prozesse der Verkahlung zu beobachten seien als auf Gellap, wurde bestätigt (vgl. Abbildung 41E und Abbildung 43E). Die veränderten Flächen konnten sie allerdings nicht genau abgrenzen.

Für einen kleinen Bildausschnitt, in dem sich das Biodiversitätsobservatorium des BIOTA-Projektes auf der Farm Nabaos befindet, standen für den Beobachtungszeitraum jedoch Fotos zur Verfügung, die räumlich und zeitlich eindeutig zuzuordnen waren (Abbildung 41). Für die Observatorienteilflächen 9 und 45 standen Fotos vom 20. und 21.4.2001 und vom 30.3.2002 zur Verfügung, d.h. sie entstanden rund einen Monat nach der Aufnahme der Landsat-Szene vom 26.3.2001 und etwa einen Monat vor der Szene vom 24.4.2002.

Nach der Klassifikation (Abbildung 41E) fand im Vergleichszeitraum auf Plot 9 keine Veränderung statt. Der Vergleich der entsprechenden Fotos für 2001 bzw. 2002 (Abbildung 41A und B) bestätigt dieses Ergebnis. Für Plot 45 wurde hingegen eine Verkahlung durch Nutzung detektiert. Die Fotos in Abbildung 41C und D zeigen, dass eine im April 2001 vorhandene, wenn auch vertrocknete Grasschicht aus einjährigen Arten im März 2002 nicht mehr existent ist. Deutliche Abflussrinnen im Foto D zeigen, dass die Vegetation offensichtlich fortgespült wurde. In diesem Fall wurde die spektrale Veränderung (=Vegetationsverlust) korrekt erkannt, die Zuordnung in die Klasse „nutzungsbedingt verkahlt“ ist aber *per definitionem* falsch, da die Veränderung an die Struktur einer Abflussrinne gekoppelt ist, nicht an eine nutzungsbedingte Struktur wie eine (+/- rechteckige) Weidefläche.

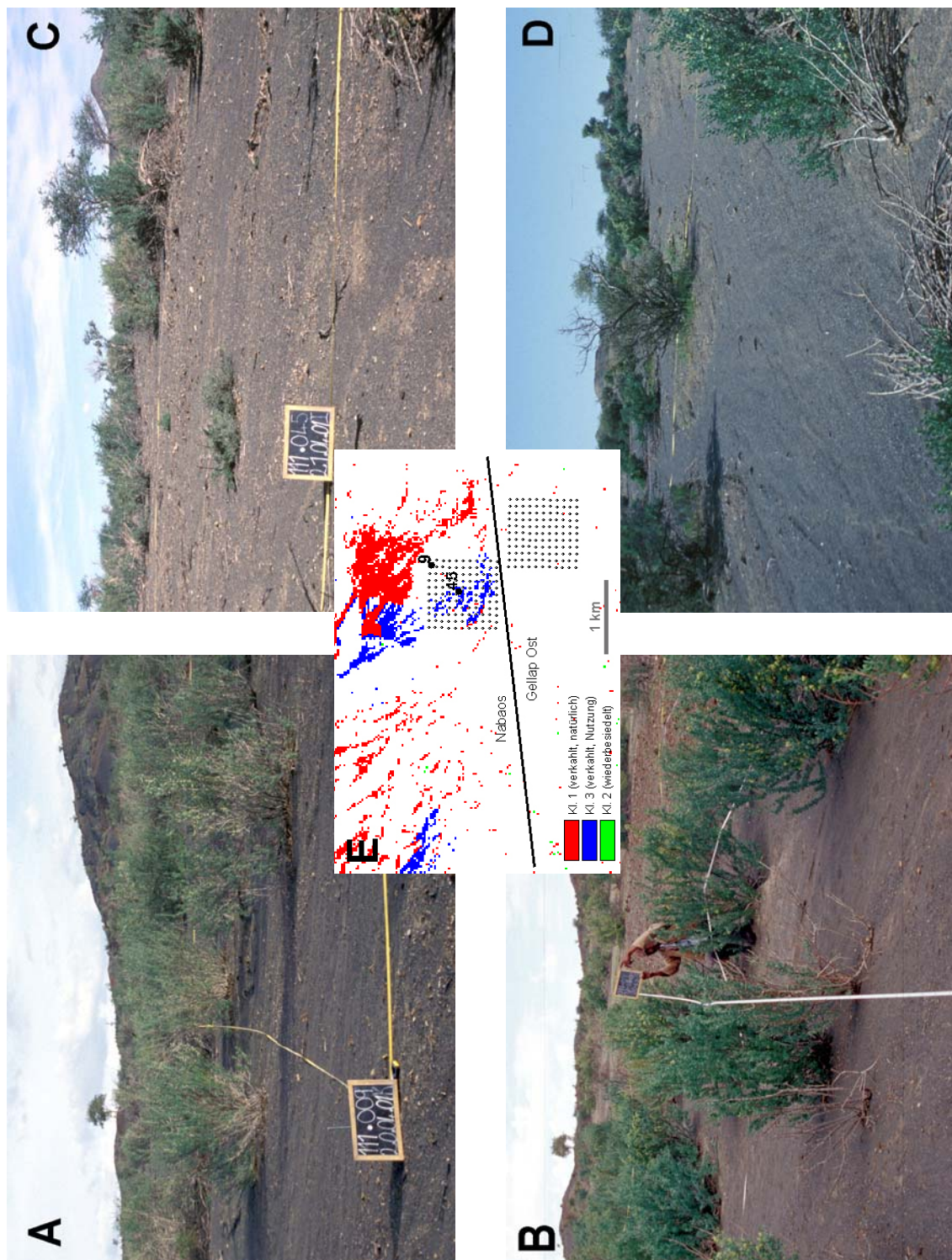


Abbildung 41: Foto-Dokumentation erfolgreicher Veränderungen im Untersuchungsgebiet (B) von 2001 bis 2002. A: BIOTA-Observatorienfläche Nr. 9 im Kommunalgebiet Nabaos am 20.4.2001. B: Dieselbe Fläche am 30.3.2002: Der Zustand von Busch- und (kaum vorhandener) Grasvegetation ist identisch. C: Observatorienfläche 45 in Nabaos am 21.4.2001 mit spärlicher verdorrter Grasschicht. D: Dieselbe Fläche am 30.3.2002: Der Boden ist verkahlt, die Grasschicht durch Oberflächenabfluss erodiert. E: Ausschnitt aus der Klassifikation des Untersuchungsgebietes (B) mit der Lage der 1 km x 1 km großen BIOTA-Observatorien. Die Einzelflächen 9 und 45 im Kommunalgebiet Nabaos sind in E markiert. (alle Fotos: M. Akhtar-Schuster)

Dieses Ergebnis bestätigt die Klassifikationsunschärfe hinsichtlich des eingesetzten Compactness-Schwellenwertes, die bereits bei den Ergebnissen für Untersuchungsgebiet (A) festgestellt wurde. Davon abgesehen bestätigt der Abgleich mit den Fotos das Klassifikationsergebnis auf spektraler Ebene.

Untersuchungsgebiet (C)

Zur Überprüfung der räumlichen Übertragbarkeit auf Gebiete mit Trockenwäldern und Savannen unter humiderem Klima wurde der Klassifikator ohne weitere Modifikationen für den Vergleich der ETM-Szenen von April 1991 und April 2000 in der Kavango-Region angewendet (vgl. Abbildung 35 auf Seite 87 und Abbildung 63 auf Seite 147). Fotos lagen für dieses Gebiet nicht für beide Aufnahmezeitpunkte vor, und die Landnutzer konnten keine Informationen liefern, mit denen eine räumliche Identifikation von Veränderungen möglich war. Da vom selben Zeitraum auch keine anderen unabhängigen Datensätze zur Validierung vorlagen, die einen hinreichend großen Bildausschnitt abdeckten, wurde die Plausibilität des Klassifikationsergebnisses mit den räumlich höher aufgelösten panchromatischen Landsat-Daten von 2000 überprüft. Dieser Ansatz wurde z.B. auch von CREWS-MEYER et al. (2004) genutzt.

Dazu wurden 256 zufallsgenerierte, gleichmäßig über die Veränderungsklassen verteilte Testpunkte erzeugt. Ihnen wurden anhand des Vergleichs des panchromatischen Kanals mit der multispektralen Szene von 1991 (Landsat 5 verfügt über keinen panchromatischen Kanal) die entsprechenden Veränderungsklassen zugewiesen und damit das Klassifikationsergebnis überprüft. Die resultierende Fehlermatrix mit den berechneten Genauigkeits-Schätzparametern ist in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: Fehlermatrix mit Parametern für die Abschätzung der Genauigkeit der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen im Untersuchungsgebiet (C) zwischen 1991 und 2000.

		Klasse Validierungspunkt				klassifiziert insges.	Anw.-gen- keit (%)	Zurechn.- fehler (%)
		1991-2000	Kl. 0	Kl. 1	Kl. 2			
Ergebnis Klassifik.	Kl. 0 (unverändert)	102	1	1	1	105	97,1	2,9
	Kl. 1 (verkahlt nat.)	19	10	-	21	50	20,0	80,0
	Kl. 2 (wiederbes.)	12	-	38	-	50	76,0	24,0
	Kl. 3 (verkahlt anthr.)	8	4	-	39	51	76,5	23,5
Punkte pro Klasse		141	15	39	61			
Herst.genauigkeit (%)		72,3	66,7	97,4	63,9			
Auslassungsfehler (%)		27,7	33,3	2,6	36,1			
Gesamtgenauigkeit (%)		73,8						
Val.-Gebiete gesamt		256						

Als Ergebnis lassen sich daraus folgende Aussagen ableiten.

- Wie auch bei den Validierungsergebnissen für das Untersuchungsgebiet (A) wurde im Untersuchungsgebiet (C) die Klasse „wiederbesiedelt“ am zuverlässigsten erkannt (Herstellergenauigkeit 97,4 %).

- Verkahlte Flächen wurden mit Herstellergenauigkeiten von 66,7 % bzw. 63,9 % relativ gut erkannt.
- Dabei liegt die Herstellergenauigkeit für natürliche Verkahlung niedriger als im Gebiet (A), für nutzungsbedingte Verkahlung hingegen höher.
- Auch hier wurden nutzungsbedingt verkahlte Flächen fälschlich als „natürlich verkahlt“ klassifiziert, was wiederum auf die Unterschätzung von nutzungsbedingter Verkahlung auf Grund des gewählten Compactness-Parameters hindeutet.
- Die mittlere Gesamtgenauigkeit von 73,8 % ist gegenüber 74,8 % nur geringfügig niedriger als für Gebiet (A).

7.1.4 Diskussion der Klassifikationsergebnisse

In den Validierungsergebnissen fallen zunächst die hohen Herstellergenauigkeiten für die Klassifikation natürlich verkahlter und wiederbesiedelter Flächen in den Gebieten (A) und (C) auf (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 12). Für Gebiet (A) werden Werte zwischen 89,3 und 100% erreicht. Diese Ergebnisse werden sicher durch die Subjektivität der Aussagen der Farmer beeinflusst, auf denen die Validierung beruht. Die Genauigkeitsabschätzung für Gebiet (C) auf Basis der panchromatischen Landsat-Kanäle ist als ähnlich subjektiv zu bewerten, da der Vergleich dieser Kanäle keine wirklich unabhängige Datenreferenz darstellt.

Des Weiteren ist die Repräsentanz der wenigen zur Verfügung stehenden Validierungsgebiete eingeschränkt. CONGALTON (1991) schlägt für die Validierung von Klassifikationen pro Klasse in einer „rule of thumb“ mindestens 50 Testflächen pro Klasse vor. In dieser Arbeit standen für Untersuchungsgebiet (A) aber nur 19 Flächen zur Verfügung, weil „Wiederbesiedelung“ dort nur selten klassifiziert wurde. Bei der zufallsverteilten Generierung von Testpunkten für Gebiet (C) lagen ebenfalls nur 39 Punkte für „Wiederbesiedelung“ vor. Dies schränkt die Aussagekraft der Genauigkeitsabschätzung für diese Klassen ein.

Die Größe des Auslassungsfehlers für Gebiet (A), d.h. der Anteil an Flächen, die fälschlich unklassifiziert blieben, ist zusätzlich in Frage zu stellen, da während der Feldkampagne zur Validierung gezielt Farmen angefahren wurden, die auf den Klassifikationen auffällige Veränderungsmuster aufwiesen. Inwieweit nicht klassifizierte Gebiet tatsächlich unverändert waren, ist daher schwer abzuschätzen.

Der Einfluss von Fehlern bei der geometrischen Koregistrierung der Landsat-Szenen aller Untersuchungsgebiete auf die Genauigkeit der Klassifikationsergebnisse ist insgesamt als gering einzuschätzen. Ein Indikator für die relative Lagegenauigkeit der Eingangsdaten ist das Maß der Erfassung von Straßennetzen durch den hier verwendeten Klassifikator. Bei einer geometrischen Abweichung der verglichenen Landsat-Szenen in der Größenordnung von mehreren Pixeln würden in den Change-Detection-Verfahren z.B. Schotterstraßen des ersten Zeitschnittes mit angrenzender Straßenböschung oder Savanne im zweiten Zeitschnitt verglichen. Dies würde zu linienhaften parallelen Strukturen von Verkahlung und Wiederbesiedelung in den Klassifikationsergebnissen führen. Solche Effekte sind in allen Ergebnissen aber kaum nachweisbar. Nur bei den

Vergleichen der 1984er-Szene des Untersuchungsgebietes (A) mit den Szenen von 2000, 2002 und 2003 wurden vermehrt Straßen vom Klassifikator erfasst. Nach einem visuellen Vergleich der Szenen basiert dies aber auf dem massiven Ausbau der Infrastruktur in der Zwischenzeit, also der realen Veränderung des Straßennetzes.

Bei der Bewertung des Ergebnisses für Gebiet (B) anhand der Fotos ist die zeitliche Differenz von rund einem Monat zwischen den Aufnahmezeitpunkten von Fotos und verwendeten Landsat-Szenen zu berücksichtigen. Inwieweit die Vegetation in diesem Zeitraum durch Nutzung oder Niederschlagsereignisse verändert wurde, geht aus den Fotos nicht hervor (vgl. hierzu Kapitel 8).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit wurden mit denen einiger anderer Change-Detection-Arbeiten verglichen. Der Wechsel von Vegetation zu offenem Boden und *vice versa* wird durchgehend zuverlässig erkannt. Beispielsweise hat FUNG (1990) verschiedene Change-Detection-Methoden (Differencing, PCA, Tasseled Cap Transformation) an einem Landsat-TM Ausschnitt von Waterloo, Kanada getestet. Die größten Genauigkeiten lieferte dabei das Differencing für Veränderungsklassen, bei denen der Wechsel Vegetation – offener Boden eine Rolle spielte. Auch hier werden Herstellergenauigkeiten von bis zu 100% erzielt. Ähnliche Ergebnisse erzielen COPPIN & BAUER (1996) für Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsklassen. LYON et al. (1998) erzielen bei ihrer Untersuchung zur Detektion von Vegetationsveränderung in Mexiko mit Landsat MSS-Daten ebenfalls die höchsten Genauigkeiten für Veränderungsklassen, die mit einem Wechsel Vegetation zu offenem Boden korreliert sind. ROGAN et al. (2002) vergleichen anhand von Landsat-TM-Daten für ein Gebiet in Süd-Kalifornien verschiedene Change-Detection-Techniken. Sie verwendeten dabei ähnliche Veränderungsklassen und erreichen für Verkahlung durch Feuer, Abholzung und Insektenbefall ebenfalls Herstellergenauigkeiten von bis zu 92 %. Die Ergebnisse dieser Arbeiten bestätigen daher die in dieser Arbeit erzielten Genauigkeiten, trotz der eingeschränkten Validierungsmöglichkeiten.

Der allgemein guten Trennbarkeit der Veränderungen steht die unbefriedigende Trennbarkeit der natürlichen und nutzungsbedingten Verkahlung in allen drei Untersuchungsgebieten gegenüber. Der Anteil an nutzungsbedingt verkahlten Flächen wurde in den Gebieten (A) und (C) deutlich unterschätzt, wofür der gewählte Schwellenwert für die Compactness-Daten verantwortlich ist. Tests haben gezeigt, dass eine Erhöhung des Schwellenwertes zwar zur besseren Erfassung der anthropogen veränderten Flächen führt, allerdings auch zu einem erhöhten Auslassungsfehler der natürlich verkahlten Flächen, die nun fälschlich als nutzungsbedingt verkahlt klassifiziert werden. Eine Verbesserung des Klassifizierungsergebnisses für nutzungsbedingte Verkahlung wäre also mit einer Verschlechterung der Ergebnisse für natürliche Verkahlung verbunden.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die als „nutzungsbedingt verkahlt“ klassifizierten Flächen mit hoher Wahrscheinlichkeit tatsächlich verkahlt sind. Allerdings werden nicht alle nutzungsbedingt verkahlten Flächen erkannt. Unter Berücksichtigung dieser Unschärfe zwischen diesen Klassen wurde Vegetationsverlust und Wiederbesiedelung zuverlässig erkannt.

Die hohen Klassifikationsgenauigkeiten für die verglichenen Zeitschnitte im Untersuchungsgebiet (A) und auch im Gebiet (C) bestätigen die zeitliche und räumliche Übertragbarkeit des entwickelten Klassifikators. Auch die Foto-Auswertung im Gebiet (B) bekräftigt dies. Damit stehen die Ergebnisse dieser Arbeit z.B. den Erfahrungen von WOODCOCK et al. (2001) gegenüber, die ihren für die Rocky Mountains entwickelten Change-Detection-Ansatz nicht erfolgreich auf ein anderes Untersuchungsgebiet in den Cascades Montains übertragen konnten.

7.2 Veränderungstyp 2: moderate Veränderungen der Vegetationsdichte

7.2.1 Umsetzung der Klassifikation

An dieser Stelle wird die Entwicklung eines Klassifikator zur Detektion „moderater“ Veränderungen der Vegetationsdichte dargestellt, die im Gegensatz zur Verkahlung und Wiederbesiedelung als Start- oder Endpunkt nicht den kahlen Boden haben. Von Interesse sind hier in erster Linie Prozesse der Buschsterbe, der Verbuschung oder auch selektive Entbuschungsmaßnahmen, die zu einer „etwas dichteren“ oder „etwas offeneren“ Vegetationsdecke führen.

Solche Prozesse sind spektral durch eine Veränderung der Strahlungsabsorption durch die Photosynthesepigmente der Vegetation gekennzeichnet. Eine flächenhafte Abnahme der Photosyntheseleistung z.B. durch kranke Individuen, Dürre oder langsames Absterben führt zu einem erhöhten Reflexionsgrad im VISrot-Spektralbereich (vgl. Kapitel 5.1.1). Zudem führt eine Schädigung der Zellstrukturen des Schwammparenchyms zur Reduktion der Reflexion im NIR-Bereich (ELSTNER 1996). Durch den herabgesetzten Wassergehalt im Pflanzengewebe (bei Dürre oder weniger frischer Blattmasse pro Fläche) steigt im SWIR-Bereich die Reflexion (vgl. Abbildung 27 auf Seite 61). Die Veränderung des Reflexionsgrades im VISroten und im SWIR ist dabei betragsmäßig größer als im NIR (vgl. Abbildung 38 auf Seite 92).

In den Differenzdaten ist eine Abnahme der Vegetationsdichte daher durch einen dachförmigen Kurvenverlauf im Bereich der Kanäle Diff3 zu Diff4 zu Diff5 gekennzeichnet (Abbildung 38). Diesen Kurvenverlauf im Differencingsignal konnten auch PRICE et al. (1992) für Flächen beobachten, die in Utah (USA) von einem Buschsterben betroffen waren. Für Prozesse mit einer Verdichtung der Vegetationsmasse gilt der gegenteilige Schluss, d.h. die Differencingsignatur im Bereich Diff3 zu Diff4 zu Diff5 ist V-förmig.

Abbildung 38 verdeutlicht, dass bei analogem Kurvenverlauf die relevanten Veränderungssignaturen über einen gewissen Wertebereich streuen. Zur Klassifikation dieser Veränderungen wurden daher keine absoluten Schwellenwerte gesetzt, sondern durch die Bildung der Quotienten Diff3/Diff4 und Diff4/Diff5 das relative Verhältnis der Kanäle zueinander betrachtet. Bei Prozessen der Vegetationszunahme ist die Ratio $\text{Diff3/Diff4} < 1$ und die Ratio $\text{Diff4/Diff5} > 1$, entsprechend dem V-förmigen Kurvenverlauf in diesem Spektralbereich. Für Flächen mit Vegetationsrückgang gilt das umgekehrte Verhältnis $\text{Diff3/Diff4} > 1$ und $\text{Diff4/Diff5} < 1$, entsprechend dem dachförmigen Kurvenverlauf. Eine Übersicht der verwendeten Klassifikationsparameter bietet Tabelle 13.

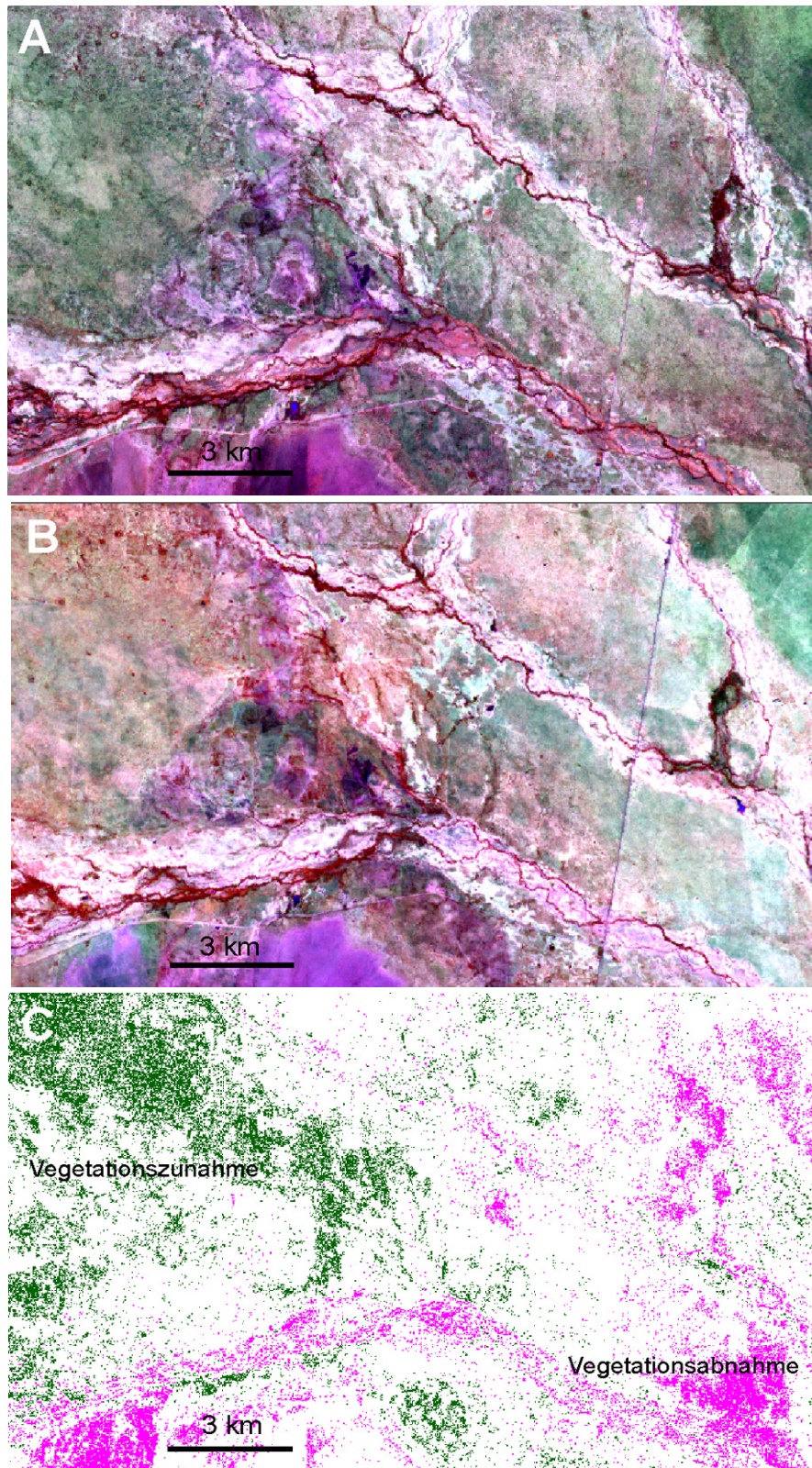


Abbildung 42: Klassifikationsergebnis für Vegetationszunahme und -abnahme nördlich der Omatako-Berge im Vergleich der Landsat-Szenen von Juni 1984 und April 2003. A: Ausschnitt der ETM-Szene von 1984 in der Kanalkombination RGB 4-5-3. Vitale dichte Vegetation erscheint hier rot, trockene, dürre Vegetation hingegen graugrün. B: derselbe Ausschnitt 2003 (RGB 4-5-3), C: Klassifikationsergebnis. Grün: Vegetationszunahme, pink: Vegetationsabnahme, weiß: nicht klassifiziert.

Tabelle 13: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von Veränderungen, die mit moderater Vegetationszunahme oder -abnahme verbunden sind. Die einzelnen Grenzwerte wurden anhand der verwendeten Trainingssignaturen ermittelt.

Veränderung	Bedingungen
Vegetation dichter	1. $0,92 < \text{Diff3}/\text{Diff4} < 1$ und 2. $\text{Diff4}/\text{Diff5} > 1,05$
Vegetation offener	1. $\text{Diff3}/\text{Diff4} > 1,1$ und 2. $0,85 < \text{Diff4}/\text{Diff5} < 0,95$

Die Klassifikation wurde auf die Differencing-Datensätze der Jahre 1984-2003, 1984-90, 1990-95, 1995-2000, 2000-02, 2000-03 und 2002-03 angewendet, entsprechend den Datensätzen 1 bis 6 und 8 aus Tabelle 8 auf Seite 88. Die Datensätze der modifizierten sPCA wurden zur Klassifikation nicht herangezogen, weil die auf dem Differencing basierenden Ergebnisse hinreichend waren. In Abbildung 42 ist für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes nördlich der Omatako-Berge das Klassifikationsergebnis für den Vergleich der Jahre 1984 und 2003 dargestellt. Die Besprechung der Veränderung in dieser Region erfolgt in Kapitel 8.1.

7.2.2 Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)

Wie die Klassifikationsergebnisse für Verkahlung und Wiederbesiedelung wurden auch die Ergebnisse für die moderaten Vegetationsveränderungen in erster Linie mit den Farmer-Referenzen der Feldkampagne 2004 validiert. Auch hier kamen wegen der geringen Datenmenge pro verglichenem Zeitraum und zum Test der zeitlichen Übertragbarkeit des Klassifikators alle Klassifikationsergebnisse für das Untersuchungsgebiet (A) zum Einsatz. Die Ergebnisse für die einzelnen Klassifikationen sind in Tabelle 14 zusammengestellt. In Tabelle 15 sind die Fehlermatrix und die daraus berechneten Parameter zur Genauigkeitsabschätzung zusammenfassend über alle betrachteten Zeiträume dargestellt. Insgesamt standen zur Bewertung 170 Validierungsgebiete zur Verfügung, 65 davon für Vegetationszunahme und 105 für Vegetationsrückgang.

Die Betrachtung der Einzelergebnisse für die Klassifikationen (Tabelle 14) zeigt keine signifikanten Unterschiede in den Genauigkeitsschätzparametern zwischen dem Datensatz 2000-2003 und den übrigen Datensätzen. Die auf dem Datensatz 2000-2003 erzeugten Klassifikatoren lassen sich folglich auf andere Zeitschnitte übertragen.

Aus Tabelle 15 lassen sich folgende Ergebnisse ableiten.

- Für fast alle Flächen, für die Vegetationszunahme klassifiziert wurde, haben die Farmer eine Erklärung (Herstellergenauigkeit von 93,8 % über alle verglichenen Zeiträume).
- Es wurde nur selten für Flächen Vegetationszunahme klassifiziert, die im Gelände nicht nachvollziehbar waren (Zurechnungsfehler von 10,3 %).
- Nur selten wurden bestätigte Vegetationszunahme nicht klassifiziert (Auslassungsfehler 6,2 %).
- Die Herstellergenauigkeit für Flächen mit Vegetationsrückgang ist mit 81,9 % zwar hoch, aber generell geringer als für Vegetationszunahme. D.h. ein Teil der Flächen, für den die

Farmer z.B. ein Buschsterben in Erinnerung hatten, wurden nicht erfasst (deutlicher Auslassungsfehler von 18,1 %).

- Mit einer mittleren Gesamtgenauigkeit von 86,5 % hat der Klassifikator Prozesse der Vegetationszu- und abnahme grundsätzlich sicher erkannt.

Tabelle 14: Validierungsergebnisse für die einzelnen Klassifikationen von Vegetationsschwankungen im Untersuchungsgebiet (A).

		Betrachteter Veränderungszeitraum						
		1984-2003	1984-1990	1990-1995	1995-2000	2000-2002	2000-2003	2002-2003
Anzahl der Validierungs-Gebiete pro Klasse	Vegetationszunahme	10	13	4	10	9	7	12
	Vegetationsabnahme	21	11	18	17	12	8	15
Herstellergenauigkeit (%)	Zunahme	100	100	100	100	100	100	66,7
	Abnahme	71,4	63,6	100	82,4	85,7	88,9	80
Auslassungsfehler (%)	Zunahme	0	0	0	0	0	0	33,3
	Abnahme	28,6	36,4	0	17,6	14,3	11,1	20
Anwendergenauigkeit (%)	Zunahme	83,3	86,7	100	100	100	87,5	80
	Abnahme	100	100	100	100	100	100	92,3
Zurechnungsfehler (%)	Zunahme	16,7	13,3	0	0	0	12,5	20
	Abnahme	0	0	0	0	0	0	7,7
Gesamtgenauigkeit (%)		80,7	83,3	100	88,9	91,3	93,8	74,1

Tabelle 15: Zusammenfassende Fehlermatrix der in Tabelle 14 einzeln dargestellten Ergebnisse mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation von moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte aller Change-Datensätze im Untersuchungsgebiet (A).

		Klasse Val.-gebiet		klassifiziert insges.	Anw.-gen.-keit (%)	Zurechn.-fehler (%)
		Kl. 4	Kl. 5			
Ergebnis Klass.	über alle Datensätze					
	nicht klassifiziert	3	12	15	n	n
	Kl. 4 (Veg. dichter)	61	7	68	89,7	10,3
	Kl. 5 (Veg. offener)	1	86	87	98,9	1,1
	Val.-gebiete pro Klasse	65	105			
	Herst.genauigkeit (%)	93,8	81,9			
	Auslassungsfehler (%)	6,2	18,1			
Gesamtgenauigkeit (%)		86,5				
Val.-Gebiete gesamt		170				

Zur genaueren Abschätzung, ob die hier detektierten Veränderungen tatsächlich – wie postuliert – überwiegend die Gehölzschicht betreffen, wurden Luftbilder von 1978/79 und 1997 herangezogen, die für einen etwa 50 km x 40 km großen Teilbereich des Arbeitsgebietes vorlagen (vgl. Abbildung

29 auf Seite 69). In diesen räumlich hochaufgelösten Daten sind Buschstrukturen gut zu erkennen. Daher wurden mit ihnen die Klassifikationsergebnisse der Zeiträume 1984-95 und 1984-2000 überprüft, die dem zeitlichen Intervall der Luftbilder am ehesten entsprechen.

Dazu wurden zunächst Ausschnitte der Klassifikationen erzeugt, die der Abdeckung der Luftbilder entsprachen. Für diese Teilfläche wurden für die beiden Veränderungsklassen stratifiziert zufallsverteilte Punkte generiert. Anhand dieser Punkte wurde auf den Luftbildern untersucht, ob sichtbare Veränderungen der Buschstrukturen vom Klassifikator korrekt erkannt wurden oder nicht. Die Ergebnisse für beide Klassifikationen sind in Tabelle 16 und Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 16: Fehlermatrix für die Prüfung des Klassifikationsergebnisses für moderate Veränderungen auf einen Zusammenhang mit Buschstrukturen hin für den Zeitraum 1984-95 im Untersuchungsgebiet (A).

		Luftbildeindruck			klassif. insges.	Anw.-gen.-keit (%)	Zurechn.-fehler (%)
		1984-1995	Busch dichter	Busch offener			
klassifiziert	Kl. 4 (Veg. dichter)	6	6	13	25	24,0	76,0
	Kl. 5 (Veg. offener)	2	16	9	27	59,3	40,7
Val.-gebiete pro Klasse		8	22	22			
Herst.-genauigkeit (%)		75,0	72,7	n			
Auslassungsfehler (%)		25,0	27,3	n			
Gesamtgenauigkeit (%)		42,3					
Val.-Gebiete gesamt		52					

Tabelle 17: Fehlermatrix für die Prüfung des Klassifikationsergebnisses für moderate Veränderungen auf einen Zusammenhang mit Buschstrukturen hin für den Zeitraum 1984-2000 im Untersuchungsgebiet (A).

		Luftbildeindruck			klassif. insges.	Anw.-gen.-keit (%)	Zurechn.-fehler (%)
		1984-2000	Busch dichter	Busch offener			
klassifiziert	Kl. 4 (Veg. dichter)	6	3	6	15	40,0	60,0
	Kl. 5 (Veg. offener)	-	13	13	26	50,0	50,0
Val.-gebiete pro Klasse		6	16	19			
Herst.-genauigkeit (%)		100,0	81,3	n			
Auslassungsfehler (%)		0,0	18,8	n			
Gesamtgenauigkeit (%)		46,3					
Val.-Gebiete gesamt		41					

Das Ergebnis lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Entwicklungstrends der (Busch-)Vegetation wurden überwiegend richtig klassifiziert (Herstellergenauigkeit in beiden Datensätzen mindestens 72,7 %).
- Aber nur in etwa der Hälfte der betrachteten Flächen ließ sich ein Zusammenhang zwischen Veränderungen der Gehölzschicht und den detektierten Schwankungen der Vegetationsdichte feststellen (Anwendergenauigkeit maximal 59,3 %).
- D.h. dass mindestens 40,7% (Zurechnungsfehler) der klassifizierten Pixel falsch sind.
- Der Zusammenhang zwischen Buschanteil und Vegetationsrückgang ist mit 50 bzw. 59,3 % größer als bei der Vegetationszunahme mit einer Anwendergenauigkeit von 24 % bzw. 40 %.

- Die Ergebnisse für den Change-Datensatz von 1984-2000 sind generell etwas besser als für 1984-1995.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Veränderungen der Vegetationsdichte und der Buschdichte konnte folglich nicht festgestellt werden, überwiegend dürften hier phänologische Vegetationsschwankungen ursächlich sein (vgl. Kapitel 8.1.1).

7.2.3 Anwendung des Klassifikators auf die Untersuchungsgebiete (B) und (C)

Der Klassifikator zur Detektion moderater Schwankungen der Vegetationsdichte wurde unverändert für das Untersuchungsgebiet (B) auf den Change-Datensatz März 2001 – April 2002 und für das Untersuchungsgebiet (C) auf den Datensatz April 1991 – April 2000 angewendet.

Untersuchungsgebiet (B)

Die Gespräche mit den Landnutzern im Untersuchungsgebiet (B) brachten, wie auch für die Verkahlungsprozesse, keinerlei Information, die zur räumlichen Validierung der Klassifikationsergebnisse hätten genutzt werden können. Die Zuverlässigkeit der Klassifikation der moderaten Veränderungen wurde daher anhand von Fotos bewertet, die im Rahmen des BIOTA-Projektes zum Aufnahmezeitpunkt der Satellitendaten gemacht wurden (vgl. Abbildung 43). Diese Fotos stammen von den Teilflächen 46 und 92 des Observatoriums auf der Farm Gellap Ost (Abbildung 43E) und wurden vom botanischen Teilprojekt zur Verfügung gestellt. Sie sind auf den 18. bzw. 19.4.2001 und den 30.3.2002 datiert. Zwischen den Aufnahmezeitpunkten der Fotos und der Landsat-Szenen vom 26.3.2001 bzw. 24.4.2002 liegt somit etwa ein Monat.

Beide Teilflächen liegen in Bereichen, für die „Vegetationszunahme“ klassifiziert wurde (Abbildung 43E). Auf Plot 46 ist 2001 eine (lückige) Vegetationsdecke vorhanden, die überwiegend aus den Horsten von ausdauernden Gräsern und vereinzelt Zwergsträuchern besteht (Abbildung 43A). Im Jahr 2002 ist die Vegetationsdecke durch annuelle Kräuter und Gräser dichter, die auf dem vormals kahlen Boden zwischen den Grasbulten aufgekommen sind (Abbildung 43B). Auf Plot 92 ist die Verdichtung der Vegetation hauptsächlich auf das Aufkommen von annuellen Gräsern zwischen den Ausdauernden und eine höhere Vitalität der gesamten Vegetation zurückzuführen (Abbildung 43C und D). Die Fotos bestätigen also das Klassifikationsergebnis.

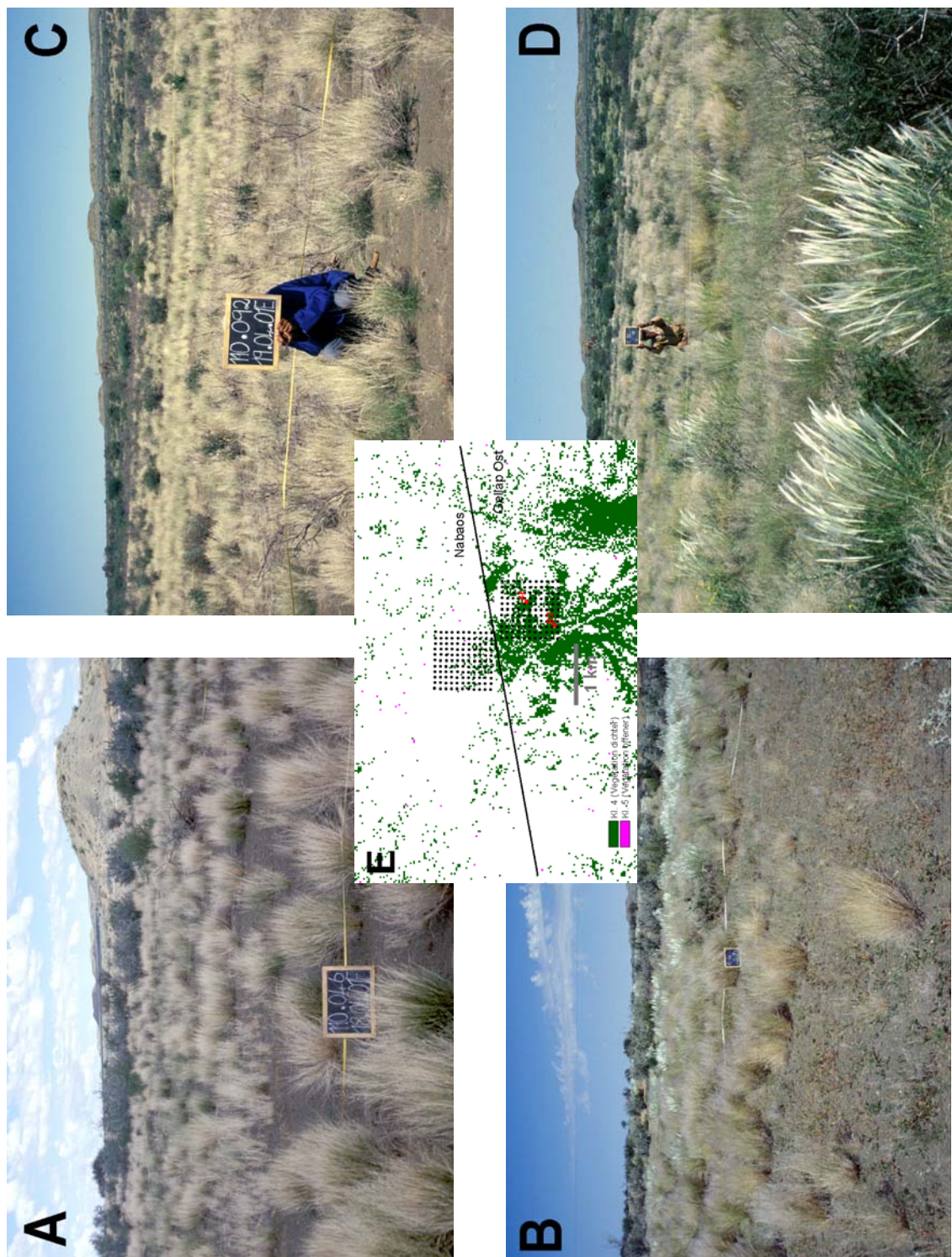


Abbildung 43: Foto-Dokumentation erfolgreicher Veränderungen im Untersuchungsgebiet (B) von 2001 bis 2002.

A: BIOTA-Observatorienfläche Nr. 46 auf der Farm Gellap Ost am 18.4.2001.

B: Dieselbe Fläche am 7.4.2002: Zwischen den Bulten der ausdauernden Gräser ist eine Schicht einjähriger Gräser und Kräuter aufgekommen.

C: Observatorienfläche 92 auf Gellap Ost am 19.4.2001 mit spärlicher verdorrter Grasschicht.

D: Dieselbe Fläche am 7.4.2002: Die vormals trockenen Gräser und Büsche haben frisch ausgetrieben, dazwischen einjährige Gräser.

E: Ausschnitt aus der Klassifikation des Untersuchungsgebietes (B) mit der Lage der 1 km x 1 km großen BIOTA-Observatorien. Die Einzelflächen 46 und 92 auf Gellap Ost sind markiert. (alle Fotos: M. Akhtar-Schuster)

Untersuchungsgebiet (C)

Zur Validierung des Klassifikationsergebnisses im Untersuchungsgebiet (C) konnten keinerlei Informationen auf Interviews, historischen Fotos oder Kartenmaterial genutzt werden. Das sozioökonomische BIOTA-Teilprojekt S11 konnte jedoch für einen Bereich außerhalb des Observatoriums, für den „Vegetationszunahme“ detektiert wurde (vgl. Abbildung 44), Fotos zur Verfügung stellen. Diese Bilder aus dem Jahr 2003 zeigen die Landschaft im Bereich der breitblättrigen Baumsavanne (*Pterocarpus angolensis-Guibourtia coleosperma*-Woodlands, vgl. Abbildung 23).

In Abbildung 44D ist der entsprechende Ausschnitt des Klassifikationsergebnisses für das Untersuchungsgebiet (C) dargestellt, in dem die Aufnahmeorte der Fotos der Abbildungen A, B und C markiert sind. Für die Punkte B und C wurde für den Zeitraum 1991-2000 Vegetationszuwachs detektiert. Die Fotos zeigen, dass an diesen Stellen eine Anzahl von jungen Büschen bzw. Bäumen aufgekommen ist, die zum ersten Landsat-Aufnahmezeitpunkt 1991 noch nicht existent waren bzw. sehr viel kleiner waren, wie B. Strohbach, botanisches BIOTA-Teilprojekt, bestätigt (mündlich).

Am Aufnahmepunkt A wurde keine Vegetationszunahme detektiert, weil der bestehende Baumwuchs älter ist und zu beiden Vergleichszeitpunkten existent war. Die Fotos bestätigen somit das Klassifikationsergebnis an diesen Punkten im Untersuchungsgebiet (C).

7.2.4 Diskussion des Klassifikationsmodells

Die hohe Gesamtgenauigkeit von 86,5% über alle Klassifikationen in der Validierung mit den Aussagen der Farmer im Untersuchungsgebiet (A) zeigt, dass der Klassifikator moderate Prozesse der Vegetationszu- und abnahme insgesamt gesehen gut erkennt. Die bereits im Kapitel 7.1.4 für die Klassifikation von Verkahlung und Wiederbesiedelung diskutierten Unsicherheiten, die durch die Validierung mit Farmerinterviews entstehen, sind allerdings auch bei der Validierung dieses Klassifikators zu berücksichtigen.

ROGAN et al. (2002) stellen fest, dass die Zuverlässigkeit der Klassifikation in spektral homogenen Veränderungsklassen höher ist als in spektral inhomogenen, wie bei verschiedenen Schwankungsintensitäten, die hier klassifiziert wurden. Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen dies, da die Gesamtgenauigkeiten 74,1 – 93,8% (Ausnahme: 1990-95 mit 100%) durchgängig niedriger liegen als für den Klassifikator für Verkahlung und Wiederbesiedelung mit mindestens 92,3 % (dort mit Ausnahme des Datensatzes 1995-2000 mit 55,6%, vgl. Tabelle 10 und Tabelle 14).

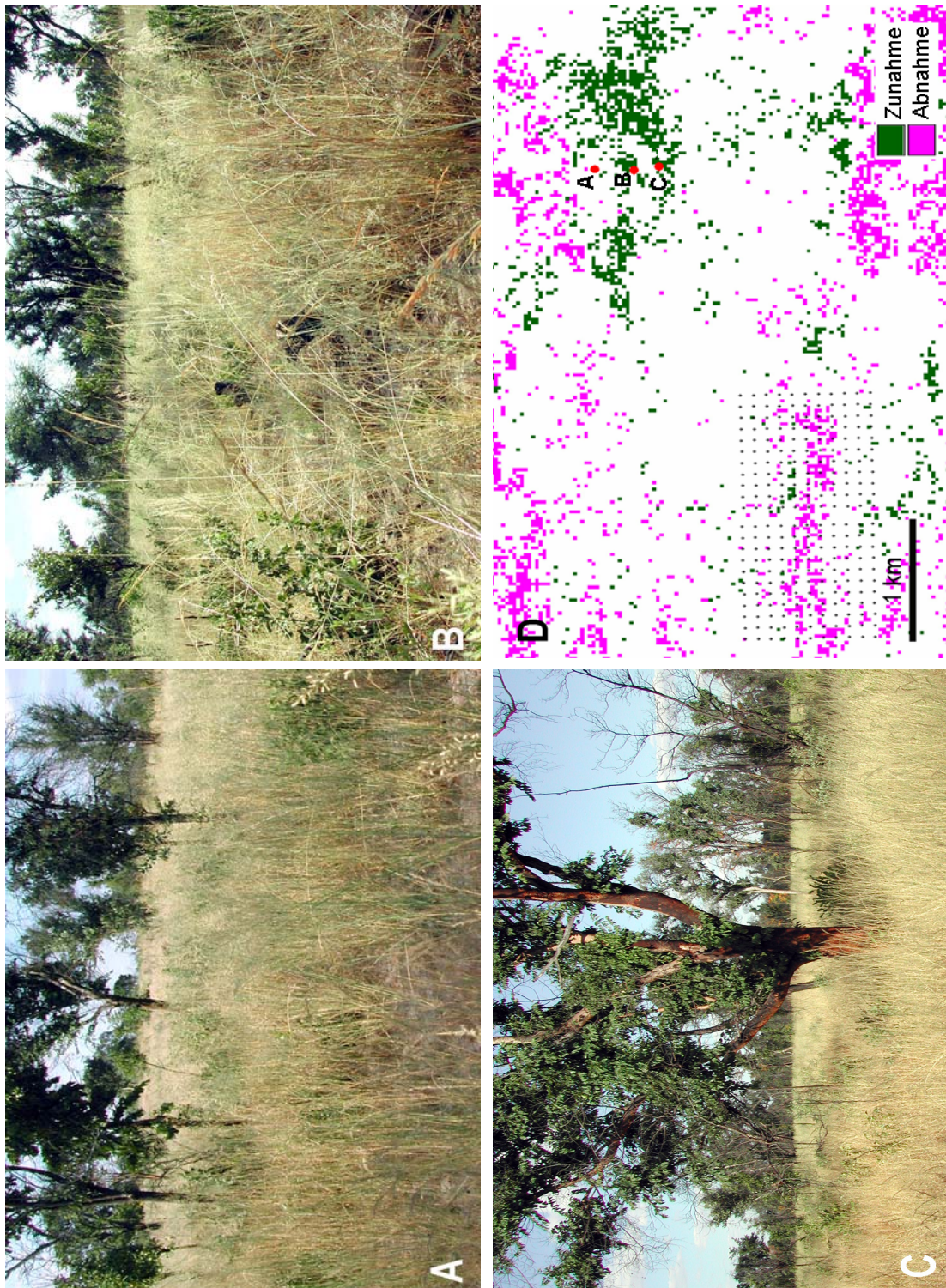


Abbildung 44: Foto-Dokumentation des Vegetationszustandes im Untersuchungsgebiet (C) im Jahr 2003. Die Fotos A, B, C dokumentieren die Vegetation am 24.4.2003 an den markierten Punkten in Abbildung D, in der die Klassifikation von Vegetationszunahme und -abnahme von April 1991 zu April 2000 mit der Lage der BIOTA-Observatorien dargestellt ist.

A: Die Gehölzschicht wird überwiegend von Bäumen mittleren Alters aufgebaut.

B: Zwischen dem Gras sind junge Büsche zu erkennen, die zum Aufnahmezeitpunkt 1991 – falls bereits vorhanden – sehr klein gewesen waren.

C: Die Altersstruktur der Bäume ist gemischt. Es sind viele junge Bäume zu erkennen, die jünger als 10 Jahre sind. Der an den Punkten B und C klassifizierte Vegetationszuwachs wird demnach durch Busch- bzw. Baumjungwuchs verursacht.

(alle Fotos: U. Schneiderat, BIOTA-Teilprojekt S11)

Die Annahme, dass die Veränderung nur auf *Buschzuwachs* oder -abnahme zurück zu führen ist, konnte nach Auswertung der Luftbilder im Untersuchungsgebiet (A) nicht bestätigt werden. Bei der Validierung mit den zwei Luftbildserien ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Vergleichszeiträume von Landsat und Luftbildern nicht identisch sind. Dass im Luftbildvergleich sichtbare Veränderungen vom Klassifikator nicht erkannt bzw. zuviel klassifiziert wurden, kann deshalb auch darauf zurückgeführt werden, dass die Veränderungen nicht im Landsat-Vergleichszeitraum stattgefunden haben. Das insgesamt bessere Validierungsergebnis für den Zeitraum 1984-2000 gibt einen Hinweis darauf, dass die Veränderungen der Landschaft erst nach 1995 stattgefunden haben könnten.

Ein weiterer Gesichtspunkt ist, dass Validierungsflächen, für die die Farmer z.B. ein Buschsterben in Erinnerung hatten, u.U. nicht immer mit einem Vegetationsrückgang verbunden waren. Abbildung 38 auf Seite 92 gibt darauf einen Hinweis, weil dort ein Teil der Signaturen für „Buschsterbe“ im Bereich der Kanäle Diff3 bis Diff5 einen V-förmigen Kurvenverlauf hat, was *per definitionem* auf Vegetationszuwachs hindeutet. An diesen Stellen kann die Buschsterbe zu einem Zuwachs der Gras- und Krautschicht geführt haben, der den Rückgang in der Buschschicht übersteigt, der aber vom Farmer nicht wahrgenommen wurde. Eine Nutzung solcher Gebiete zur Validierung von Vegetationsrückgang führt zwangsläufig zu einem falschen Ergebnis.

Eine mögliche Fehlerquelle für das schlechtere Klassifikationsergebnis des Datensatzes 1984-1995 liegt in der Atmosphärenkorrektur der Eingangsdaten. Bei der Anwendung des Programms ATCOR wurde in allen Szenen auf Boden- und Wasserflächen als Referenzflächen für helle und dunkle Oberflächen zurückgegriffen, die als unveränderlich, d.h. als pseudo-invariante Features (PIFs) gelten konnten. Es ist denkbar, dass die gewählten Flächen in einer der beiden Szenen dennoch keine reinen, sondern Mischsignaturen enthielten. Die dadurch entstehende spektrale Abweichung einzelner Kanäle kann sich auf das Klassifikationsergebnis auswirken (vgl. auch Du et al. 2002). Der hier entwickelte Klassifikator zur Detektion von moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte reagiert sensibler auf spektrale Abweichungen der Eingangsszenen als der Klassifikator für Verkahlung und Wiederbesiedelung (und auch jener für frische Brandflächen, s.u.), weil jene Veränderungen erheblich größere spektrale Veränderungen hervorrufen. Die dort gesetzten Schwellenwerte sind daher robuster als der Klassifikator für moderate Veränderungen, bei dem für das Verhältnis der Spektralkanäle zueinander ein relativ schmaler Spielraum zugelassen wurde.

Eine weitere Fehlerquelle, die zu spektralen Ungenauigkeiten bei der Atmosphärenkorrektur führen kann, ist die unterschiedliche Herkunft der verwendeten Landsat-Daten. Hier ist vor allem die Landsat-Szene von April 1995 in Frage zu stellen, weil diese als einzige von einem anderen Anbieter bezogen wurde als die übrigen Szenen (CSIR-SAC gegenüber USGS) und deshalb eine abweichende Präprozessierung der Szene durch den Vertreiber gegenüber den übrigen Datensätzen nicht ausgeschlossen werden kann. Allein dies führt bei ansonsten identisch gewählten Kalibrierungsparametern zu spektralen Abweichungen bei der ATCOR-Anwendung.

Fehler, die durch eine ungenaue geometrische Korrektur der Szenen hervorgerufen wurden, erscheinen hingegen eher unwahrscheinlich. Diese wären vor allem entlang von linearen Landschaftselementen wie Straßen bereits in den Ergebnissen der Klassifikation von Verkahlung und Wiederbesiedelung (s.o.) deutlich geworden.

Die Validierungsergebnisse aller Zeitschnitte von Untersuchungsgebiet (A) zeigen, dass der Klassifikator Entwicklungstrends der Vegetationsdichte überwiegend richtig erkennt und auch bei der Übertragung auf andere Zeitschnitte gute Ergebnisse liefert. Die Übertragbarkeit des Klassifikators auf die Untersuchungsgebiete (B) und (C) konnte anhand der Überprüfung mit den Fotos ebenfalls bestätigt werden.

7.3 Veränderungstyp 3: Veränderung durch Feuer

7.3.1 Umsetzung der Klassifikation

Ansatz A: rezente Brandflächen.

Da Feuer in den Savannen Namibias, vor allem in den breitlaubigen Savanntentypen, ein wesentlicher Veränderungsfaktor ist, sollte im Rahmen dieser Arbeit versucht werden, die betroffenen Flächen auf der Basis von Landsat-Daten zu identifizieren.

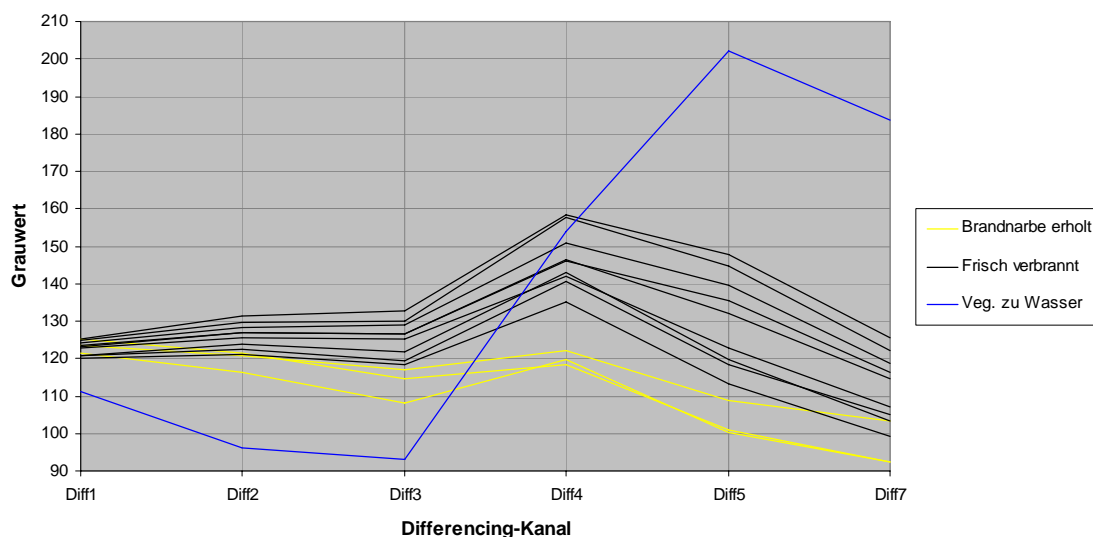


Abbildung 45: Übersicht über charakteristische Differencing-Signaturen der Referenzflächen für Veränderungen durch Feuereinwirkung.

Dargestellt ist neben den Veränderungen zu frischen Brandflächen und erholten Brandnarben die Signatur eines Tümpelufers mit Vegetation, das im zweiten Datensatz überflutet ist (Veg. zu Wasser).

Die Veränderung vom Vegetationssignal zum Brandsignal hat im Differencing-Ergebnis eine charakteristische Signatur (Abbildung 45). Zur Klassifikation dieser Flächen wurden die Kanäle Diff4, Diff5 und Diff7 herangezogen. Der Rückgang der Reflexionsgrade in den Spektralkanälen 4 und 5 (vgl. auch Abbildung 27 auf Seite 61) äußert sich in den Differenzen in Werten > 127 . Im Diff5 liegen die Werte jedoch unterhalb der Werte für Veränderungen von Vegetation zu Wasser. Die erhöhte Reflexion im Spektralkanal 7 führt zu Werten im Diff7, die kleiner als 127 sind. Resultierend ist das Verhältnis der Werte von Diff5 zu Diff7 deutlich größer als 1. In Tabelle 18 sind die verwendeten Klassifikationsparameter zusammengestellt.

Tabelle 18: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von frischen Brandflächen.

Veränderung	Bedingungen
Frische rußgeschwärzte Brandflächen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Diff4 > 125 und 2. Diff5 > 110 und Diff5 < 200 und 3. Diff5/Diff7 $> 1,05$

In Abbildung 46 ist an einem Ausschnitt der Landsat-Szene 178/75 die Veränderung der Savanne durch Feuer im Untersuchungsgebiet (A) dargestellt. Abbildung 46A zeigt einen Landschaftsausschnitt vor Feuereinwirkung, in Abbildung 46B ist dieselbe Fläche wenige Tage nach einem Brand zu sehen. Frisch verbrannte rußige Flächen sind in der gewählten Kanalkombination RGB 4-5-3 gut erkennbar, weil ihr Reflexionsgrad in den Landsat-Kanälen 1 bis 5 deutlich geringer ist als der von Vegetation. Im Bereich des SWIR-Kanals 7 reflektieren Brandflächen hingegen stärker als Vegetation.

Dieser Klassifikator wurde nur über das die Differenzdaten des Vergleichs von Mai 2000 zu September 2000 angewendet, da die Landsat-Szene von September 2000 die einzige für diese Arbeit vorliegende Vollszene mit frischen Brandflächen ist. Ein Ausschnitt des resultierenden Ergebnisbildes für den selben Landschaftsausschnitt wie in Abbildung 46 ist in Abbildung 47 dargestellt. Rote Flächen wurden als „verbrannt“ detektiert. Zur Verdeutlichung wurden auch die für die Erzeugung der Brandmasken digitalisierten Feuergrenzen dargestellt. Das Klassifikationsergebnis für das gesamte Untersuchungsgebiet (A) ist im Anhang D7 dargestellt.

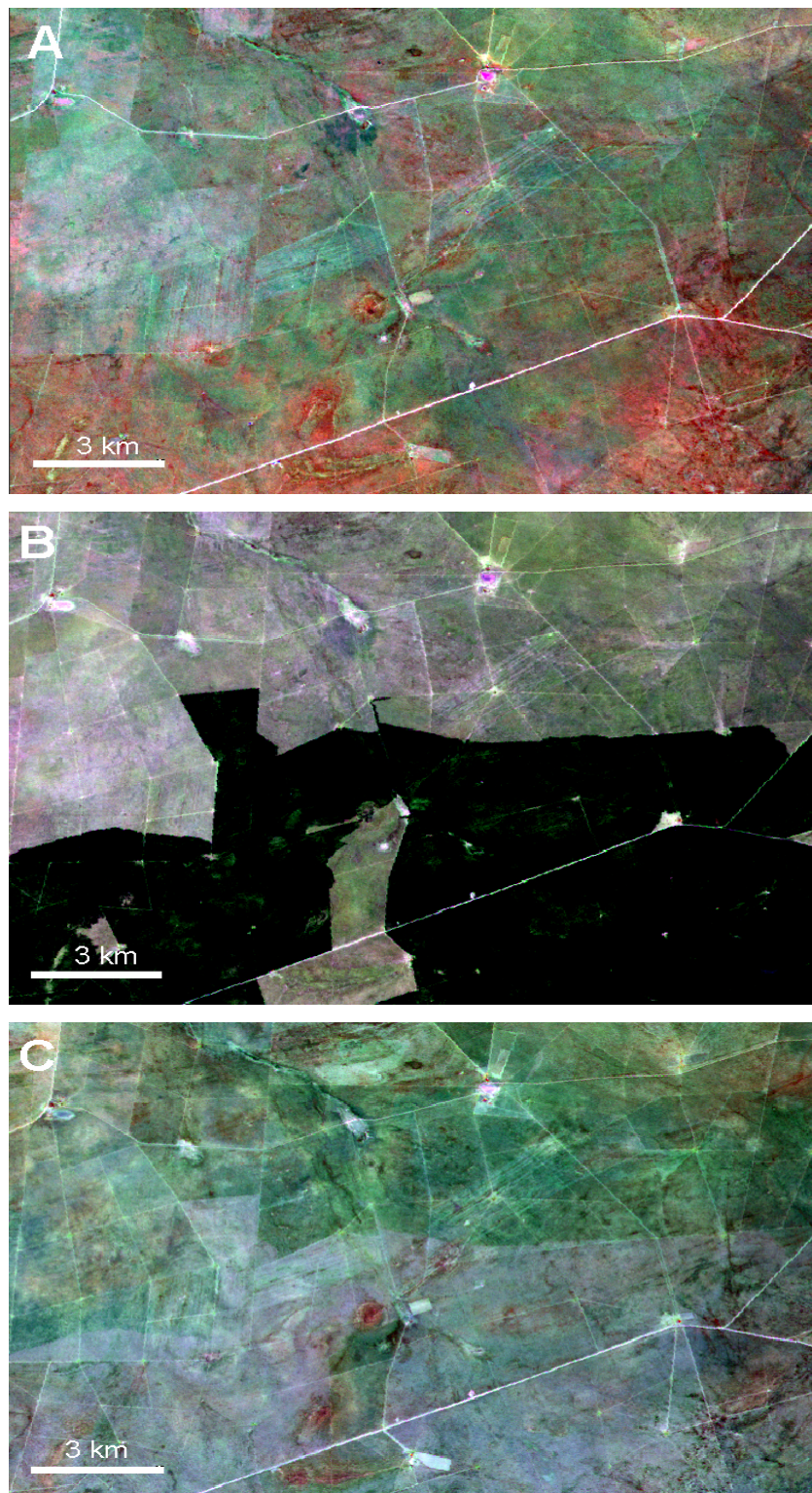


Abbildung 46: Vegetationsveränderung durch Feuer im Untersuchungsgebiet (A). A: Ausschnitt aus der Landsat-Szene 178/75 in der Kanalbelegung RGB 4-5-3 vor dem Feuer (Mai 2000). B: Dieselbe Fläche mit frischen Brandstellen wenige Tage nach dem Feuer (September 2000). C: Dieselbe Fläche im Februar 2002, auf der die Brandschäden von 2000 immer noch sichtbar sind. Hell gestreifte Flächen: per Flugzeug chemisch entbuscht.



Abbildung 47: Klassifikationsergebnis frischer Brandflächen im Untersuchungsgebiet (A). Dargestellt ist derselbe Landschaftsausschnitt der September-Szene wie in Abbildung 46B. Rote Flächen: von Mai 2000 zu September 2000 als „verbrannt“ klassifiziert. Gelbe Linien: von der September-Vollszene abdigitalisierte Brandflächen zur Darstellung der tatsächlichen Brandflächen.

Ansatz B: alte Brandflächen.

Nach großflächigen Bränden in der Savanne ist der Schaden an der Vegetation oft noch über mehrere Jahre sichtbar, weil die Erholung der Flächen in Abhängigkeit von kleinräumigen Standortbedingungen u.U. nur langsam erfolgt. In den Landsat-Daten sind die betroffenen Stellen am höheren Reflexionsgrad und der kompakten, mehr oder weniger rechteckigen Form der Flächen im Gegensatz zum Vor-Brandbild zu erkennen (vgl. Abbildung 46C).

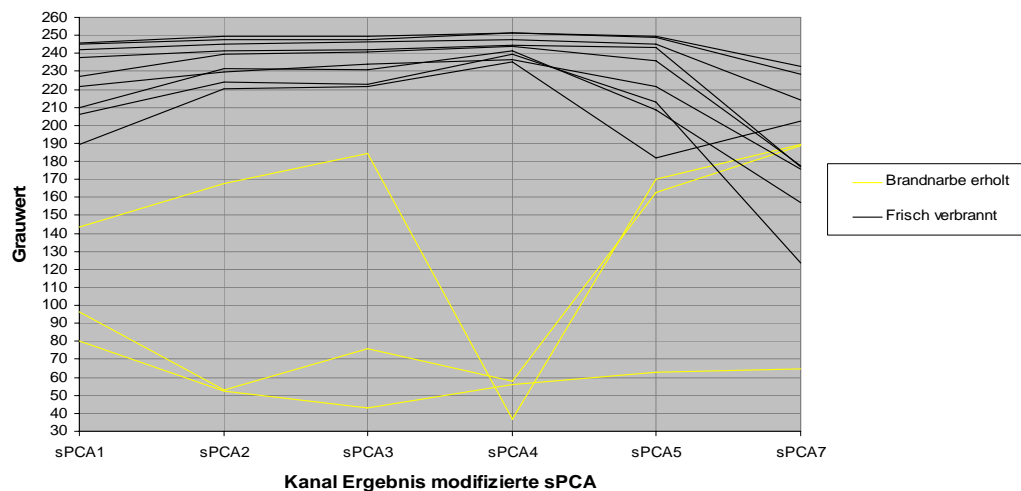


Abbildung 48: Signaturen für Veränderungen durch Feuereinwirkung in der modifizierten sPCA von denselben Referenzflächen wie in Abbildung 45. Die Veränderungswahrscheinlichkeiten für alte Brandstellen sind geringer als für frische Brandflächen, was durch niedrigere Werte zum Ausdruck kommt.

Zur Extraktion von Veränderungssignaturen für solche „erholten“ Brandflächen wurden für das Untersuchungsgebiet (A) die Change-Datensätze Mai 2000 – Februar 2002 und Mai 2000 – April 2003 genutzt, da sich nur auf den Szenen von 2002 und 2003 mehrere Monate alte Brandflächen nachweisen lassen. Entgegen der recht deutlichen Differencing-Signatur der Flächen in Abbildung 45 ließen sich alte Brandflächen allein anhand dieser Daten nicht sicher klassifizieren. Es wurden daher die Signaturen der modifizierten sPCA (Abbildung 48) und die Compactnesswerte hinzugezogen. Einen Überblick über die Klassifizierungsparameter gibt Tabelle 19.

Tabelle 19: Übersicht der Parameter zur Klassifikation von ehemaligen Brandflächen.

Veränderung	Bedingungen
Ehemalige Brandflächen	<ol style="list-style-type: none"> 1. sPCA3 < 200 und 2. Diff3 > 107 und Diff3 < 115 und 3. Diff7 < 100 und 4. Compactness > 0,03

Zur Klassifikation wurde die Veränderung im VISrotkanal (Diff3 und sPCA3) genutzt. Die erhöhte Reflexion der Brandnarben in diesem Kanal ist auf einen zunehmenden Einfluss des Bodensignals auf diesen Flächen mit dezimierter Vegetationsdecke zurückzuführen. Der erhöhte Reflexionsgrad der Brandnarben im SWIR-Kanal 7 ist auf die reduzierte Strahlungsabsorption von (pflanzengebundenem) Wasser in der offeneren Vegetationsdecke zurückzuführen. Dies führt zu einem charakteristischen Veränderungssignal im Differenzkanal Diff7, das zur Klassifikation dieser Veränderungen ebenfalls genutzt wurde. Mit einem Schwellenwert in der Compactness wurde die kompakte Form der veränderten Flächen berücksichtigt. Die verwendeten Grenzwerte wurden aus der Analyse der Trainingssignaturen im Vergleich zu den übrigen Veränderungstypen extrahiert.

Der Klassifikator wurde auf die Change-Datensätze Mai 2000 – Februar 2002 und Mai 2000- April 2003 angewendet. Ein Ausschnitt des Klassifikationsergebnisses für den Vergleich von Mai 2000 zu Februar 2002 bzw. zu April 2003 ist in Abbildung 49A bzw. B dargestellt. Rote Flächen wurden als alte Brandflächen klassifiziert.

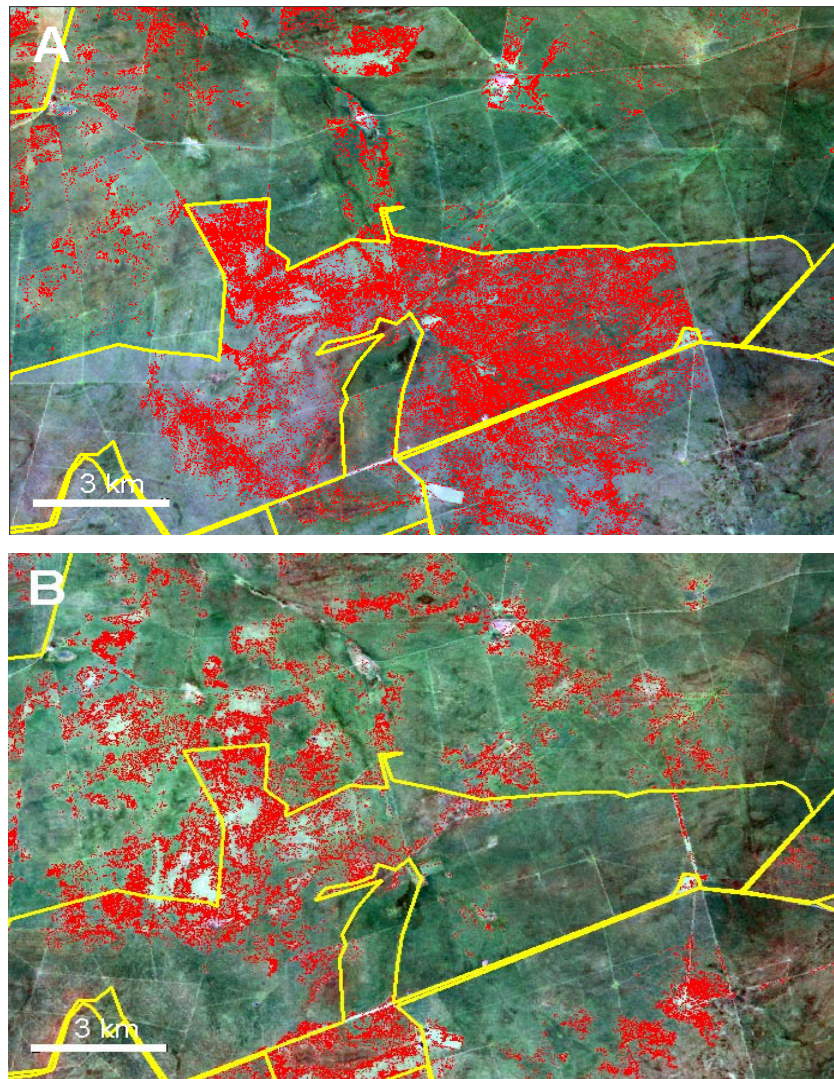


Abbildung 49: Ergebnisse der Klassifikation „alter“ Brandflächen.

Dargestellt ist derselbe Landschaftsausschnitt wie in Abbildung 46. Rote Flächen: als „alte Brandfläche“ klassifiziert. Gelbe Linien: von der September-Szene abdigitalisierte Brandflächen als Referenz. A: Klassifikationsergebnis des Change-Datensatzes von Mai 2000 zu Februar 2002, auf die Landsat-Szene von Februar 2002 geplottet. B: Klassifikation des Datensatzes von Mai 2000 zu April 2003 auf die Landsat-Szene von April 2003 geplottet. In beiden Fällen wurden Brandnarben nur unzureichend erkannt.

7.3.2 Validierung der Klassifikationsergebnisse im Untersuchungsgebiet (A)

Die Validierung der Klassifikationsergebnisse für frische und erholte Brandflächen im Untersuchungsgebiet (A) erfolgte anhand der aus den Landsat-Quicklooks erzeugten Brandmasken der Jahre 2000 bis 2003 (vgl. Kapitel 6.2.4). Dazu wurde getestet, ob im Klassifikationsergebnis die Brandflächen im Vergleich zur entsprechenden Brandmaske des jeweiligen Zeitraums 1. richtig erkannt wurde, 2. nicht erkannt wurde oder 3. fälschlich als Brand klassifiziert wurde. Die Validierungsergebnisse für die Detektion frischer Brandflächen sind als Fehlermatrix mit den entsprechenden Genauigkeits-Schätzparametern in Tabelle 20 zusammengestellt.

Tabelle 20: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation frischer Brandflächen im Datensatz von Mai 2000 zu September 2000 im Untersuchungsgebiet (A).

Mai 2000 - Sept. 2000	Klasse in Brandmaske		klassifiziert insges.	Anw.-gen.- keit (%)	Zurechn.- fehler (%)
	Kl. 0 (unverbrannt)	Kl. 1 (verbrannt)			
Kl. 0	27.470.476	186.985	27.657.461	99,3	0,7
Kl. 1	99.454	1.035.157	1.134.611	91,2	8,8
Pixel pro Klasse	27.569.930	1.222.142			
Herst.-genauigkeit (%)	99,6	84,7			
Auslassungsfehler (%)	0,4	15,3			
Gesamtgenauigkeit (%)	99,0				
Pixel insgesamt	28.792.072				

Aus dem Ergebnis lassen sich folgende Aussagen ableiten:

- Von den ca. 1,2 Mio. Referenzpixeln für „verbrannt“ wurde ca. 1 Mio. auch klassifiziert (84,7 % Herstellergenauigkeit und Nutzergenauigkeit von 91,2 %).
- Es wurden nur wenige Flächen (8,8 % Zurechnungsfehler) fälschlich als verbrannt klassifiziert.
- Rezente Brandflächen wurden sehr zuverlässig klassifiziert (Gesamtgenauigkeit 99 %)

Die Ergebnisse der Validierung der Klassifikation alter Brandflächen im Datensatz von Mai 2000 bis Februar 2002 sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

Tabelle 21: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation alter Brandflächen im Change-Datensatz von Mai 2000 – Februar 2002 im Untersuchungsgebiet (A).

Mai 2000- Feb. 2002	Klasse in Brandmaske		klassifiziert insges.	Anw.-gen.- keit (%)	Zurechn.- fehler (%)
	Kl. 0 (unverbrannt)	Kl. 1 (Brandnarbe)			
Kl. 0	22.978.478	3.080.345	26.058.823	88,2	11,8
Kl. 1	2.083.973	428.473	2.512.446	17,1	82,9
Pixel pro Klasse	25.062.451	3.508.818			
Herst.-genauigkeit (%)	91,7	12,2			
Auslassungsfehler (%)	8,3	87,8			
Gesamtgenauigkeit (%)	81,9				
Pixel insgesamt	28.571.269				

Daraus lässt sich ableiten, dass

- von den rund 3,5 Mio. Referenzpixeln mit der Information „Brandnarbe“ nur 12,2 % (Herstellergenauigkeit) richtig erkannt wurden.
- der größte Teil der als Brandnarbe klassifizierten Pixel falsch ist (Zurechnungsfehler von 82,9 %).
- der Anteil der fälschlich als „Brandnarbe“ klassifizierten Pixel mit einem Auslassungsfehler von 8,3 % gering ist.

Das bedeutet, dass der Anteil an Brandnarben deutlich unterschätzt wurde, auch wenn aufgrund des großen Pixelanteils für nicht verbrannte Flächen die Gesamtgenauigkeit bei 81,9 % liegt.

Das Klassifikationsergebnis für den Vergleich von Mai 2000 mit April 2003 ist in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tabelle 22: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation alter Brandflächen im Change-Datensatz von Mai 2000 – April 2003 im Untersuchungsgebiet (A).

Mai 2000- Apr. 2003	Klasse in Brandmaske		klassifiziert insges.	Anw.-gen.- keit (%)	Zurechn.- fehler (%)
	Kl. 0 (unverbrannt)	Kl. 1 (Brandnarbe)			
Kl. 0	23.397.338	3.424.914	26.822.252	87,2	12,8
Kl. 1	1.720.821	223.784	1.944.605	11,5	88,5
Pixel pro Klasse	25.118.159	3.648.698			
Herst.-genauigkeit (%)	93,1	6,1			
Auslassungsfehler (%)	6,9	93,9			
Gesamtgenauigkeit (%)	82,1				
Pixel insgesamt	28.766.857				

Im Vergleich der Szenen von 2000 und 2003 wurden demnach 93,9 % (=Auslassungsfehler) der Brandnarben nicht erkannt und 88,5 % (=Zurechnungsfehler) aller klassifizierten Pixel waren falsch. Das bedeutet, dass in diesem Vergleichszeitraum alte Brandflächen noch schlechter erkannt wurden als von 2000 zu 2002.

Der Klassifikator hat sich zur Detektion alter Brandnarben demnach nicht bewährt. Auf einen Test der Übertragbarkeit auf andere Gebiete wurde daher verzichtet.

7.3.3 Anwendung des Klassifikators für frische Brandflächen auf das Untersuchungsgebiet (C)

Im Untersuchungsgebiet (B) kommt es aufgrund der geringen Biomasse in der Regel nicht zu ausgeprägten Bränden. Daher lagen keine Landsat-Daten mit Brandflächen vor. Eine Anwendung des Klassifikators auf dieses Gebiet fand daher nicht statt.

Für das Untersuchungsgebiet (C) wurde der Klassifikator für frische Brandflächen unverändert auf den Change-Datensatz von April 2000 – Oktober 2000 angewendet. Die Validierung der Ergebnisse erfolgte anhand des panchromatischen Kanals von Oktober 2000, aus dem zur Erzeugung einer Brandmaske alle Flächen abdigitalisiert wurden, die als Brandfläche erkennbar waren. Das Klassifikationsergebnis ist in Abbildung 50 dargestellt.

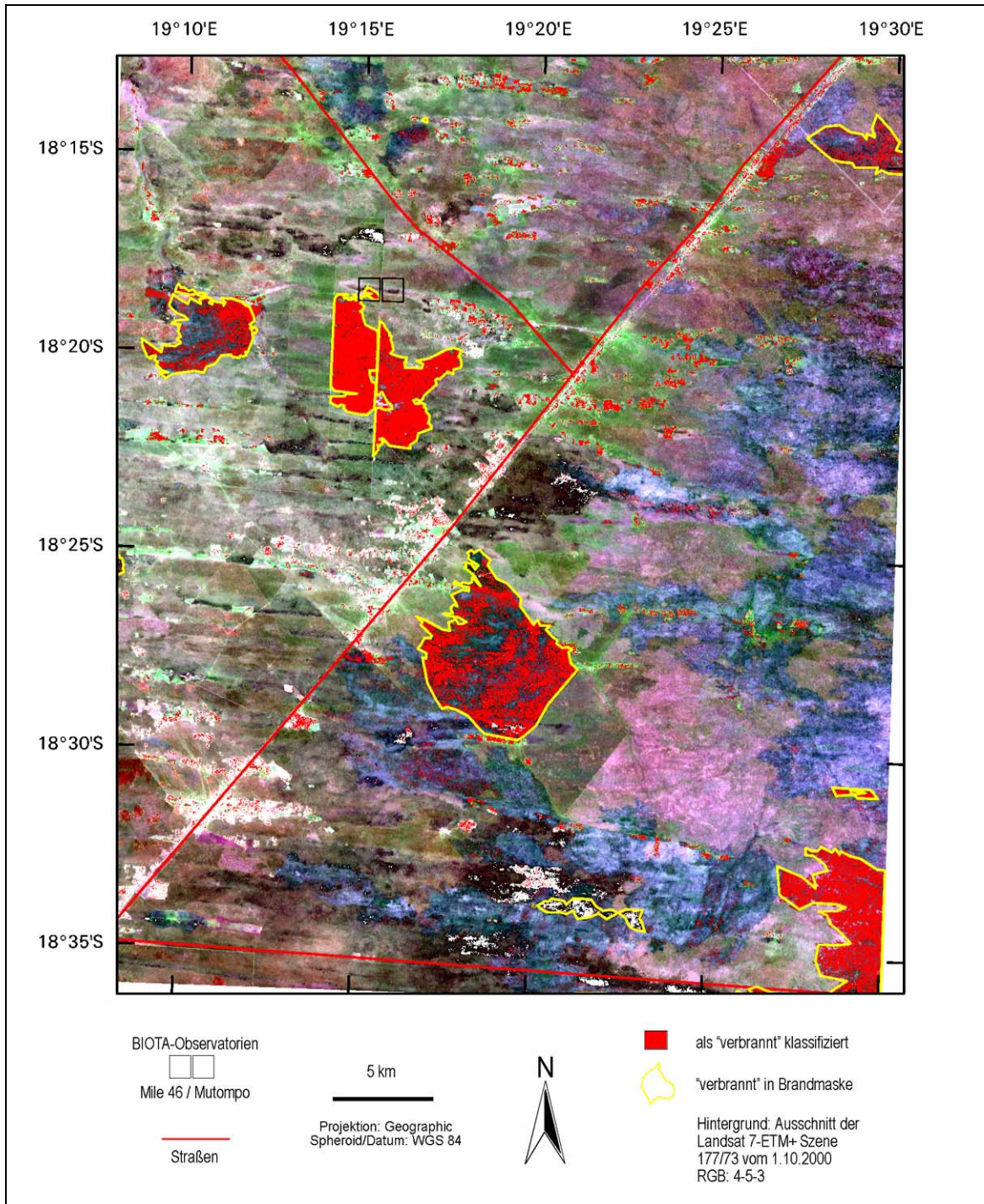


Abbildung 50: Klassifikationsergebnis für rezente Brandflächen im Untersuchungsgebiet (C) im Vergleich der Landsat-Szenen von April 2000 und Oktober 2000. Im Hintergrund ist die Szene von Oktober 2000 dargestellt. Zusätzlich ist die Lage der BIOTA-Observatorien auf der Farm Mile 46 und dem Kommunalgebiet Mutompo angegeben, sowie die Flächen, die laut Brandmaske als verbrannt galten (gelbe Linien).

Die Ergebnisse der Validierung anhand der Brandmaske sind in Tabelle 23 zusammengestellt.

Tabelle 23: Fehlermatrix mit Genauigkeits-Schätzparametern für die Validierung der Klassifikation frischer Brandflächen im Change-Datensatz von April 2000 – Oktober 2000 im Untersuchungsgebiet (C).

April 2000- Okt. 2000	Klasse in Brandmaske		klassifiziert insges.	Anw.-gen.- keit (%)	Zurechn.- fehler (%)
	Kl. 0 (unverbrannt)	Kl. 1 (verbrannt)			
Kl. 0	1.601.488	46.595	1.648.083	97,2	2,8
Kl. 1	37.540	75.458	112.998	66,8	33,2
Pixel pro Klasse	1.639.028	122.053			
Herst.-genauigkeit (%)	97,7	61,8			
Auslassungsfehler (%)	2,3	38,2			
Gesamtgenauigkeit (%)	95,2				
Pixel insgesamt	1.761.081				

Abbildung 50 und Tabelle 23 zeigen, dass im Untersuchungsgebiet (C)

- 61,8 % (Herstellergenauigkeit) aller verbrannten Flächen erkannt wurden.
- der Anteil an fälschlich als „verbrannt“ klassifizierten Pixeln mit einem Zurechnungsfehler von 33,2 % deutlich höher als im Untersuchungsgebiet (A) ist.
- die Gesamtgenauigkeit aufgrund der hohen Anzahl korrekt als „unverbrannt“ erkannter Pixel mit 95,2 % ebenfalls sehr hoch liegt.
- sich der Klassifikator grundsätzlich auf andere Gebiete übertragen lässt.

7.3.4 Diskussion der Klassifikationsmodelle

Der Klassifikator zur Erkennung frischer Brandflächen zeigt in den Untersuchungsgebieten (A) und (C) hohe Klassifikationsgenauigkeiten von 99 % bzw. 95 %. Dieses Ergebnis ist konform mit anderen Arbeiten, wie z.B. jener von ROY et al. (2002), die bei der Detektion von frischen Brandflächen im südlichen Afrika mit MODIS-Daten ebenfalls sehr zuverlässige Ergebnisse erzielt haben. Fehler kamen dort vor allem durch monotemporal auftretende Wolken zustande. Die hohe Genauigkeit beider Ansätze erklärt sich durch die Eindeutigkeit des jeweiligen Veränderungssignals sowohl in den MODIS- als auch in den hier verwendeten Landsat-Daten.

Die im Untersuchungsgebiet (A) ermittelten Zurechnungs- und Auslassungsfehler gehen überwiegend auf Mischpixel und Schatteneffekte in den gebirgigen Gebieten zurück und teilweise auf Digitalisierungsfehler im Randbereich der Brandflächen, wie der Vergleich von Abbildung 46C mit Abbildung 47 verdeutlicht.

Die etwas niedrigere Genauigkeit der Klassifikation im Untersuchungsgebiet (C) ist zudem auf Eigenschaften der Vegetation zurück zu führen. Der deutlich höhere Auslassungsfehler von 38,2 % kann dadurch zustande kommen, dass das Brandsignal im Bereich der Trockenwälder undeutlicher ist als in der offenen Savanne. Auch in diesen Wäldern handelt es sich überwiegend um Grasbrände, von denen die Baumkronen unberührt bleiben. Durch die vitalen Baumkronen wird die

verbrannte Bodenvegetation teilweise verdeckt, was die Klassifikation dieser Veränderungen erschwert.

Wie weitere Tests mit Daten aus Westafrika an Rande dieser Arbeit zeigten, ist der hier entwickelte Klassifikator jedoch grundsätzlich zur Detektion frischer Brandflächen geeignet und auch auf andere Regionen übertragbar.

Die Klassifikation erholter Brandflächen erfolgte nur unzureichend. Gleichzeitig wurden viele Flächen außerhalb der Brandnarben klassifiziert. Dies ist insofern verwunderlich, weil die alten Brandflächen zumindest auf der Landsat-Szene von Februar 2002 (vgl. Abbildung 46C) deutlich hervortreten. Die spektrale Analyse der fälschlich klassifizierten und fälschlich unklassifizierten Flächen in den Landsat-Szenen zeigte, dass sowohl vor dem Brand als auch nach dem Brand eine große Variabilität an verschiedenen Signalen, d.h. Vegetationszuständen herrschte. Nach dem Brand haben sich die verschiedenen Flächen offenbar in Abhängigkeit von standörtlichen Faktoren unterschiedlich entwickelt. Ein einziges spezifisches Veränderungssignal von Nach-Brand-Flächen gibt es daher nicht.

Der hier entwickelte Klassifikator basiert demzufolge offensichtlich auf Veränderungsparametern, die auch – aber nicht nur – in alten Brandflächen vorkommen. Dies erklärt den hohen Zurechnungsfehler. Da der Klassifikator andererseits aber auch nicht das gesamte Spektrum der durch Brand verursachten Veränderungen erfasste, kam es zu einem hohen Auslassungsfehler.

Der Klassifikator ist daher zur Erkennung von Vegetationsveränderungen als Spätfolge von Feuer nicht geeignet. Bessere Ergebnisse könnten möglicherweise mit einem Klassifikator erzielt werden, der in mehreren parallelen Abfragesträngen die verschiedenen Eingangs- und vor allem Ausgangszustände der Vegetation berücksichtigt. WOODCOCK, MACOMBER et al. (2001) haben einen derartigen Klassifizierungsansatz diskutiert, um latente Veränderungen in Waldgebieten erfassen. Allerdings ist zu erwarten, dass die durch Feuer verursachten Veränderungen sich nur sehr schwer von nicht-feuerbedingten Veränderungen trennen lassen, weil dieselben Prozesse von Vegetationsschwächung, -zerstörung oder auch -förderung in Namibia auch ohne Zusammenhang mit Bränden auftreten.

8 Analyse und Interpretation der Ergebnisse

Die Klassifikationsergebnisse für Verkahlung, Wiederbesiedelung und moderate Schwankungen der Vegetationsdichte in den Untersuchungsgebieten wurden nach der Validierung der einzelnen Klassifikatoren zu einer Übersichtskarte pro Zeitraum zusammengefügt. Die Ergebnisse für Vegetationsschwankungen wurden dabei mit den Ergebnissen für Verkahlung und Wiederbesiedelung überlagert. Dadurch ergibt sich ein komplexes Veränderungsbild für die verglichenen Landsat-Zeitschnitte. Im Folgenden werden daher für die einzelnen Untersuchungsgebiete die Ergebnisse beider Klassifikatoren gemeinsam vorgestellt. Diese Übersichtskarten, die zur besseren Orientierung mit einem Farmgrenzen- und Straßennetz versehen wurden, sind im Anhang D bzw. in der Anlage 2 dieser Arbeit beigelegt. Die Karten, die den Farmern im Gebiet zur Validierung der Ergebnisse vorlagen, entsprachen in Größe und Informationsgehalt der Karte in Anlage 2 (vgl. Kapitel 7.1.2).

8.1 Verkahlung, Wiederbesiedelung und moderate Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (A)

8.1.1 Einfluss der Niederschläge auf die Klassifikationsergebnisse

In Anlage 2 ist das Ergebnis der Klassifikation von Verkahlung, Wiederbesiedelung und Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (A) im Vergleich der Landsat-Szenen von Juni 1984 und April 2003 dargestellt. In diesem Klassifikationsergebnis wurden für etwa 16 % der Gesamtfläche Veränderungen detektiert, wovon Flächen mit „Vegetationsrückgang“ mit 9,21 % den größten Anteil haben (vgl. Tabelle 24). Auf etwa 6 % Prozent der Fläche wurde „Vegetationszunahme“ detektiert. Der Anteil von verkahlten oder wiederbesiedelten Flächen liegt jeweils unter einem Prozent.

Tabelle 24: Flächenanteil an detektierten Veränderungen in km² und in Prozent von der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes (A) im Vergleich der Landsat-Zeitschnitte von Juni 1984 und April 2003.

Statistik des Klassifikationsergebnisses 1984 – 2003 in Anlage 2.

Veränderungsklasse	Flächenanteil	
unverändert	%	83,34
	km ²	20.049
verkahlt natürlich	%	0,57
	km ²	137
verkahlt nutzungsbed.	%	0,19
	km ²	44,8
Vegetation offener	%	9,21
	km ²	2.216
wiederbesiedelt	%	0,72
	km ²	172
Vegetation dichter	%	5,97
	km ²	1.437

Aus diesem Ergebnis kann jedoch nicht ohne weiteres abgeleitet werden, dass in dem betrachteten Zeitraum von 19 Jahren 1.437 km² des Gebietes verbuscht sind oder auf 2.216 km² die Buschsterbe die Buschdichte verringert hat, weil die Validierung des Klassifikators für Vegetationszu- und abnahme keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Buschdichte und dem Klassifikationsergebnis gezeigt hat (Kapitel 7.2.2).

Als Ursache für diesen geringen Zusammenhang zwischen der Buschdichte und der klassifizierten Vegetationszu- und abnahme muss die niederschlagsbedingte Phänologie in Betracht gezogen werden. Diese kann aufgrund der großen klimatischen Variabilität im Untersuchungsgebiet (vgl. Kapitel 4.1) trotz jahreszeitlich vergleichbarer Aufnahmezeitpunkte zu verschiedenen Vitalitätszuständen der Vegetation auf den einzelnen Satellitenszenen führen. In vielen Change-Detection-Arbeiten im semiariden Raum wird beschrieben, dass durch phänologische Einflüsse hervorgerufenen Veränderungen (nach LAMBIN 1999 sog. „*land cover modifications*“) die „echten“ Veränderungen (nach LAMBIN „*land cover conversions*“), im Change-Detection-Ergebnis bei weitem übersteigen können. Beispiele hierfür finden sich bei SERNEELS ET AL. (2001) für Untersuchungen in Kenya, ebenso von SCHMIDT & KARNIELI (2000) im semiariden Israel, VIEDMA & MELIÀ (1999) in der mediterranen Macchia bei Valencia, wie auch bei PETERS & EVE (1995) bei Untersuchungen in New Mexico.

Um den Einfluss dieser Variabilität auf die Klassifikationsergebnisse abschätzen zu können, wurden die Niederschlagshistorie und die Vegetationsentwicklung für das Untersuchungsgebiet (A) im Beobachtungszeitraum von 1983/84 bis 2003 anhand von verschiedenen Datenreihen rekonstruiert. Zur Rekonstruktion der Niederschlagsverhältnisse wurden die Datenreihe der CRU (Climate Research Unit) und die für das Untersuchungsgebiet (A) vorliegenden Farmaufzeichnungen herangezogen (vgl. Kapitel 4.1). Für den Zeitraum von der Regenzeit 1983/84 bis 1999/2000 wurden aus den CRU-Daten und für die Zeit von 2000 bis 2003 aus den Farmerdaten jeweils die Monatsmittelwerte über das Gebiet (A) berechnet (Anlage 1). Der Niederschlagsreihe aus Farmaufzeichnungen liegen die Stationsdaten der 16 in Abbildung 51 dargestellten Farmen zu Grunde. Mit diesen Daten wurde die Niederschlagsreihe der CRU fortgesetzt, die im Dezember 2000 endet. Für das Jahr 2000 wurden zum Vergleich beide Datenreihen geplottet. Beide Kurven zeigen im allgemeinen Trend Übereinstimmung. Die Abweichungen der Kurven sind auf die unterschiedlichen Ursprungsdaten zurück zu führen.

Zur Abschätzung der Reaktionszeit der Vegetation auf Niederschlagsereignisse wurden den Regendaten die monatlichen bzw. 16-tägigen NDVI-Daten von NOAA-AVHRR und Terra-MODIS gegenübergestellt (Anlage 1). Auch hier wurden für das Jahr 2000 beide Datenreihen dargestellt. Die generell höher liegenden MODIS-NDVI-Werte sind sensorbedingt (vgl. HUETE et al. 2002 und Kapitel 5.2.2). Beide Reihen zeigen im allgemeinen Trend Übereinstimmung.

Die Darstellung der Niederschlags- und NDVI-Datenreihen zusammen mit dem Aufnahmezeitpunkt der vorliegenden Landsat-Szenen in Anlage 1 ermöglicht eine Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung vor den Landsat-Aufnahmedaten in Monatsintervallen. Der NDVI als Indikator für

Vegetationsaktivität reagiert demnach deutlich, aber leicht zeitverzögert auf Niederschlagsereignisse (vgl. auch PETERS & EVE 1995). Die hohe Variabilität der Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet, ausgedrückt sowohl in schwankenden Monatsmaxima und Saisonsummen, als auch in der *Verteilung* des Regens über die Saison, wird in Anlage 1 ebenfalls deutlich.

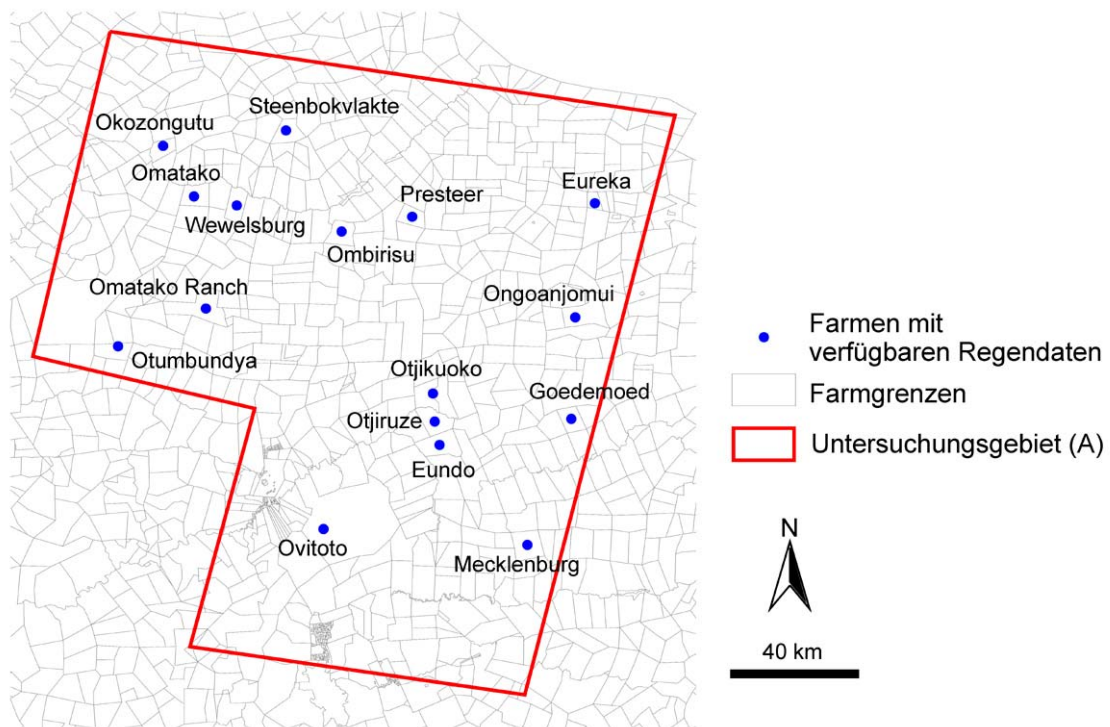


Abbildung 51: Lage der Farmen im Untersuchungsgebiet, von denen Niederschlagsdaten vorlagen. Bei den Daten handelt es sich um unterschiedlich weit zurück reichende Tageswerte oder Monatssummen, die während der Feldkampagnen 2003 und 2004 freundlicherweise von den Farmen für diese Arbeit zur Verfügung gestellt wurden.

Der Vergleich der Regenzeiten der Jahre 1983/84 und 2002/2003 zeigt, dass von Juli 1983 bis zum Aufnahmezeitpunkt der ersten Landsat-Szene im Juni 1984 geringfügig mehr Niederschläge (366 mm in der CRU-Datenreihe) gefallen sind als von Juli 2002 bis zur Aufnahme der Szene im April 2003 (305 mm aus den Farmdaten, wobei die unterschiedlichen Datenquellen als Ursache für mögliche Unterschiede in den Absolutwerten zu berücksichtigen sind). Dem Niederschlagstrend entspricht der Vergleich der NDVI-Werte. Die AVHRR- und MODIS-Daten weisen zwar fast identische Werte auf, allerdings müsste der MODIS-Wert aufgrund der abweichenden Sensordaten für eine absolute Vergleichbarkeit mit dem AVHRR-Wert eigentlich nach unten korrigiert werden.

Die schlechteren Wachstumsbedingungen in der Saison 2002/03 durch weniger Niederschläge gegenüber der Saison 1983/84 korrespondieren demnach mit dem Klassifikationsergebnis für die Jahre 1984 – 2003, in dem überwiegend Vegetationsrückgang detektiert wurde. Das bedeutet, dass ein Großteil der hier detektierten Veränderungen offensichtlich phänologisch, d.h. niederschlagsbedingt ist.

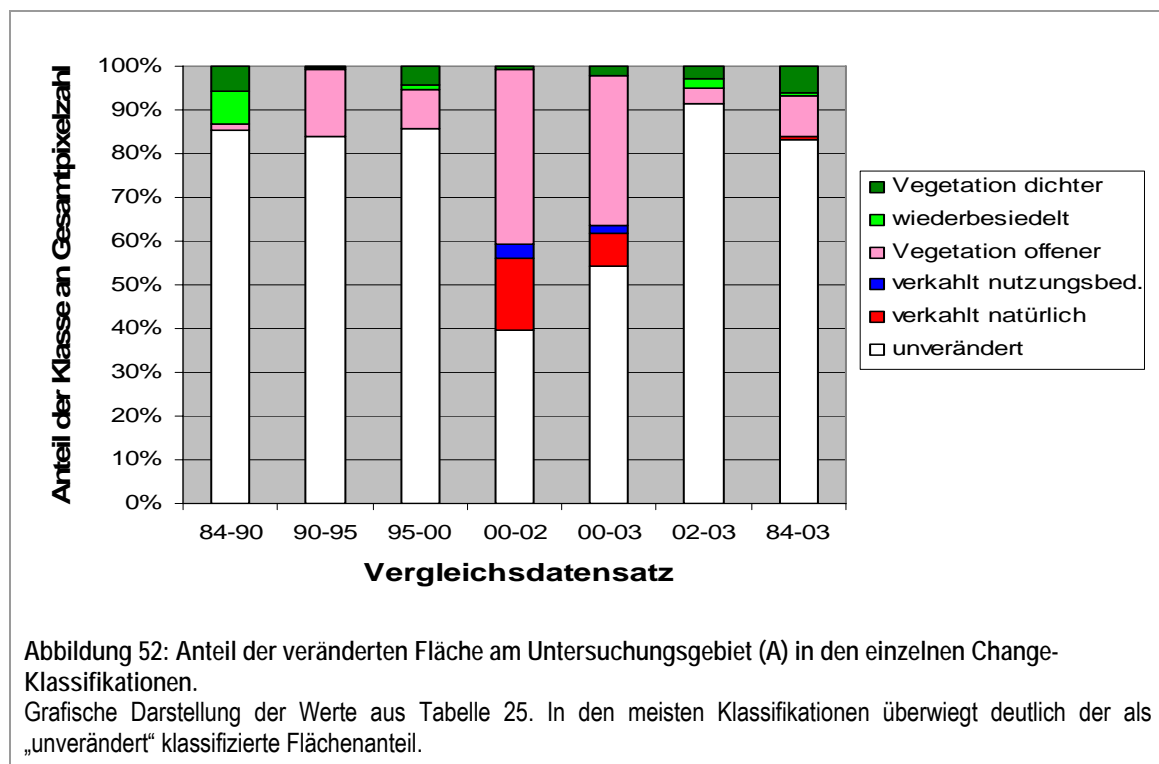
Zur Klärung, ob es sich dabei um eine zufällige Korrelation handelt, wurden auch die übrigen Klassifikationsergebnisse auf Zusammenhänge mit Niederschlagsverteilungen analysiert. Dazu wurden für alle Klassifikationen zunächst die Anteile der veränderten Flächen am Gesamtbild ermittelt (vgl. Tabelle 25 und Abbildung 52).

Tabelle 25: Übersicht über den Anteil der einzelnen Veränderungsklassen in den Klassifikationsergebnissen.

Für jede Klasse ist der Anteil an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes (A) in Prozent und km² angegeben.

Veränderungsklasse		Change-Klassifikation für Zeitschnitte						
		84-90	90-95	95-00	00-02	00-03	02-03	84-03
unverändert	%	85,23	83,88	85,59	39,61	54,45	91,47	83,34
	km ²	20.502	20.179	20.590	9.528	13.098	22.003	20.049
verkahlt natürlich	%	0,01	0,05	0,07	16,61	7,32	0,02	0,57
	km ²	3	13	17	3.996	1.760	5	137
verkahlt nutzungsbed.	%	0,01	0,03	0,02	2,99	1,96	0,01	0,19
	km ²	1,5	6,5	5,8	720,5	471,9	2,8	44,8
Vegetation offener	%	1,68	15,43	8,96	40,07	34,15	3,38	9,21
	km ²	404	3.712	2.156	9.639	8.215	812	2.216
wiederbesiedelt	%	7,36	0,23	0,95	0,02	0,05	2,24	0,72
	km ²	1.771	54	229	6	11	540	172
Vegetation dichter	%	5,72	0,38	4,40	0,70	2,08	2,88	5,97
	km ²	1.376	92	1.058	167	500	694	1.437

In Abbildung 53A wird der Anteil der einzelnen Veränderungsklassen an der veränderten Fläche dargestellt. Diesem Ergebnis ist in Abbildung 53B der näherungsweise NDVI zum Aufnahmezeitpunkt der verwendeten Landsat-Szenen und in Abbildung 53C die näherungsweise kumulative Niederschlagsmenge gegenüber gestellt, die in der Saison bis zum Aufnahmezeitpunkt der Szenen gefallen ist.



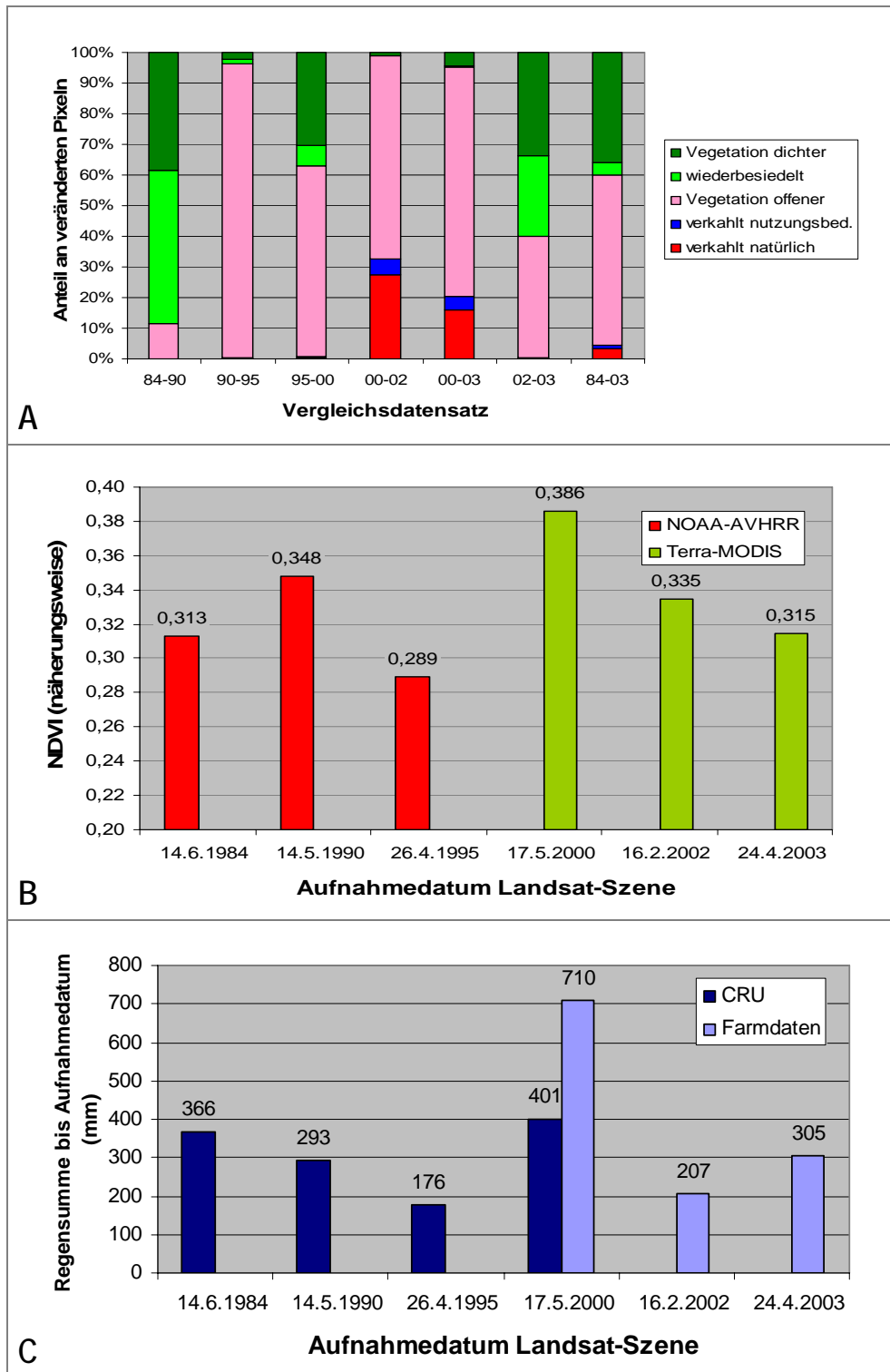


Abbildung 53: (A) Anteil der Veränderungsklassen an der insgesamt veränderten Fläche innerhalb der einzelnen Klassifikationen im Vergleich zum (B) näherungsweise NDVI in den AVHRR- und MODIS-Zeitreihen und (C) den Saison-Niederschlagssummen bis zum Aufnahmezeitpunkt der benutzten Landsat-Bilder.

A: Grafische Darstellung der Werte aus Tabelle 25 ohne den Anteil der als „unverändert“ klassifizierten Flächen. Datenbasis B und C: dieselbe wie für Anlage 1. B: Die NDVI-Werte wurden aus den jeweiligen Maximalwerten vor und nach dem Landsat-Aufnahmedatum linear interpoliert. C: Saisonsummen. Wert für den Aufnahmemonat aus dem respektiven Monatswert interpoliert.

Die näherungsweise NDVI-Werte wurden aus den jeweiligen Monatsmaximumwerten vor und nach dem Aufnahmedatum linear interpoliert. Die Niederschlagssummen wurden aus den CRU- bzw. den in Anlage 1 verwendeten Farmdaten addiert. Die anteiligen Werte für den Aufnahme-monat wurden dabei ebenfalls aus dem Wert des laufenden Monats linear interpoliert.

Für die meisten Klassifikationen lässt sich ein Zusammenhang der Ergebnisse mit der Niederschlagshistorie herstellen. In allen Klassifikationen überwiegen entweder Vegetationsrückgang und Verkahlung oder Vegetationszunahme und Wiederbesiedelung (Abbildung 53A). Bei den meisten Szenen ist dabei überwiegender Vegetationsrückgang mit weniger Niederschlag und niedrigerem NDVI (Abbildung 53B und C) zum zweiten Aufnahmezeitpunkt verbunden.

Dies gilt für das Klassifikationsergebnis von 1990-1995, in dem überwiegend Vegetationsrückgang klassifiziert wurde (vgl. Karte im Anhang D2) und in besonderem Maße für die Klassifikationen von Mai 2000 zu 2002 (Karte im Anhang D4) und auch von Mai 2000 zu 2003 (Karte im Anhang D5), in denen drastischer Vegetationsrückgang klassifiziert wurde. Dies ist auf die außergewöhnlich ergiebigen Niederschläge – und daher besonders üppige Vegetation – der Saison 1999/2000 zurückzuführen, denen 2002 der Beginn einer (dürftigen) Regenzeit und 2003 das Ende einer besonders schlechten Regenzeit gegenüber stand.

Dieser besonders große phänologische Unterschied zwischen der Szene von Mai 2000 und den Szenen von 2002 und 2003 drückt sich in den Klassifikationen auch in dem besonders großen Flächenanteil von insgesamt rund 60 % bzw. 45 % aus, für den Veränderungen klassifiziert wurden, während in allen übrigen Klassifikationen mit weniger extremen Niederschlagsunterschieden der Anteil an veränderter Fläche zwischen 10 und 20 % liegt (vgl. Tabelle 25 und Abbildung 52).

Im kurzen Vergleichszeitraum 2002-2003 (Anhang D6) hat sich aufgrund der für die Vegetation ungünstigen Niederschlagsverhältnisse nicht viel verändert, was den insgesamt geringen Anteil klassifizierter Flächen von etwa 8,5 % am Gesamtbild und das nahezu ausgewogene Verhältnis der Veränderungsklassen zueinander erklärt.

Eine hohe Niederschlagssumme bis zum Aufnahmezeitpunkt drückt sich jedoch nicht immer in einem entsprechend hohen NDVI-Wert aus. Dies ist damit zu begründen, dass nicht nur die Gesamtmenge an Regen sondern auch die zeitliche Verteilung der Niederschläge die Vegetationsausprägung mitbestimmt. Dies wird am Klassifikationsergebnis von 1984-1990 (Anhang D1) deutlich, in dem überwiegend Vegetationszuwachs detektiert wurde, obwohl die Regensaison 1989/90 weniger Niederschläge brachte als jene von 1983/84. Anlage 1 zeigt, dass im November und Dezember 1983 mäßig viel Regen fiel, im Januar 1984 nur sehr wenig und von Februar bis April 1984 dann wieder mäßig viel. Für die Vegetation bedeutet die zweigipfelige Niederschlagsverteilung 1983/84 zweimal mäßig gute Wachstumsbedingungen. Der fehlende Niederschlag im Januar stoppte die Entwicklung der Vegetation. Die besseren Regenverhältnissen ab Februar führte zu einem erneuten Austreiben, reichten jedoch nicht zur Produktion großer Biomassendichte

(pers. Mitteilung vieler Farmer zur allgemeinen Reaktion der Vegetation auf diskontinuierliche Niederschlagsverteilungen). Der NDVI zum Aufnahmezeitpunkt 1984 ist daher niedriger als im Mai 1990 (Abbildung 53B). 1989/90 wurden von Januar bis März recht ergiebige Niederschläge gemessen. Dadurch wurde das Wachstum der Pflanzen konstant gefördert, die Vegetation konnte voll aufwachsen und insgesamt mehr Biomasse produzieren als 1984, was sich zum Aufnahmezeitpunkt der 1990er-Szene in durchgehend höherer Vegetationsaktivität (= höherer NDVI) äußert und demzufolge auch in der überwiegenden Klassifikation von Vegetationszuwachs.

Auffallend bei allen Klassifikationen ist der ebenfalls gestiegene Anteil an *nutzungsbedingter* Verkahlung (vgl. Tabelle 25) bei schlechteren Niederschlagsverhältnisse im zweiten Vergleichsjahr als im ersten. Diese Konstanz, d.h. dass immer mindestens doppelt so viel Flächen als „natürlich verkahlt“ wie als „anthropogen verkahlt“ klassifiziert wurden, zeigt, dass auch die Landnutzungseffekte an die Niederschlagsverteilung gekoppelt sind. In schlechten Regenzeiten ist wegen Futtermangel der Weidedruck auf den einzelnen Flächen größer, so dass kurzzeitig mehr Flächen kahl gefressen werden als in guten Regenzeiten. Dass sich verkahlte Flächen dabei meistens im Zentrum von Flächen mit Vegetationsrückgang befinden, kann an verstärkenden Effekten von kleinräumig graduell schlechteren Boden- und/oder Niederschlagsverhältnissen liegen. Solch kurzzeitig nutzungsbedingt verkahlte Flächen haben in der Regel ein hohes Regenerationspotenzial und werden bei besseren Regenverhältnissen und geringerem Weidedruck wiederbesiedelt. Dies verdeutlicht großflächig die Klassifikation von 1995-2000 (entsprechend auch die Auskunft der Farmer im Untersuchungsgebiet).

Somit lassen sich die klassifizierte Veränderungen im Untersuchungsgebiet (A) großräumig für die meisten Ergebnisse als überwiegend niederschlagsbedingte Phänologie erklären.

Eine Ausnahme bildet nur das Ergebnis von 1995-2000 (Anhang D3). Hier wurde vor allem Vegetationsrückgang detektiert. Sowohl die Regendaten als auch die NDVI-Werte hätten hier aber ein Klassifikationsergebnis erwarten lassen, dass überwiegend durch Vegetationszuwachs geprägt wird. Diese Klassifikation ist bereits bei der Validierung von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen in Kapitel 7.1.2 durch besonders niedrige Genauigkeiten aufgefallen. Diese „Anomalien“ des Klassifikationsergebnisses sind nur mit Fehlern bei der Atmosphärenkorrektur der Szene von 1995 zu erklären (vgl. Kapitel 7.2.4).

Aus der Analyse der Niederschlagsabhängigkeit der Klassifikationsergebnisse lässt sich ableiten, dass als niederschlagsunabhängige und damit „echte“ Veränderungen vor allem jene Veränderungen gelten können, die dem allgemeinen phänologischen Trend der verglichenen Zeitschnitte entgegenstehen.

Bei der Betrachtung des Ergebnisses für 1984-2003 hieße dies, dass im Nordwestbereich des Gebietes, für das drastische Vegetationszunahme detektiert wurde, in diesem Zeitraum möglicherweise extrem verbuscht ist. Um diese Aussage zu überprüfen, wurde die *kleinräumige*

Niederschlagsverteilung betrachtet, da auch diese zu großen lokalen Unterschieden der Vegetationsausprägung führen kann (vgl. Kapitel 4.1).

Dazu wurden die unterschiedlich weit zurückreichenden Zeitreihen täglicher Niederschlagsdaten von 14 Farmen im Untersuchungsgebiet (A) herangezogen. Aus diesen Daten wurde die Summe der Niederschläge pro Farm für die letzten 10 Tage vor den Aufnahmedaten der Landsat-Szenen berechnet (Abbildung 54). Die entsprechenden Farmen sind in Abbildung 51 lokalisiert.

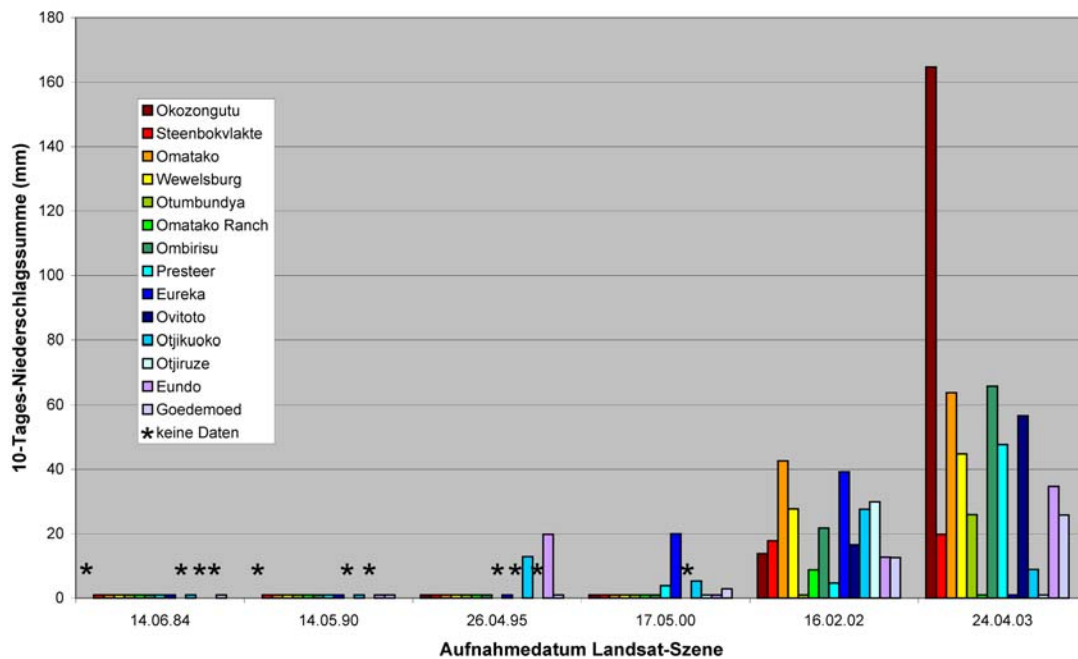


Abbildung 54: Niederschlagssummen der letzten 10 Tage vor dem Aufnahmezeitpunkt der verwendeten Landsat-Szenen von einigen Farmen im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia.

Der Vergleich der Werte benachbarter Farmen, z.B. Otjikuoko, Otjiruze und Eundo, verdeutlicht die kleinräumige Variabilität der Niederschlagsereignisse. Datenbasis: Niederschlagstagesdaten von den Messstationen der einzelnen Farmen. Die Lage der Farmen geht aus Abbildung 51 hervor.

In den 10 Tagen vor Aufnahme der Landsat-Szene am 24.4.2003 sind demnach im Nordwesten des Gebietes 164 mm Niederschlag gefallen (Farm Okozongutu, Abbildung 54), was rund einem Drittel des durchschnittlichen Jahresniederschlags entspricht. Diese Niederschläge, die nach Aussage der Farmer zu bis zu 50 cm hohen Überflutungen in der Region führten, können für die lokale Klassifikation von Vegetationszunahme im Vergleich der Zeitschnitte von 1984-2003, 2000-2003 und 2002-2003 verantwortlich gemacht werden, da diese Veränderungen in allen mit dem Zeitschnitt von 2003 korrelierten Klassifikationen auftritt.

Es lässt sich rückblickend allerdings nicht klären, ob es sich hier bei der Klassifikation von „Vegetationszunahme“ tatsächlich um ein schnelles Biomasseaufkommen handelt. VANACKER et al. (2005) haben bei ihren Untersuchungen auf Basis von 16-tägigen MODIS-Daten und 10-Tages-Niederschlagsdaten im Subsahara-Afrika festgestellt, dass die Vegetation mit etwa 4 bis 10 Wochen Verzögerung auf Niederschlagsereignisse reagiert. Es ist daher denkbar, dass es sich bei

der detektierten Veränderung im Untersuchungsgebiet (A) um ein „Störsignal“ des nach der Überflutung möglicherweise noch feuchten Bodens handelt. Durch Feuchtigkeit sinkt die Reflexion des Bodens im roten Spektralbereich, ebenso wie bei einem Wechsel von kahlem Boden zu Vegetation oder von wenig Vegetation zu viel Vegetation (vgl. QI et al. 1994, TODD & HOFFER 1998, HUETE & JACKSON 1987 u. a.). Der hier verwendete Klassifikator zur Detektion von moderaten Schwankungen der Vegetationsdichte, der das Verhältnis der Veränderungen im Spektralkanal 3 und 4 betrachtet, ist daher auch sensibel für den Einfluss von unterschiedlicher Bodenfeuchte, was daher zu Fehlklassifikationen führen kann. Dies ist besonders bei der mäßig dichten Vegetationsdecke Zentralnamibias eine zu beachtende Fehlerquelle, weil hier das Bodensignal einen großen Anteil des am Satellitensensor empfangenen Signals ausmacht.

Die übrigen Farmen, auf denen im April 2003 Niederschlag gemessen wurde, zeigen in den entsprechenden Klassifikationen keinen einheitlichen Vegetationszuwachs. Auf Eureka, Presteer und Ombirisu wird trotz Niederschlägen von bis 66 mm Vegetationsrückgang klassifiziert. Niederschläge in dieser Größenordnung scheinen das Klassifikationsergebnis daher nicht zu beeinflussen. Im Vorfeld der Landsat-Aufnahmen von 1984 und 1990 wurde – sofern bereits Messstationen vorhanden waren – auf keiner Farm Niederschlag gemessen. Die Niederschläge von bis zu 40 mm vor den Aufnahmen von 1995, 2000 und 2002 zeichneten sich ebenfalls nicht in den Klassifikationsergebnissen ab.

Eine weitere Überprüfung der Niederschlagsabhängigkeit des Klassifikationsergebnisses von 1984-2003 im nordwestlichen Untersuchungsgebiet erfolgte durch die Berechnung der Veränderungen für die Jahre 1984-2002 (Abbildung 55). Die Klassifikation für diesen Zeitraum zeigt in dem Bereich einen wesentlich geringeren Flächenanteil, für den Vegetationszuwachs detektiert wurde. Nur die Gebirgszüge im Südwesten des Ausschnittes in Abbildung 55 weisen auch hier Zuwachs auf. Würde es sich im Ergebnis von 1984-2003 bei dem detektierten Zuwachs tatsächlich um Buschzunahme handeln, müsste dieser auf der Klassifikation von 84-02 bereits deutlich werden, da die Buschentwicklung ein langsamer Prozess ist, der sich nicht innerhalb eines Jahres vollzieht. Außer in der südwestlichen Ecke im Bereich der Farm Erindi (vgl. Kapitel 8.1.3.1) ist dies aber nicht der Fall. Die Klassifikation der Jahre 1984-2002 bestätigt daher die Annahme, dass die von 1984-2003 detektierten Veränderungen in dem Gebiet auf das Starkregeneignis kurz vor Aufnahme der 2003er Szene zurückzuführen sind.

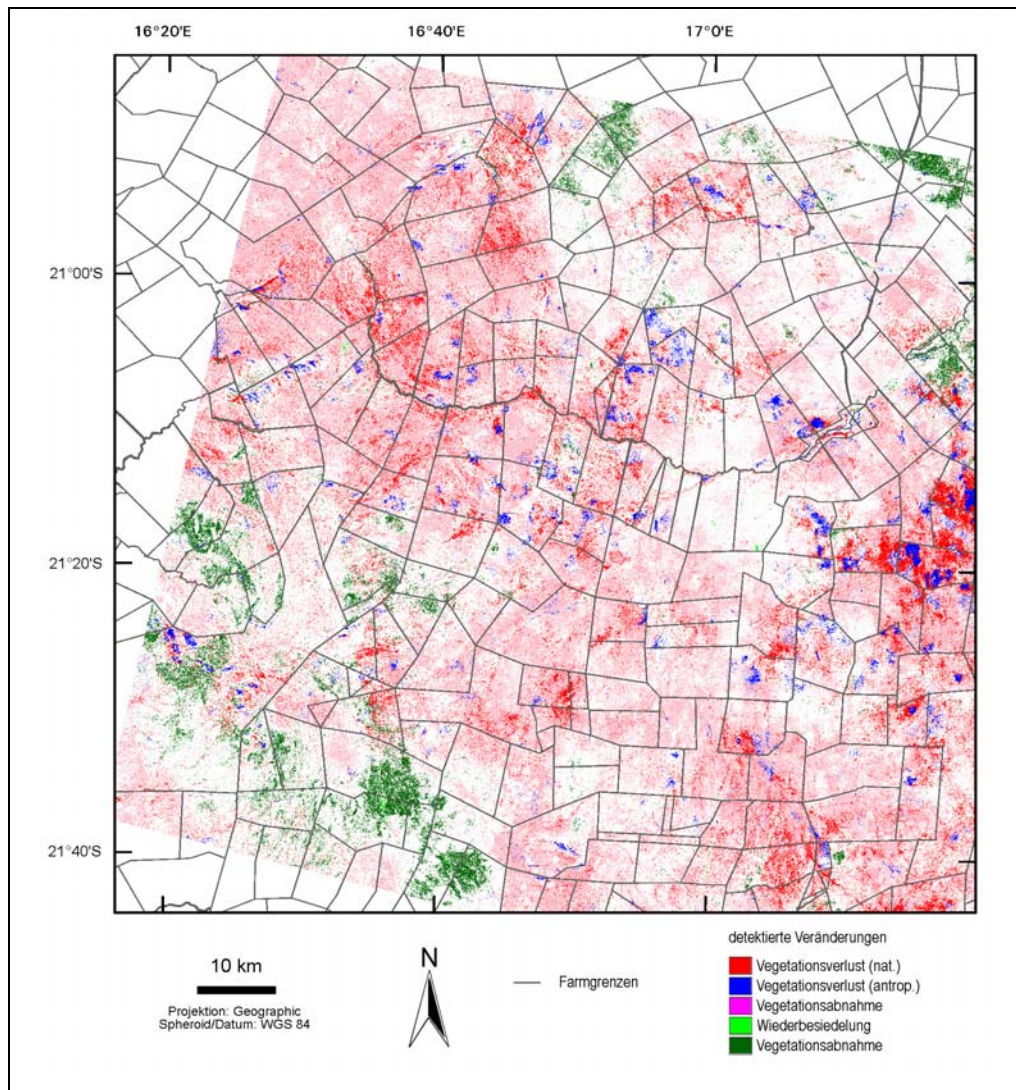


Abbildung 55: Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse sowie Schwankungen der Vegetationsdichte im Vergleich der Jahre 1984 und 2002 im nordwestlichen Bereich der Untersuchungsgebietes (A).

Der Anteil an Fläche, für den Vegetationszunahme klassifiziert wurde, ist hier erheblich geringer als in der Klassifikation der Jahre 1984-2003 (vgl. Anlage 2).

8.1.2 Verbuschung im Zeitraum von 1984 bis 2003

Der Einfluss mittelstarker Niederschlagsereignisse kurz vor Aufnahme der verwendeten Landsat-Szenen auf das Klassifikationsergebnis ist, wie oben dargestellt, als gering einzuschätzen. Daher ist davon auszugehen, dass die von 1984 bis 2003 detektierte Vegetationszunahme außerhalb der Okozongutu-Region (Abbildung 55) unabhängig von kleinräumigen rezenten Niederschlagsereignissen ist. Eine Verdichtung der *Grasnarbe* als Ursache für detektierte Vegetationszunahme ist hier unwahrscheinlich, weil die Region im Beobachtungszeitraum mit kontinuierlicher Bestockungsrate als Weideland für Rinder genutzt wurde und eine Erholung von degradierter *Grasnarbe* nicht in Betracht kommt. Die Vegetationszunahme steht daher eher mit einer Zunahme der Gehölze (Verbuschung) in Verbindung. Die hier betroffenen Gebiete korrespondieren mit Punkten, auf denen im Feld eine zunehmende Verbuschung beobachtet oder beschrieben wurde,

wie. auch die Karte von BESTER (1998/99) in Abbildung 18 zeigt. Innerhalb des Untersuchungsgebietes konnte somit außerhalb des nordwestlichen Szenenviertels um Okozongutu auf etwa 681 km², entsprechend rund 2,8 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes Verbuschung detektiert werden.

Dieses Ergebnis korrespondiert mit den Ergebnissen von HUDAK & WESSMAN (2001), die im nördlichen Südafrika auf der Basis von panchromatischen SPOT 1 und 3 Daten die Zunahme von *Dichrostachys cinerea* detektiert haben, der dort am stärksten zur Verbuschung beiträgt. Ihr Untersuchungsgebiet befindet sich im gleichen Landschaftsraum, wie das Untersuchungsgebiet (A). HUDAK & WESSMAN (2001) haben dort errechnet, dass von 1955 bis 1996 der Buschanteil in der Landschaft von 18,4 % auf 24,0 % stieg, entsprechend einer Steigerung um 30%. Im Zeitraum von 1984 bis 1996 wurde dort eine Zunahme von 1,2 % festgestellt (der Flächenanteil des Busches stieg von 23,7 % auf 24,0 % der Gesamtfläche). Diese Zeitspanne ist etwa mit dem Klassifikationsergebnis von 1984 zu 1995 vergleichbar, das für die Luftbild-Analyse gerechnet wurde (vgl. Kapitel 7.2.2). In dieser Klassifikation wurde für rund 2,7 % der Fläche „Vegetationszuwachs“ detektiert. Da es in der Saison 1994/95 deutlich weniger geregnet hat als 1983/84 (vgl. Abbildung 53), ist dieser Zuwachs als signifikant anzusehen und nicht auf phänologische Effekte zurück zu führen. Das Klassifikationsergebnis zeigt damit für das Untersuchungsgebiet im Beobachtungszeitraum einen doppelt so starken Verbuschungstrend wie der von HUDAK & WESSMAN (2001) für Südafrika errechnete. Allerdings ist diese Aussage angesichts der relativ geringen Klassifikationsgenauigkeit bei der Validierung mit den Luftbildern (Kapitel 7.2.2) unter Vorbehalt zu sehen.

Eine Aussage über das Ausmaß der Buschsterbe als gegenläufigem Prozess zur Verbuschung ist im Vergleichszeitraum von 1984-2003 nicht möglich, da ein durch diese Krankheit bedingter Vegetationsrückgang nicht von der niederschlagsbedingt schwächeren Vegetationsausprägung zu trennen ist. Kleinräumige positive Klassifikationsergebnisse werden in Kapitel 8.1.3.1 besprochen.

8.1.3 Naturräumlich und nutzungsbedingte Veränderungsmuster

Auf den Landsat-Szenen von 1984 und 2003 (Anhang A1 und A2) treten große kahle Flächen im Zusammenhang mit Berg-Flusssystemen im Westen des Gebietes hervor. In dieser Region ist die Vegetationsdecke zu beiden Zeitpunkten ausgesprochen lückig; es handelt sich um stark degradierte Flächen (vgl. Abbildung 15 in Kapitel 4.5.1).

In den vorliegenden Klassifikationsergebnissen zeichnet sich für diese Region kein ausgeprägtes Muster von Verkahlungs- und/oder Wiederbesiedelungsprozessen ab. Das bedeutet, dass die bestehenden kahlen Flächen sich dort kaum verändern. Die Klassifikationen liefern damit einen Hinweis, dass die Degradation dort zwar nicht fortschreitet, diese Gebiete aber offensichtlich auch wenig Potenzial zur Wiederbesiedelung haben. Eine Ausnahme stellen die Klassifikationen mit der Szene von 2003 als Endzustand dar, in denen dort großflächig Wiederbesiedelung und Vegetationszunahme klassifiziert wurde. Diese Ergebnisse sind durch den dort kurz vor

Aufnahme der 2003er Szene gemessenen Starkniederschläge (vgl. Abbildung 54) jedoch in Frage zu stellen.

Insgesamt ist der Anteil an Flächen, auf denen zu einem Zeitpunkt natürliche und nutzungsbedingte Verkahlung detektiert wurde ohne dass die Flächen auf einem späteren Klassifikationsergebnis eine Erholung zeigten, im gesamten Untersuchungsgebiet (A) sehr gering (vgl. Tabelle 26). So blieben von jenen Flächen, die im Vergleich der Jahre 1984-1990 als verkahlt detektiert wurden, in den folgenden Vergleichszeiträumen 1990-95, 1995-2000, 2000-02 und 2002-03 nur 0,53 km², entsprechend 0,002% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes unverändert kahl. Ähnliches gilt für Flächen, die zwischen 1990 und 1995 als verkahlt detektiert wurden. Hier blieben 2,28 km² unverändert kahl, was 0,009% des Untersuchungsgebietes entspricht. Von 1995-2000 verkahlten dauerhaft 13,57 km². Selbst diese vergleichsweise große Fläche entspricht nur 0,056% des Untersuchungsgebietes. Der Anteil ist in diesem Vergleichszeitraum ab 1995-2000 sicher auch deshalb besonders hoch, weil 1. in den schlechten Regenzeiten von 2002 und 2003 die Regenerationsfähigkeit der Vegetation insgesamt sehr herabgesetzt war und 2. der hohe Anteil von „Vegetationsrückgang“ in der Klassifikation von 1995-2000 aufgrund der möglichen Fehler durch die Atmosphärenkorrektur der Landsat-Szene von 1995 grundsätzlich in Frage zu stellen ist.

Tabelle 26: Flächenanteil von Gebieten, die im Untersuchungsgebiet (A) zu einem Zeitpunkt verkahlten und auf denen in späteren Klassifikationen keine weitere Veränderung erfolgte.

natürlich u. nutzungsbed. kahl in:	Keine Veränderung in Klassifikation von	Fläche (km ²)	Flächenanteil an Gebiet (A) (%)
1984-1990	1990-95, 1995-2000, 2000-02 und 2002-03	0,53	0,002
1990-1995	1995-2000, 2000-02 und 2002-03	2,28	0,009
1995-2000	2000-02 und 2002-03	13,57	0,056

Bei den irreversibel verkahlten Flächen handelt es sich überwiegend um ephemere Flussbetten oder Abflussrinnen. Diese wurden vermutlich bei einem Niederschlagsereignis von Vegetation ausgeräumt und später nicht wieder besiedelt.

Dieses Ergebnis zeigt, dass Verkahlung, d.h. Desertifikation im Untersuchungsgebiet kein Degradationsmechanismus von großer Bedeutung ist. Die Degradation durch Verbuschung stellt mit einem mehr als 50-fach so großen Anteilen von 2,8 % im Vergleichszeitraum von 1984 bis 2003 (s.o.) eine erheblich bedeutendere Gefährdung der Savannenlandschaften in Zentralnamibia dar.

8.1.3.1 Ergebnisse für einige Farmen im Untersuchungsgebiet (A)

Neben den oben dargestellten Veränderungen, die vor allem an naturräumliche Strukturen gebunden sind, werden im Folgenden einige komplexe Veränderungen, die nutzungsbedingt auf Farmebene stattfinden, dargestellt. Dabei werden solche Veränderungen betrachtet, die als „echt“ gelten können (*Land Cover Conversions* nach LAMBIN 1999), weil sie vom phänologischen Trend der Veränderungsanteile in der Gesamtklassifikation abweichen.

Im Klassifikationsergebnis von 1984-1990 fallen besonders die Farmen Otjiruze und Eundo im Zentrum des Untersuchungsgebietes auf (Abbildung 56 und Anhang D1). Während in der Gesamtklassifikation niederschlagsbedingt Veränderungen mit Vegetationszuwachs (vgl. Abbildung 53) überwiegen, dominiert auf diesen Farmen Vegetationsrückgang.

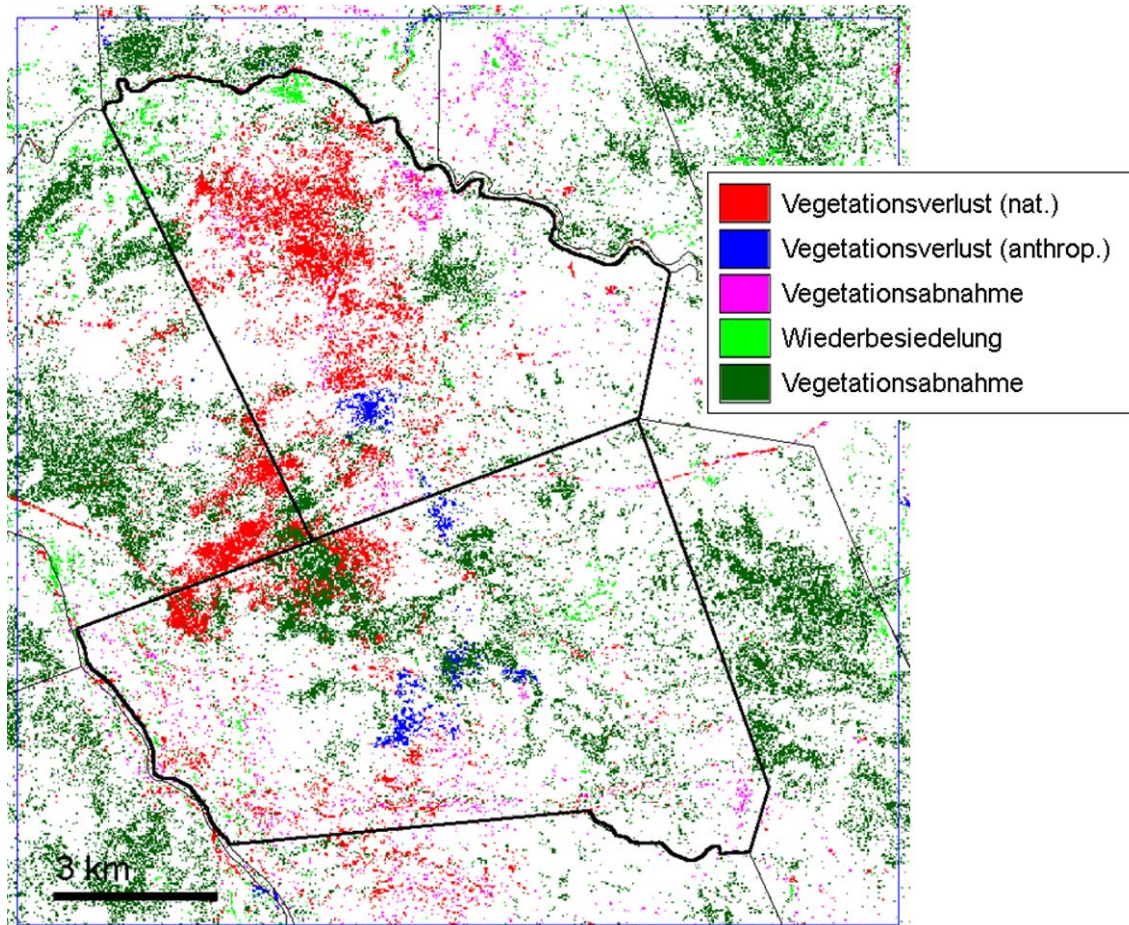


Abbildung 56: Ausschnitt aus der Veränderungskarte 1984-90 mit den Farmen Otjiruze (oben) und Eundo (unten).

Entgegen dem großräumigen phänologischen Trend wurde hier „Verkahlung“ in enger räumlicher Verzahnung mit „Vegetationszunahme“ detektiert (unten). Die Lage des Gebietes ist in Anhang D1 als blaue Box markiert.

Auf der nördlichen Farm Otjiruze sind große Flächen von natürlichem und nutzungsbedingtem Vegetationsrückgang detektiert worden. Dieser Rückgang geht nach Angaben der Farmer auf selektive Entbuschungsmaßnahmen per Hand in diesem Zeitraum zurück (nördlicher roter Bereich), ein südliches Camp wurde hingegen chemisch entbuscht (blaues Feld). Bei Betrachtung der Farm über alle Zeitschnitte fällt auf, dass hier überproportional häufig Vegetationsverlust klassifiziert wird. Durch die Ansicht des Gebietes vor Ort konnte belegt werden, dass es sich hier um stark degradierte Flächen handelt, die jenen auf der Farm Ehameno (Abbildung 15) im Nordwesten des Untersuchungsgebietes stark ähneln. Der Bewuchs mit Zwergbüschen ist insgesamt spärlich, ausdauernde Gräser fehlen gänzlich, und nur nach gutem Regen kommen Einjährige Arten auf. Ein alleiniger Einfluss von intensiver Grasnutzung scheint für diesen Zustand aber nicht ausschlaggebend zu sein, weil sich diese Veränderung nicht auf das Farmgebiet beschränkt. Die Nähe dieses Gebietes zum Flusssystem des Otjiruze, der die Nordgrenze der

Farm bildet, spielt ebenfalls eine Rolle, da hier verstärkt Oberflächenabfluss und Sedimentationsprozesse nach Niederschlägen wirksam werden (vgl. Kapitel 4.5.1.2).

Der moderate Vegetationsrückgang in anderen Bereichen der Farm ist auf die Buschsterbe Ende der 1980er Jahre zurück zu führen, die in diesem Zeitraum zum ersten Mal großflächig in der Region beobachtet wurde (BESTER 1998/99, HOLZ & SCHREUDER 1989a). Solch diffuse Flecken sind verstreut über die gesamte Klassifikation dieses Zeitraumes zu finden, jedoch ließ sich nicht immer so eindeutig ein Zusammenhang mit der Buschsterbe nachweisen (Anhang D1).

Auf der südlichen Farm Eundo in Abbildung 56 ist das Verteilungsmuster von Vegetationszuwachs und -abnahme anders. Hier sind die Flecken von Verkahlung durchsetzt von Flächen mit Vegetationszunahme. Diese Kombination illustriert den gekoppelten Effekt von Zerstörung der Grasnarbe (Verkahlung des Bodens) und gleichzeitigem Aufwachsen der Schwarzdorn-Büsche (*Acacia mellifera*-Verbuschung), die auf dieser Farm so groß geworden sind, dass man bequem unter dem Kronendach hindurchgehen kann und die Landschaft einen fast waldartigen Charakter erhält. Solche kombinierten Veränderungsmuster ohne Bezug zur Regenhistorie treten im Untersuchungsgebiet über alle Zeitschnitte nur kleinflächig auf. Sie konnten zwar immer mit langjähriger vergleichsweise intensiver Weide-Nutzung in Verbindung gebracht werden, sind entgegen den Beobachtungen von ROQUES et al. (2001) in Südafrika aber nicht immer strikt an Farmgrenzen gekoppelt. Dies gibt einen Hinweis, dass diese Degradation nicht allein durch die Wirtschaftsweise bedingt ist, sondern dass weitere Umweltfaktoren wie Boden, Relief und der dadurch bedingte Wasser- und Nährstoffhaushalt eine Rolle spielen.

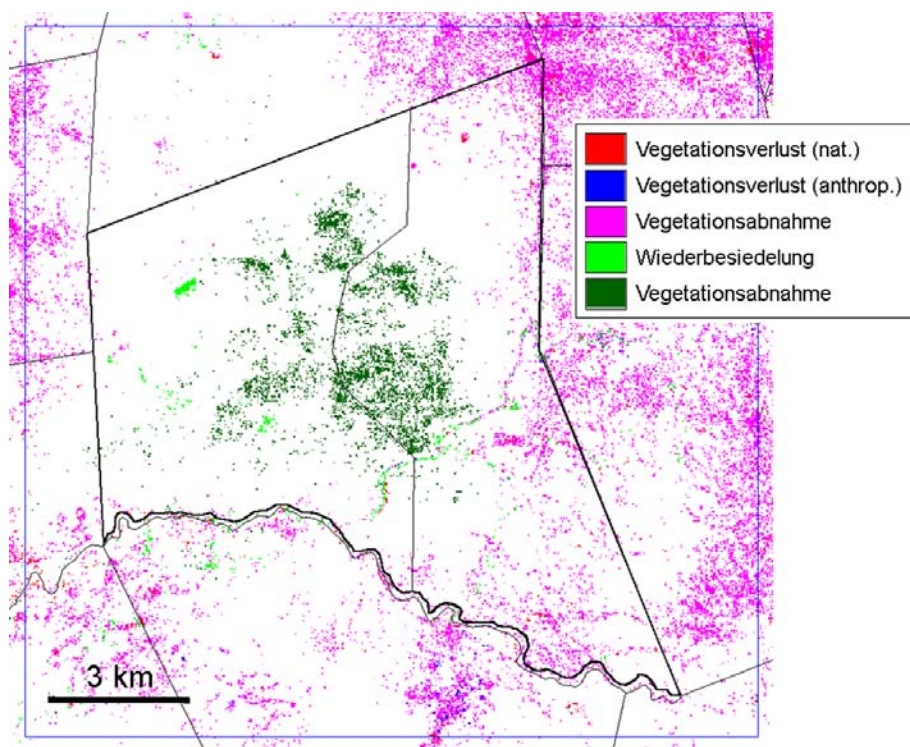


Abbildung 57: Ausschnitt des Klassifikationsergebnisses 1990-95 von der Farm Otjikuoko. Entgegen dem allgemeinen phänologischen Trend wurde hier großflächig Vegetationszunahme detektiert. Die Lage der Farm ist in Anhang D2 als blaue Box markiert.

Das Klassifikationsergebnis von 1990-95 ist überwiegend von Vegetationsabnahme geprägt (Abbildung 53). Vereinzelt Flächen, auf denen Zuwachs detektiert wurde, geben einen Hinweis auf die Verdichtung des Busches. Dies wird an einem Ausschnitt für die Farm Otjikuoko illustriert (Abbildung 57 und Anhang D2), die mit der Verbuschung durch *Acacia mellifera* besonders zu kämpfen hat.

In der Klassifikation von 2000-02 (Anhang D4) fällt die Farm Erindi am Westrand des Gebietes ins Auge. Trotz geringer Niederschläge in der zweiten Saison und direkt vor Aufnahme der Landsat-Szene (nach 10-Tagesdaten von der Nachbarfarm Otumbundya; Abbildung 54) ist hier Zuwachs zu beobachten (Abbildung 58). Ein ähnliches Muster zeigt auch die Klassifikation der Jahre 1984-2002 (vgl. Abbildung 55). Das Gebiet liegt in einem Gebirgskomplex, in dem es im September 2001 gebrannt hat (vgl. Abbildung 65). Die Farmer berichten, dass das Feuer den dichten *Dichrostachys*-Buschbestand schwer geschädigt hat. Allerdings trieb dieser in den Folgejahren um so intensiver wieder neu aus. Die Förderung dieser Art durch Brand stellte auch STROHBACH (1998/99b,c) bei seinen Versuchen zur Buschbekämpfung mit Feuer fest. Abbildung 59 dokumentiert die Buschverjüngung in dieser Region. Das Klassifikationsergebnis für Vegetationszuwachs ist auf diesen Prozess zurück zu führen.

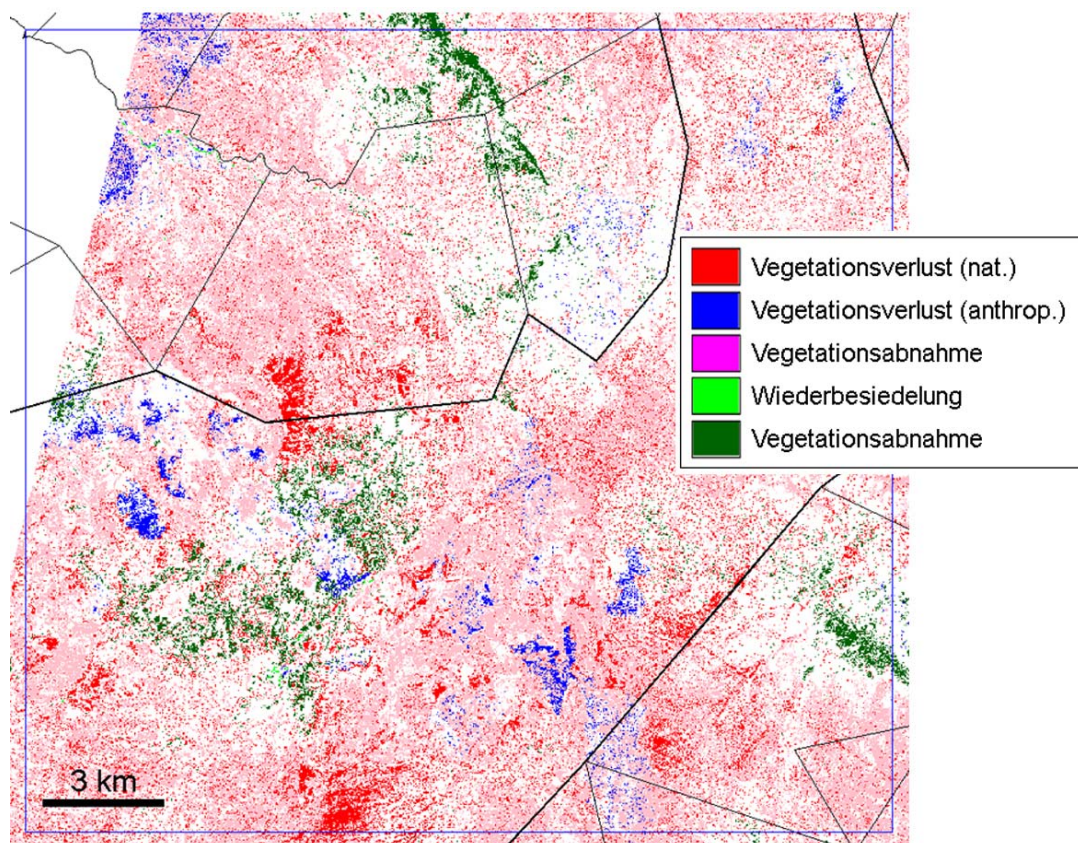


Abbildung 58: Ausschnitt aus der Veränderungskarte 2000-2002 der Farm Erindi. Die Lage des Gebietes ist in Anhang D4 als blaue Box markiert.

Auch während der Feldkampagne 2004 konnte für dieses Gebiet großflächig ein starkes Aufkommen an Akazien- und *Dichrostachys*-Büschen beobachtet werden. Diese Entwicklung in der

Region ist beachtenswert, weil hier einseitige Übernutzung durch Rinderwirtschaft ausscheidet. Die Farm hat in den 1980er Jahren komplett auf Gamefarming und Jagdtourismus umgestellt (Angabe des Farmers). Offenbar begünstigen hohe Bestockungsraten mit einseitigem Wildbesatz, der überwiegend aus Grazern besteht, aber auch hier die Degradation der Vegetation.



Abbildung 59: Verjüngung von *Dichrostachys*-Beständen im westlichen Untersuchungsgebiet (A) nach Feuer im September 2001.

Die vorher 2-3 m hohen Büsche wurden durch den Brand oberflächlich abgetötet und treiben nun verstärkt von der Wurzel neu aus. Der Bestand im Vordergrund ist etwa kniehoch. Foto: März 2004

Die Klassifikation von 1984-2003 gibt unter Berücksichtigung der phänologischen Einflüsse einen Anhaltspunkt für erfolgte langzeitliche Veränderungen in der Region. Hier soll deshalb noch einmal auf einzelne Farmen Bezug genommen werden, die in der Anlage 2 durch blaue Boxen markiert sind.

Für das Kommunalgebiet Ovitoto im Süden des Untersuchungsgebietes wird von Seiten der Landnutzer und namibischen Wissenschaftler eine starke Verbuschung mit *Acacia mellifera* und *Catophractes alexandri* beobachtet. Die Klassifikation von 1984-2003 untermauert diese Beobachtung für den südlichen Teil des Kommunalgebietes. Auch auf der Satelliten-Szene von 2003 wird hohe Biomassedichte signalisiert, was im Anhang A2 einem auf das Farmgebiet beschränkten, scharf umgrenzten roten Fleck entspricht. In der Klassifikation wurde für diesen Zeitraum auf 83,49 km², entsprechend etwa 12 % des gesamten Kommunalgebietes Vegetationszuwachs detektiert und für 2,36 km², entsprechend 0,34 % der Fläche Wiederbesiedelung (vgl. Tabelle 27). Jedoch sollte nicht außer Acht gelassen werden, dass auf dem Gebiet in den letzten 10 Tagen vor dem 2003er-Satellitenbild Niederschläge gemessen wurden, die das Klassifikationsergebnis mit beeinflusst haben könnten (vgl. Abbildung 54 auf Seite 132). Der Vergleich dieses Ergebnisses mit der Verteilung der Veränderungsklassen in der Klassifikation von

1984 zu 2000 bestätigt diesen Verdacht (Tabelle 27). In dieser Klassifikation wird wegen der ausgesprochen günstigen Niederschlagsverhältnisse im Jahr 2000 auf einem verhältnismäßig großen Flächenanteil von 3,42 % (23,66 km²) eine Wiederbesiedelung offenen (kahlgefressenen) Bodens detektiert, aber auf nur etwa 5,54 %, entsprechend 38,27 km², eine Vegetationsverdichtung. Eine Zunahme der verbuschten Fläche um mehr als das Doppelte von 2000 zu 2003 ist sehr unwahrscheinlich. Der von 1984-2003 detektierte Anteil an Vegetationszunahme kann daher nicht vollständig der Verbuschung zugeschrieben werden.

Tabelle 27: Darstellung der Veränderungsklassenanteile auf der Fläche des Kommunalgebietes Ovitoto in den Klassifikationen von 1984-2000 und 1984-2003.

Die Anteile sind für jede Klasse in km² und in Prozent von der Ovitoto-Gesamtfläche angegeben.

Veränderungsklasse		1984-00	1984-03
unverändert	%	88,69	82,68
	km ²	612,84	571,34
verkahlt natürlich	%	0,03	0,31
	km ²	0,18	2,15
verkahlt nutzungsbed.	%	0,00	0,08
	km ²	0,02	0,54
Vegetation offener	%	2,30	4,49
	km ²	15,93	31,00
wiederbesiedelt	%	3,42	0,34
	km ²	23,66	2,36
Vegetation dichter	%	5,54	12,08
	km ²	38,27	83,49

Auf den Farmen Presteer und Damietta fällt in der Klassifikation von 1984-2003 und auch in den übrigen Ergebnissen der wiederholt hohe Flächenanteil auf, für den massive Veränderungen detektiert wurden. Hier findet ein ständiger Wechsel zwischen kahlem Boden und Vegetationsbedeckung statt. Dies deutet darauf hin, dass die Vegetation hier überwiegend durch annuelle Gräser unter starkem Weidedruck geprägt ist. Ausdauernde Gräser würden hingegen, selbst in trockenem Zustand ein Vegetationssignal am (E)TM-Sensor hervorrufen, wodurch auf diesen Flächen keine – zumindest nicht so großflächige – Verkahlung klassifiziert werden dürfte. Diese Klassifikation ist somit ein Hinweis auf das Fehlen dieser Arten und den degradierten Zustand dieser Flächen. Der hohe Anteil an detektierter Wiederbesiedelung in den Jahren 1995-00 und 2002-03 deutet jedoch auf ein gewisses Wiederbesiedelungspotenzial dieser Flächen hin, zumindest an Einjährigen. Dieser Eindruck konnte beim Besuch der Farmen während der Kampagne von 2004 bestätigt werden.

Ebenso wie in der Klassifikation von 1984-90 zeichnet sich auch im Vergleich der Jahre 1984-03 der gekoppelte Effekt von Grasdegradation und Verbuschung auf der Farm Eundo ab. Der degradierte Zustand der Vegetation hat sich demnach in diesem langen Beobachtungszeitraum nicht verändert.

Es gibt jedoch auch Flächen, für die im langzeitlichen Trend überwiegend Wiederbesiedelung detektiert wurde, wie für die Farm Goedemoed am Ostrand des Gebietes in der Klassifikation von 1984-2003 deutlich wird. Hier konnten durch konsequent schonende Bewirtschaftung die in den 80er Jahren stark degradierten Grasbestände wieder hergestellt werden, was sich in einem deutlichen Anteil an Wiederbesiedelung kahlen Bodens ausdrückt.

Darüber hinaus gibt es, von Entbuschung und rezenten Weideeinflüssen abgesehen, in allen Klassifikationsergebnissen nur wenige Flächen, in denen Vegetationsveränderungen detektiert werden, die sich auf einzelne Farmen beschränken. In der Klassifikation von 1984-2003 fällt dies neben den Farmen Ovitoto und Goedemoed nur noch auf einer Farm im Nordosten auf, die einen deutlichen Zaunkontrast als Verbuschungsgrenze aufweist. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Farmwirtschaft im Untersuchungsgebiet im Beobachtungszeitraum insgesamt kaum zu dauerhaften ausschließlich nutzungsbedingten Desertifikations- oder Verbuschungserscheinungen führt.

Für jene Flächen, auf denen Degradationserscheinungen wie Vegetationsverlust und Verbuschung detektiert wurden, sollte eine Änderung der Bewirtschaftung in Betracht gezogen werden. Für dauerhaft verkahlte Flächen könnten zudem Wiederherstellungsmaßnahmen zur Erhöhung der Artenvielfalt und auch der wirtschaftlichen Tragkraft führen. Solche Maßnahmen werden derzeit im Rahmen des botanischen BIOTA-Teilprojektes in degradierten Gebieten im Zusammenhang mit Berg-Flusssystemen im Nordwesten des Untersuchungsgebietes entwickelt.

8.2 Verkahlung, Wiederbesiedelung und moderate Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (B)

In Abbildung 60 ist das Klassifikationsergebnis für Verkahlung, Wiederbesiedelung und Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (B) dargestellt. Im gesamten Untersuchungsgebiet wurde im Vergleichszeitraum überwiegend „Vegetationszunahme“ detektiert, nur im nordwestlichen Teil des Gebietes wurde eine signifikante Fläche als „verkahlt“ klassifiziert.

Tabelle 28: Anzahl klassifizierter Pixel pro Klasse im Untersuchungsgebiet (B) und der Anteil, der davon im Kommunalgebiet Nabaos liegt.

	Veränderungs- klasse	in Gebiet (B) insgesamt	davon in Nabaos	Nabaos in %
	unverändert	1.444.870	724.963	50,2
	verkahlt natürlich	24.185	20.282	83,9
	verkahlt nutzungsbed.	3.483	2.730	78,4
	Vegetation offener	2.775	319	11,5
	wiederbesiedelt	4.192	1.107	26,4
	Vegetation dichter	171.221	37.949	22,2
	Pixel insgesamt	1.650.726	787.350	
	in km ²	1.485,7	708,6	47,7

Von den verkahlten Flächen befinden sich 83,9 % der als natürlich verkahlt bzw. 78,4 % der als nutzungsbedingt verkahlt klassifizierten Flächen im Bereich des Kommunalgebietes Nabaos (vgl.

Tabelle 28). Dies ist auffällig, weil das Kommunalgebiet Nabaos vom Gesamtgebiet (B) nur 47,7 % ausmacht. Hier ist zudem der Anteil der Flächen, auf denen Vegetationszunahme detektiert wurde, mit 26,4 % bzw. 22,2 % deutlich unterrepräsentiert.

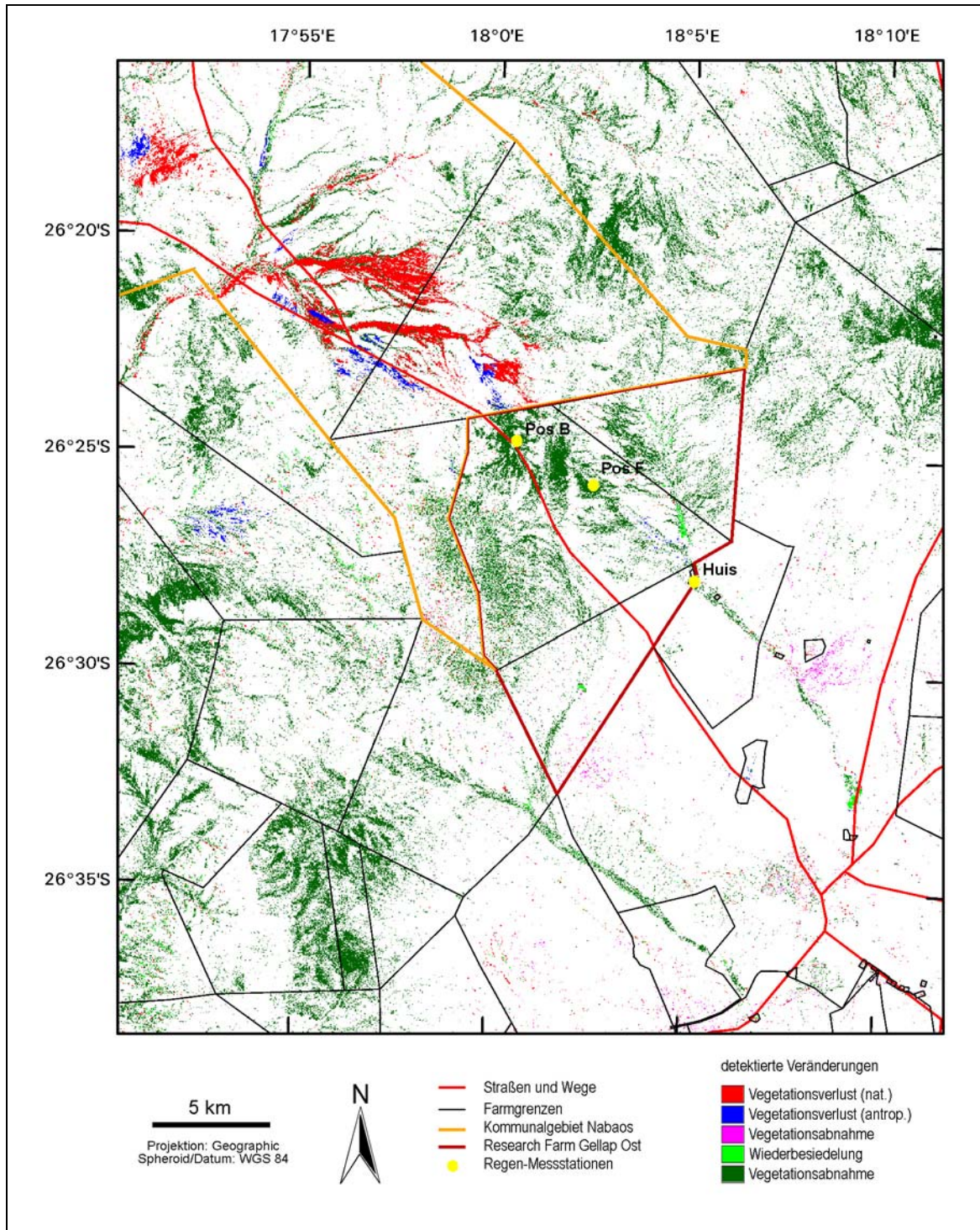


Abbildung 60: Ergebnis der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen sowie von Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (B) im Vergleich der Landsat-Szenen vom 26.3.2001 und vom 30.4.2002.

Angegeben ist zudem die Lage der Regen-Messstationen auf der Farm Gellap Ost, von denen Niederschlagsdaten vorlagen (vgl. Kapitel 4.1 und Tabelle 29).

Quelle Farmgrenzen: Ministry of Agriculture, Water & Rural Development of Namibia.

Abbildung 60 verdeutlicht weiterhin die Unschärfe des Klassifikators bei der Trennung von natürlicher und nutzungsbedingter Verkahlung, da der überwiegende Teil der als nutzungsbedingt verkahlt klassifizierten Flächen eindeutig an die natürliche Landschaftsstruktur einer Abflusrinne gekoppelt ist.

Das Klassifikationsergebnis für das Untersuchungsgebiet (B) lässt sich anhand der Niederschlagsdaten von drei Messstationen auf der südlich an Nabaos angrenzenden Farm Gellap Ost interpretieren (Tabelle 29), deren Positionen in Abbildung 60 markiert sind. Demnach wurden bis zum Aufnahmezeitpunkt der ersten Landsat-Szene am 26.3.2001 in der Regenzeit 2000/2001 an allen drei Punkten mit 21 bis 68 mm nur sehr geringe Niederschläge gemessen (Abbildung 61).

Tabelle 29: Vergleich der kumulierten Niederschläge an drei Messstationen auf der Farm Gellap Ost in der jeweiligen Saison bis zum Landsat-Aufnahmezeitpunkt.

Die Position der Stationen ist in Abbildung 60 markiert.

Sämtliche an der Station „Pos B“ in der Regenzeiten 2000/01 und 2001/02 bis zum Aufnahmezeitpunkt der Satellitenszenen gemessenen Niederschlagsereignisse sind in Abbildung 61 und Abbildung 62 dargestellt.

	Bis Aufnahmezeitpunkt an Messstation gemessener Niederschlag in (mm)		
Landsat-Szene vom	Pos B	Pos F	Huis
26.3.2001	38	21	68
30.4.2002	196	218	238

In der folgenden Saison ist bis zum Aufnahmezeitpunkt der zweiten Landsat-Szene am 30.4.2002 mit 196 bis 238 mm drei- bis zehnmal soviel Niederschlag gefallen wie im Vorjahr. Dabei sind nach einigen ergiebigen Regenfällen im Februar allein am 11. März 2002 63 mm gefallen, was einem Drittel des durchschnittlichen jährlichen Gesamtniederschlags in der Region entspricht (Abbildung 62). Diese hohen Niederschläge haben 2002 zu erheblich besseren Wachstumsbedingungen in der Region geführt, als die Dürre im Vorjahr. Damit ist zu erklären, dass im Untersuchungsgebiet großräumig vor allem „Vegetationszuwachs“ detektiert wurde.

Der auf Nabaos konzentrierte Vegetationsrückgang und Vegetationsverlust ist ebenfalls niederschlagsbedingt. Allerdings sind hier nicht ausbleibende Niederschläge ursächlich, wie die hohen Messwerte an der Station „Pos B“ belegen, die nahe der Farmgrenze zum Kommunalgebiet liegt. Vielmehr führen eben diese starken Niederschläge zu Schichtfluten auf den geneigten Flächen. Diese führen zur Denudation des Bodens, da hier im Gegensatz zu den umliegenden Farmen eine dichte Vegetationsdecke fehlt, die die erosive Kraft des abfließenden Wassers herabsetzen könnte.

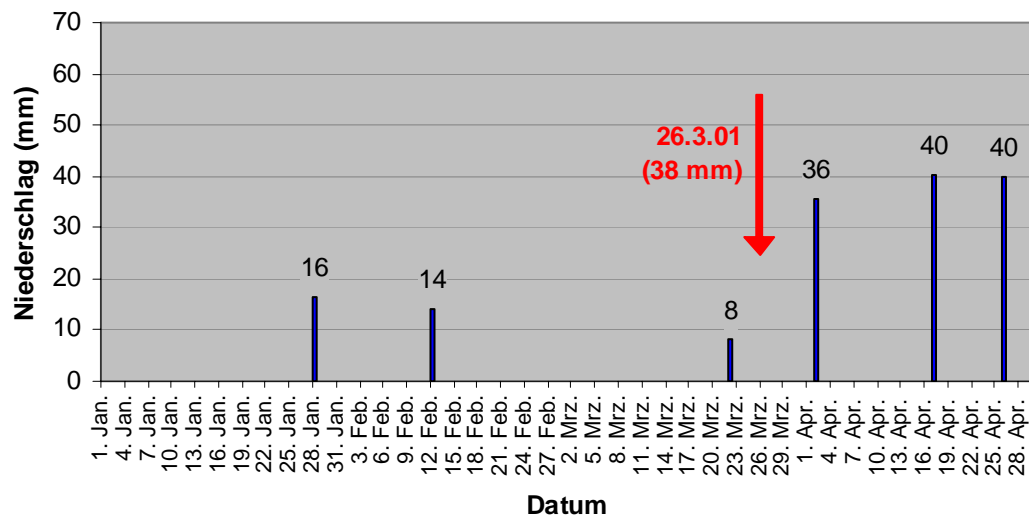


Abbildung 61: Tägliche Niederschlagswerte an der Messstation „Pos B“ auf der Farm Gellap Ost von Januar bis April 2001.

Roter Pfeil: Aufnahmedatum der Landsat-Szene mit der bis zu diesem Zeitpunkt gefallenen Saison-Niederschlagssumme (in Klammern).

Auf Nabaos wurde daher durch die Starkniederschläge in 2002 die ohnehin spärliche Vegetation fortgespült, wie die Fotos in Abbildung 41 belegen. Auf Gellap Ost hingegen versickert durch die reduzierte Fließgeschwindigkeit an bewachsenen Stellen mehr Wasser und steht der Entwicklung der Vegetation in verstärktem Maße zur Verfügung.

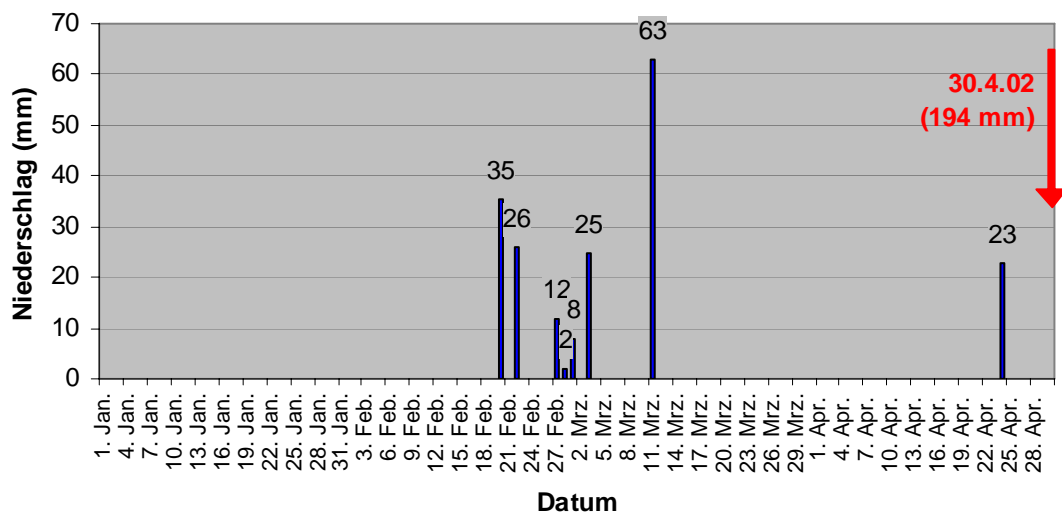


Abbildung 62: Tägliche Niederschlagswerte an der Messstation „Pos B“ auf der Farm Gellap Ost von Januar bis April 2002.

Roter Pfeil: Aufnahmedatum der Landsat-Szene mit der bis zu diesem Zeitpunkt gefallenen Saison-Niederschlagssumme (in Klammern).

Das Change-Detection-Ergebnis aus dem Vergleich der Jahre 2001 und 2002 wirft nur ein Schlaglicht auf die Vegetationsverhältnisse im Untersuchungsgebiet (C). Durch die unterschiedliche, symptomatische Reaktion von intakten und von degradierten Flächen auf

Niederschlagsereignisse konnten auch in dieser kurzen Zeitspanne jene Flächen mit gravierenden langzeitlichen Degradationserscheinungen detektiert werden, die in Nabaos bereits seit den 1970er Jahren in der Folge starker Überweidung bekannt sind (mündliche Information von U. Schneiderat, sozioökonomisches BIOTA-Teilprojekt).

8.3 Verkahlung, Wiederbesiedelung und moderate Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (C)

Das Klassifikationsergebnis für die detektierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet (C) vom 8.4.1991 bis zum 24.4.2000 ist in Abbildung 63 dargestellt. Im betrachteten Zeitraum wurde auf knapp 10% der Fläche Vegetationsrückgang detektiert und für rund 2 % der Fläche Vegetationszunahme (vgl. Tabelle 30).

Tabelle 30: Übersicht des Klassifizierungsergebnisses von Verkahlung, Wiederbesiedelung und Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (C) im Vergleich vom 8.4.1991 zum 24.4.2000.

	Veränderungs-Klasse	Pixel pro Klasse	entspricht km²	% der Gesamtfläche
	unverändert	1.716.613	1.545,0	83,0
	verkahlt natürlich	30.586	27,5	1,5
	verkahlt nutzungsbed.	59.413	53,5	2,9
	Vegetation offener	197.851	178,1	9,6
	wiederbesiedelt	24.176	21,8	1,2
	Vegetation dichter	40.786	36,7	2,0
	Pixel insgesamt	2.069.425	1.862	

Ein direkter Zusammenhang dieser Entwicklung mit den saisonalen Niederschlagsverhältnissen kann nicht hergestellt werden, wie der Vergleich der für das Gebiet berechneten mittleren monatlichen Niederschlagssummen aus den vorliegenden CRU-Daten und den Monatsmaximalwerten des AVHRR-NDVIs in 8 km Auflösung zeigt (vgl. Kapitel 8.1.1), die in Abbildung 64 grafisch dargestellt sind.

Demnach ist vor der Szenenaufnahme von April 2000 mit 529 mm gegenüber 450 mm in der Saison 1990/91 deutlich mehr Niederschlag gefallen. Dies äußert sich mit einem Wert von 0,515 (in 1991: 0,455) auch in einem höheren NDVI zum zweiten Aufnahmezeitpunkt. Die Maximalwerte des NDVIs sind hier allerdings in Frage zu stellen, weil gerade die Werte von Januar bis März 1991 und das niedrige Monatsmaximum von Februar 2000 nicht mit der Niederschlagskurve korrelieren. Die Ursache für diesen Datenfehler liegt höchstwahrscheinlich in dem Mangel an wolkenfreien Szenen zur Bildung der Maximumkomposite während dieser Monate, wodurch das reale Vegetationsmaximum nicht korrekt erfasst werden konnte.

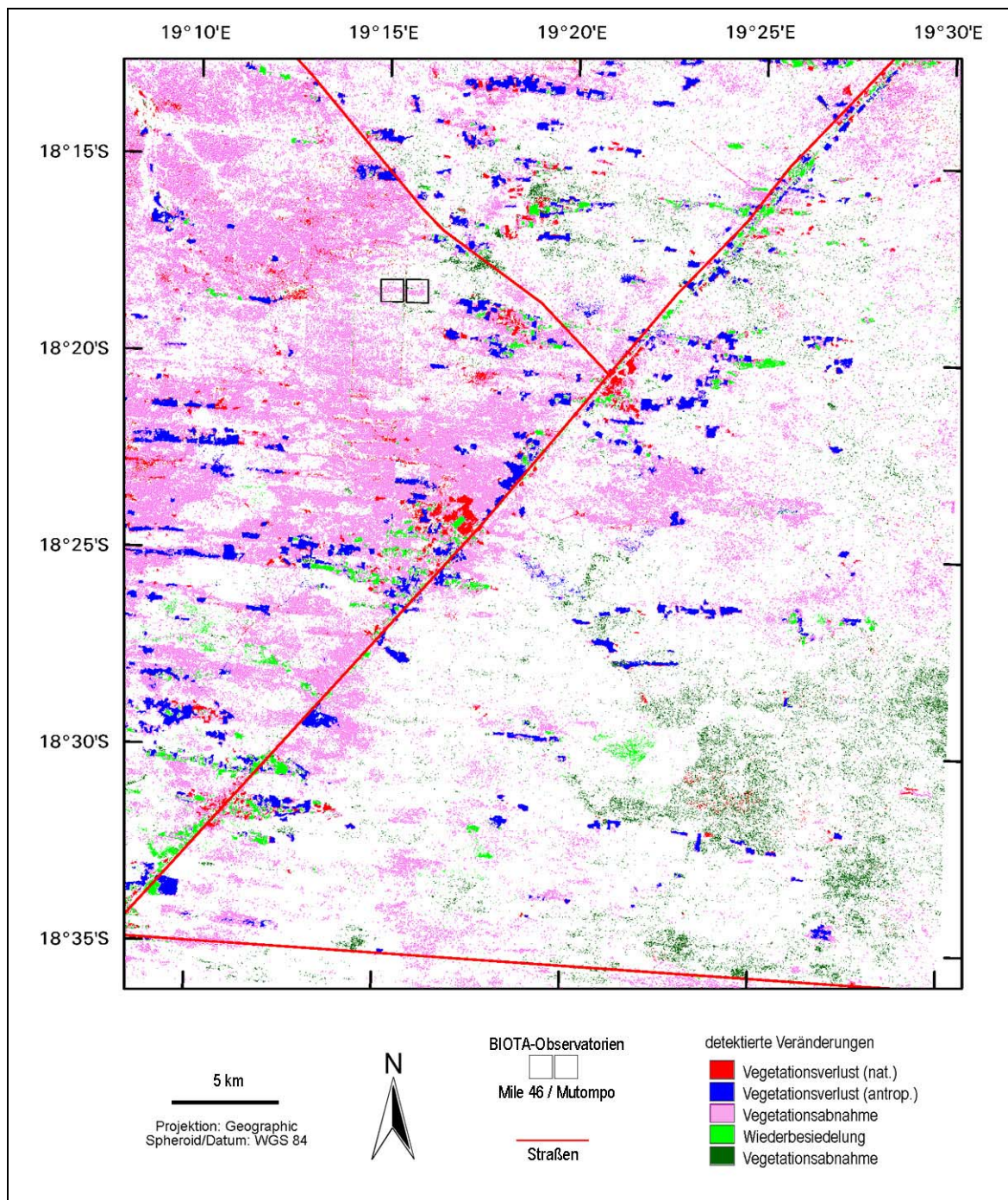


Abbildung 63: Ergebnis der Klassifikation von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen sowie von Schwankungen der Vegetationsdichte im Untersuchungsgebiet (C) vom 8.4.1991 im Vergleich zum 24.4.2000.

Da der Vegetationsrückgang offenbar nicht in Zusammenhang mit Niederschlag steht, könnten Landnutzungsaktivitäten als Ursache für diese Veränderung in Betracht kommen. Dies erscheint jedoch unwahrscheinlich, da die klassifizierten Flächen an keinerlei Nutzungsstrukturen gebunden und siedlungsfremd sind. Hingegen fällt auf, dass der Rückgang überwiegend auf die Dornbuschvegetation der Interdünenbereiche beschränkt ist, während Flächen mit Vegetationszunahme vor allem im Südosten des Untersuchungsgebietes auftreten, die von Trockenwäldern nahe des Omatako Omuramba besiedelt sind.

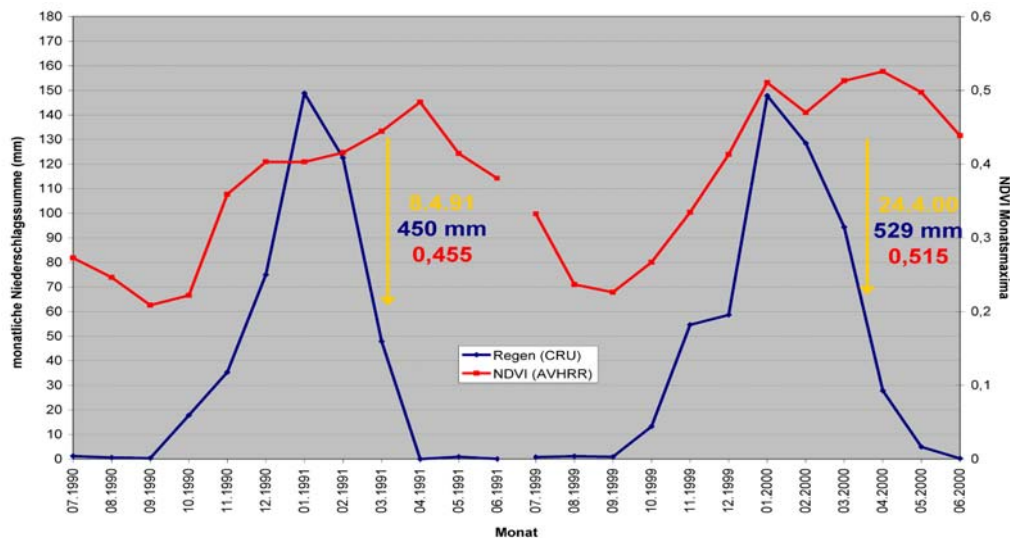


Abbildung 64: Vergleich der Niederschlagsentwicklung und des NDVIs im Untersuchungsgebiet (C) in den Regenzeiten 1990/91 und 1999/00.

Datenquellen: Monatsmittelwerte der CRU (Niederschlag) und die Monatsmaximalwerte des NOAA AVHRR-NDVIs in 8 km Auflösung. Gelbe Pfeile: Aufnahmezeitpunkt der verglichenen Landsat-Szenen. Die näherungsweise Niederschlags- und NDVI-Werte zum Aufnahmezeitpunkt wurden linear aus den Werten des vorhergehenden und laufenden Monats interpoliert. Bei dem Einbruch der NDVI-Kurven im Januar-März 1991 und Februar 2000 handelt es sich wahrscheinlich um Artefakte, die durch dichte Bewölkung in diesen Monaten hervorgerufen wurden.

Die Standorte der Dornbuschvegetation verfügen mit feinkörnigerem Boden über einen ungünstigeren Wasserhaushalt als die sandigen Standorte der Trockenwälder (vgl. Kapitel 4.3). Möglicherweise ist dieser bodenbedingte Unterschied der Wasserverfügbarkeit die Ursache für die lokal schwächere Vegetationsausprägung der Dornbuschvegetation im Jahr 2000. Diese ist auf den trockeneren Standorten niederschlagsabhängiger als die breitblättrigen Trockenwaldarten, die in den tiefgründigen Sandböden auch Grundwasserressourcen nutzen können. Über die genaue Dynamik der Vegetation des Kavango ist zum jetzigen Zeitpunkt allerdings noch zu wenig bekannt, um diese Frage abschließend beantworten zu können.

Von Interesse ist in dieser Region vor allem das Klassifikationsergebnis für Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse. Die Validierung des Klassifikators in Kapitel 7.1.3 hat auch für dieses Gebiet gezeigt, dass der Anteil von nutzungsbedingt verkahlten Flächen unterschätzt wird. In Abbildung 63 wird im Vergleich mit der Satellitenszene im Anhang A4 ebenfalls deutlich, dass die Verkahlungsprozesse hier überwiegend auf Landrodung und Ackerbau zurückzuführen sind.

Tabelle 30 zeigt, dass im Beobachtungszeitraum rund 4,4 % der Fläche (1,5 % natürlich und 2,9 % nutzungsbedingt verkahlt) in Nutzfläche, d.h. in Acker- oder Siedlungsraum umgewandelt wurden. Das entspricht einer Fläche von 81 km². Demgegenüber wurden aber nur 1,17 % der Gesamtfläche, entsprechend 21,76 km², aus der Nutzung genommen. Da beide Landsat-Szenen jahreszeitlich mit nur 16 Tagen Unterschied aufgenommen wurden, ist der Einfluss von unterschiedlichen Erntezeitpunkten auf den Bedeckungsgrad der Felder (vgl. MENDELSON & EL OBEID 2003) und somit auf das Change-Detection-Ergebnis hier als gering einzuschätzen. Das

Ergebnis dokumentiert deshalb den zunehmenden Siedlungsdruck in dieser Region. Die seit den 1970er Jahren verbesserte Infrastruktur ermöglicht die Landnahme, Viehhaltung und Siedlung in immer größerer Entfernung der Hauptstraße (vgl. Kapitel 4.4). Diese Entwicklung stellt daher in der Region den gravierendsten Einflussfaktor auf die natürlichen Ökosysteme und ihre Artenvielfalt dar.

8.4 Feuer im Untersuchungsgebiet (A)

Rezente Brandflächen

Die Detektion rezenter Brandflächen mit dem hier entwickelten Klassifikator erfolgte im Untersuchungsgebiet (A) mit hoher Zuverlässigkeit (vgl. Kapitel 7.3.2). Im Vergleich der Szenen von Mai 2000 zu September 2000 wurden im September korrekt auf 871 km², was 3,6 % der Fläche des Untersuchungsgebietes entspricht, frische Brandstellen detektiert. In der entsprechenden Feuermaske, die zur Validierung des Klassifikationsergebnisses aus derselben Landsat-Szene erzeugt wurde, wiesen sogar 1.028 km² verbrannte Flächen auf, entsprechend 4,2 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

Um für den gesamten Untersuchungszeitraum eine Aussage über das Ausmaß der Brände im Untersuchungsgebiet (A) treffen zu können, wurden sämtliche Brandmasken ausgewertet, die für den Zeitraum von 2000 bis 2002 aus den Landsat-Daten erzeugt wurden (Kapitel 7.3.2). Diese sind nach Jahren zusammengefasst in Abbildung 65 dargestellt. Die entsprechenden Flächenanteile gehen aus Tabelle 31 hervor.

Tabelle 31: Von Feuer betroffene Flächen im Untersuchungsgebiet (A) im Zeitraum von 2000 bis 2002.

Die Flächenanteile wurden aus den Feuermasken ermittelt, die aus der Landsat-Vollszene vom 6.9.2000 und den Landsat-Quicklooks für die übrigen Zeitschnitte extrahiert wurden.

	Fläche in km ²	Fläche in %
Gesamtfläche Gebiet (A)	24.214	100,0
Feuer im Jahr 2000	2.526	10,4
davon bis 6.9.2000	1.028	4,2
Feuer in 2001	482	2,0
Feuer in 2002	130	0,5
Insgesamt betroffen	3.138	13,0
Davon mehrfach gebrannt	22	2,6

Demnach sind von September bis Dezember 2000 im Untersuchungsgebiet 2.526 km² Farmland verbrannt, also 10,4 % der Gesamtfläche. In der Trockenzeit 2001 brannte es insgesamt auf 482 km² (2 % der Gesamtfläche) und in der darauf folgenden Trockenzeit 2002 brannten 130 km² (0,5 % der Fläche). Insgesamt waren von 2000 bis 2002 3.138 km², also 13 % des gesamten Farmlandes im Untersuchungsgebiet von Feuer betroffen (vgl. Tabelle 31). Nur etwa 2,6 %, entsprechend 22 km² von den insgesamt verbrannten 3.138 km² wiesen in mehreren Zeitschnitten frische Brandspuren auf.

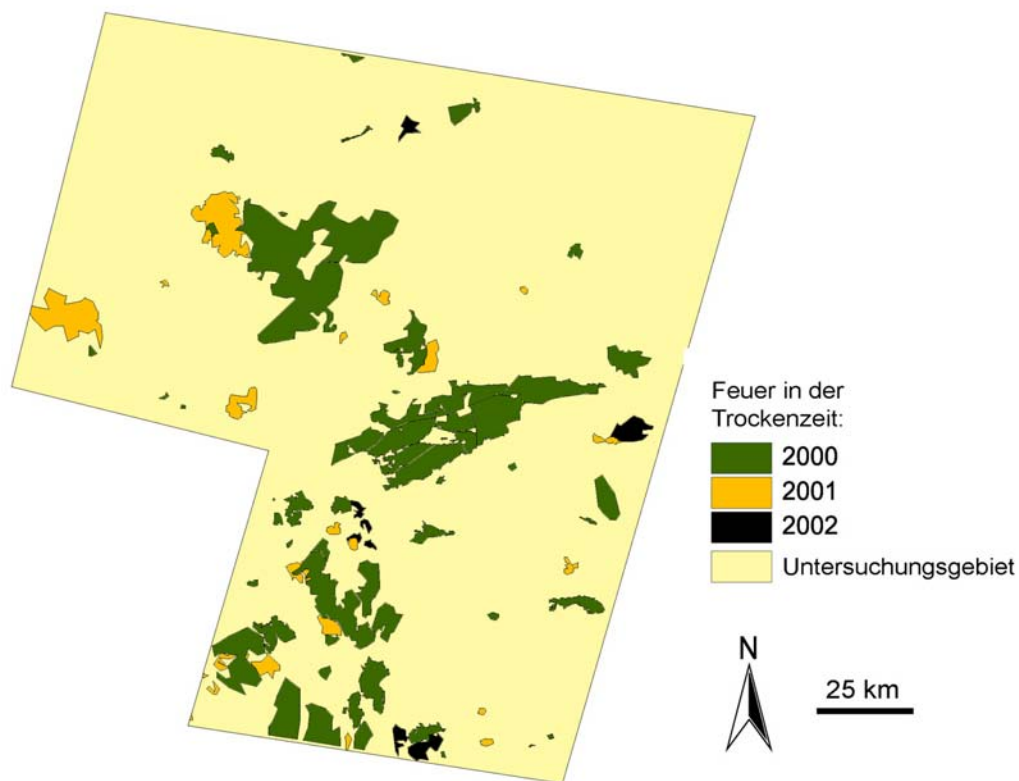


Abbildung 65: Darstellung der Flächen im Untersuchungsgebiet, die im Zeitraum von 2000 bis 2002 von Buschbränden betroffen waren.

Datengrundlagen sind die Landsat-Vollszene vom 6.9.2000 und die Landsat-Quicklooks für den entsprechenden Zeitraum (vgl. Kapitel 5.1).

Dieses Ergebnis ist an die Niederschlagsmenge der vorangegangenen Regenzeiten gekoppelt. Wie in Kapitel 4.5.1 erläutert wurde, kommt es in der Region nur nach ausgesprochen ergiebigen Regenzeiten zu ausgedehnten Flächenbränden, weil nur dann genug Biomasse produziert wird, die einem Feuer ausreichend Nahrung bieten kann. Die Regenzeit 1999/2000 brachte mit bis zu 1000 mm fast dreimal soviel Niederschlag wie durchschnittlich zu erwarten ist (Anlage 1). Dementsprechend hoch war die Biomasseproduktion, die sich in den Klassifikationsergebnissen bis Mai 2000 für Verkahlung, Wiederbesiedlung und Schwankungen der Vegetationsdichte ebenfalls in besonders starken „Zuwachs“-Signalen äußerte.

Da die darauf folgenden Regenzeiten ausgesprochen unergiebig waren, ist davon auszugehen, dass die Brände der Jahre 2001 und 2002 durch die restliche verbliebene Biomasse des Jahres 2000 genährt wurden, weil in 2001 und 2002 keine ausreichend dichte Vegetationsdecke als Brandmasse gebildet werden konnte (so auch die Aussage der befragten Farmer in der Region). Insgesamt brannte es daher 2001 und 2002 auch seltener, weil ein Großteil der verbliebenen Biomasse zwischenzeitlich von Vieh, Wild oder auch Termiten gefressen wurde oder bereits im Vorjahr abgebrannt war. Die Analyse der Szenen Mai und September 2000 zeigte zudem, dass im September 2000 jene Camps, die zu diesem Zeitpunkt bereits kahl gefressen waren, von durchziehenden Feuern verschont blieben.

Außergewöhnlich ergiebige Regenzeiten wie jene von 1999/2000 sind in der Region die Ausnahme, wie die langzeitliche Niederschlagsreihe in Anlage 1 zeigt. Die Analyse aller verfügbaren Landsat-Quicklooks bis in die 1970er Jahre zurück zeigte, dass es in diesem Zeitraum keine detektierbaren Brände im Untersuchungsgebiet gegeben hatte. Dieser Befund korrespondiert mit den Aussagen der befragten Farmer in der Region, die sich ebenfalls an keine ausgeprägten Brände erinnern konnten.

Alte Brandflächen

Die Erkennung von alten „erholten“ Brandflächen erfolgte vom hier entwickelten Klassifikator nur unzureichend. Dies ist nach CHRISTENSEN & RECHER (1981) darauf zurück zu führen, dass die Effekte von Feuer in der Landschaft hoch variabel sind in Abhängigkeit von

- der Menge an Brandnahrung (Gras) in Abhängigkeit von Regen und Nutzung,
- der Windgeschwindigkeit (Einfluss auf Brandgeschwindigkeit und Temperatur),
- der Regenerationsfähigkeit betroffener Gehölzarten,
- der Größe der Gehölze,
- der Niederschlagsverteilung nach Feuer (Regenerationsbedingungen allgemein).

Diese Variabilität an Veränderungen konnte im Untersuchungsgebiet ebenfalls beobachtet werden.

Direkt im Anschluss nach dem Feuer ist die Landschaft zunächst einheitlich kahl und ruß- und aschebedeckt (Abbildung 21 links). Da es in der Regenzeit 2000/01 nur wenig regnete, hat sich die Vegetation nach Aussage der Farmer in dem Jahr kaum erholt, d.h. die Flächen blieben kahl. Im darauf folgenden Jahr schlugen in der Otjiruze-Region (bei Farm Otjiruze, vgl. Abbildung 51), in der die Feuer heiß gebrannt hatten, die geschädigten Dornbüsche vereinzelt von der Basis her wieder aus (Abbildung 21 rechts). Die Regenerationsgeschwindigkeit hängt dabei im Einzelnen von kleinräumigen Standortbedingungen und der Regenerationsfähigkeit der betroffenen Vegetation ab.

HUETE & JACKSON (1987) beschreiben in Folge von Feuer oftmals eine Vegetationszunahme. Vermutlich auf Grund der geringen Niederschläge der Regenzeiten 2000/01 bis 2002/03 konnte dies in dieser Arbeit nur ausnahmsweise im östlichen Untersuchungsgebiet in der Nähe des Ortes Hochfeld beobachtet werden. In dieser Region erwiesen sich vor allem die *Acacia mellifera*-Dickichte als Feuer empfindlich und wurden stark geschädigt. Nach dem Feuer wurden ihre Standorte jedoch sehr schnell vom Rosinenbusch (*Grewia spec.*) eingenommen, der dort inzwischen ähnliche Dichte erreicht wie vormals *Ac. mellifera*. Die Brandnarben haben sich in dieser Region folglich sehr viel schneller geschlossen als weiter westlich. Sie wurden daher nicht vom Klassifikator erfasst.

Die Kameldornbäume (*Ac. erioloba*) in den Galeriewäldern der Flüsse wurden von durchziehenden Feuern nur selten geschädigt. Aufgrund des spärlichen Unterwuchses im schattigen Auwald brannte es dort nicht heiß genug und das Feuer erreichte daher meistens nicht die Baumkronen. Diese Flächen wurden vom hier entwickelten Klassifikator nicht erkannt, weil die Schäden unterhalb der Baumkronen vom Satelliten nicht detektierbar waren. Daher konnte hier keine

feuerverursachte Veränderung detektiert werden. Das wirkliche Ausmaß an Vegetationsschäden durch das Feuer in diesen Bereichen bleibt in den Ergebnissen der entwickelten Change-Detection-Methode also unklar.

Die heterogene Entwicklung der Brandflächen wird auch in den Klassifikationsergebnissen für Verkahlung, Wiederbesiedelung und Schwankungen der Vegetationsdichte im Vergleich der Jahre 2000-2002 und 2000-2003 deutlich. Im Bereich der Brandnarben zeichnen sich keinerlei flächigen Veränderungsmuster ab, die auf eine besondere Entwicklung dieser Flächen im Vergleich zum Umland hindeuten würden. Dies bekräftigt noch einmal den Eindruck der vielfältigen, unspezifischen Entwicklung der Brandflächen. Daher kann in dieser Arbeit keine Aussage getroffen werden, was die „typische“ langzeitliche Reaktion der Vegetation in dieser Region ist, in der Feuer eher als exzeptionelle Ereignisse gelten.

8.5 Feuer im Untersuchungsgebiet (C)

Das Klassifikationsergebnis für rezente Brandflächen im Untersuchungsgebiet (C) zeigte mittlere Genauigkeiten. Im Ergebnis wurde auf etwa 68 km², entsprechend 4,5 % der Gesamtfläche „Feuer“ detektiert. Die zur Validierung genutzte Brandmaske zeigte hingegen für 110 km², entsprechend 6,9 % der Fläche Feuereinwirkung an (vgl. Tabelle 32).

Tabelle 32: Auf der Landsat-Szene vom 1.10.2000 im Untersuchungsgebiet (C) von Feuer betroffene Flächen im Vergleich zur Szene vom 8.4.2000.

Die Flächenanteile wurden 1. aus dem Ergebnis zur Klassifikation rezenter Brandflächen und 2. aus der Brandmaske, die aus dem panchromatischen Landsat-Kanal extrahiert wurde, ermittelt.

	Fläche in km ²	Fläche in %
Gesamtfläche Gebiet (C)	1.585	100,0
1. Feuer klassifiziert	68	4,5
2. Feuer aus Brandmaske	110	6,9

Als Ursache für diese Diskrepanz wurde oben bereits die schlechte Erkennbarkeit der Bodenfeuer durch die Baumkronen des Trockenwaldes genannt, durch die das Feuersignal am Sensor nicht mehr eindeutig als solches erkennbar ist. Abbildung 25 verdeutlicht diesen Effekt.

Feuer spielen in den Savannen und Trockenwäldern Nordnamibias eine bedeutendere Rolle als in Zentralnambias. Auf einer Reihe von Landsat-Quicklooks aus den 1980er Jahren zeigen Spuren von rezenten und erholten Brandstellen, so etwa die Szenen vom 26.8.1984, 29.10.1984 und vom 22.12.1986. Die größere Brandhäufigkeit wird durch die größere Regenmenge und dadurch bedingt höhere Biomasseproduktion gefördert, wie bereits in Kapitel 4.5.3 erläutert wurde. Durch die größere Brandmasse brennen in dieser Region die Feuer sehr heiß. Sie können daher auch die Kronen der Bäume erreichen und diese so stark schädigen, dass sie absterben. Daher stellt gerade die gezielte Brandlegung durch die Bevölkerung hier eine besondere Bedrohung für das Ökosystem der Savannen und Trockenwälder dar.

9 Diskussion

In dieser Arbeit wurde versucht, die typischen Veränderungen der Vegetation Zentralnamibias zu erfassen. Der hier vorgestellte Change-Detection-Ansatz hat für alle betrachteten Vergleichszeiträume auf großen Flächen des Untersuchungsgebietes Veränderungen ausgewiesen, die auch interpretierbar sind.

Aber handelt es sich dabei tatsächlich um „echte“ Veränderungen? Wie in Kapitel 8 ausführlich dargestellt wurde, handelt es sich bei den meisten detektierten Veränderungen um niederschlagsabhängige *Land Cover Modifications* und nur selten um „echte“ *Land Cover Conversions* gemäß LAMBIN (1999) und MERTENS & LAMBIN (1999). Die Beobachtung, dass variable Niederschlagsverhältnisse der bestimmende Veränderungsfaktor in semiariden Landschaften sind, machen die meisten Autoren, z.B. BRADLEY & MUSTARD (2005), COPPIN et al. (2004), SERNEELS et al. (2001), WOODCOCK et al. (2001), SCHMIDT & KARNIELI (2000), VIEDMA & MELIÁ (1999), PETERS & EVE (1995), unabhängig von den verwendeten Fernerkundungssensoren, auf denen ihre Arbeiten beruhen.

ROGAN et al. (2002) und ELLIS et al. (1987) sprechen bei diesen phänologischen Veränderungen der Savanne im ökologischen Sinne von nicht relevantem „noise“, quasi einem „Störsignal“ der Vegetation. Die Trennung von „noise“ und „echtem“ Signal wird in der fernerkundlichen Change-Detection-Praxis oft pragmatisch durch die Anwendung statistischer Parameter durchgeführt. Dazu werden im entsprechenden Change-Datensatz über die Gesamtfläche kanalweise der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet. Alle Veränderungen, die vom Mittelwert nicht mehr abweichen als in der Größenordnung der Standardabweichung (oder auch der doppelten Standardabweichung) werden als „unverändert“ deklariert (z.B. SINGH 1986, RICHARDSON & MILNE 1983, FUNG 1990).

In Abbildung 66 ist dieses Verfahren für die bereits in Kapitel 7 vorgestellten Differencing-Signaturen aus dem Untersuchungsgebiet (A) demonstriert. Zusätzlich zu den Veränderungssignaturen wurden hier die Mittelwerte und einfachen Standardabweichungen der einzelnen Kanäle über die gesamte Szene dargestellt, deren Basis das Differencingergebnis aus dem Vergleich der Jahre 2000 und 2003 ist. Die Darstellung zeigt, dass die Signaturen für Buschsterbe (und für erholte Brandnarben), die eher moderate Veränderungen beschreiben, im Bereich der Gesamtszenen-Standardabweichung liegen und nach der oben beschriebenen Praxis damit als nicht signifikantes Rauschen („noise“) gelten würden. Der niederschlagsbedingte Gesamtentwicklungstrend der Szene (das Jahr 2003 war erheblich trockener als 2000) verschleiert somit „echte“ Prozesse des Vegetationsrückganges wie die Effekte der Buschsterbe. Bei umgedrehten Niederschlagsverhältnissen würde dementsprechend die Verbuschung durch das Rauschen verdeckt.

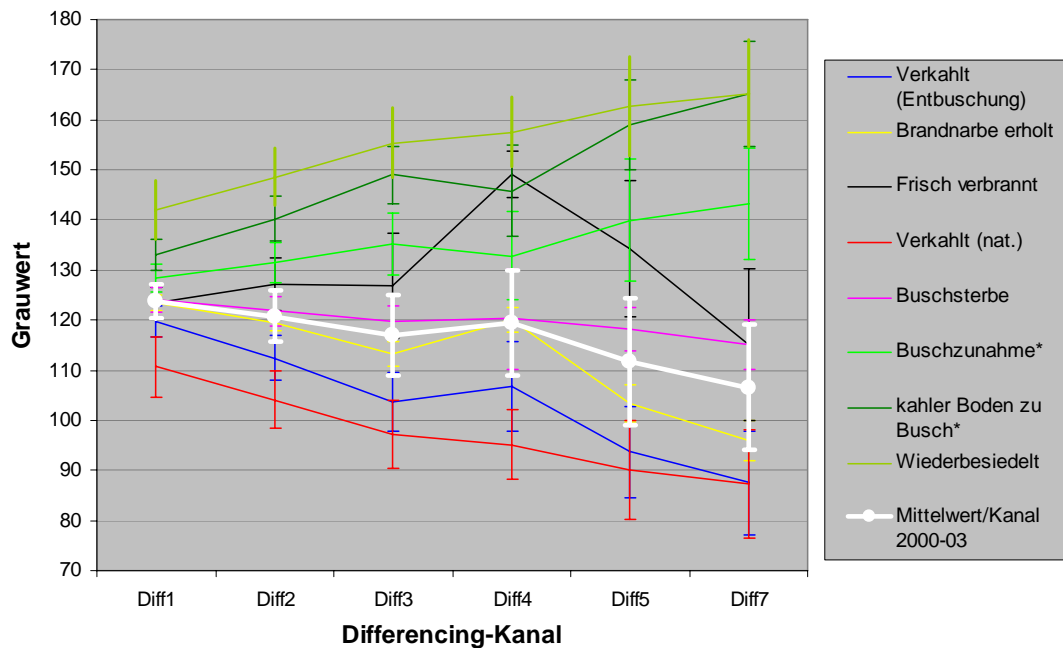


Abbildung 66: Charakteristische Differenz-Signaturen analog Abbildung 36 und der jeweilige Kanalmittelwert über das gesamte Untersuchungsgebiet (A) aus dem Vergleich der Szenen von 2000 und 2003.

Balken: Standardabweichung. (*): aus Change-Datensatz 2003 zu 2000 extrahiert, alle übrigen aus Datensatz 2000 zu 2003.

Die Grafik zeigt, dass innerhalb der Grenzen der Standardabweichung nicht nur phänologische Modifikationen liegen, genauso wenig wie außerhalb nur „echte“ Konversionen anzutreffen sind. Denn auch ein Teil der klassifizierten Verkahlung und Wiederbesiedelung sind niederschlagsbedingt, wie z. B. die sporadische Ausprägung einer Annuellen-Grasschicht oder rezente Weideinflüsse. Sie liegen aber außerhalb des Wertebereichs der Standardabweichung. Mit Hinblick auf die große Dynamik der Savannenvegetation ist eine fernkundliche Trennung von „signal“ und „noise“ aufgrund von statistischen Grenzwerten also nicht sinnvoll.

Einen anderen Ansatz verfolgten KAUFMANN & SETO (2001), die eine Zeitreihenanalyse mit mehreren Daten-Zeitschnitten im Pearl River Delta in China durchführten. Sie definierten eine klassifizierte Veränderung von Zeitschnitt A zum nächsten Zeitschnitt B erst dann als signifikant, wenn diese Veränderung beim Vergleich mit dem noch jüngeren Datensatz C ebenfalls detektiert wurde. Dadurch sollten phänologische Schwankungen im Ergebnis ausgeglichen werden.

Dieser Ansatz setzt allerdings voraus, dass in dem betrachteten Naturraum so etwas wie ein „Gleichgewichtszustand“, ein besonders charakteristischer Zustand oder ein „stable state“ existiert. Aber bei einem System mit so großer klimatischer Dynamik wie in der afrikanischen Savanne ist es schwer, einen solchen Zustand zu definieren. Die Anlage 1 zeigt die große Niederschlagsvarianz im Untersuchungsgebiet (A) für die Zeit von 1983 bis 2003, in der jede Regenzeit ein individuelles Verteilungsmuster aufweist. ELLIS et al. (1987) und ILLIUS & O’CONNOR (1999) gehen sogar so weit zu sagen, dass es in Gebieten mit einer Niederschlagsvarianz von mehr als 30 % wie in Namibia

überhaupt keinen „stable state“ gibt. Man müsse hier vielmehr von einem „state and transition“-System sprechen. In diesem state-and-transition-System stellen auch Prozesse der Verbuschung und der Buschsterbe keine echten Veränderungen dar, sondern bedeuten lediglich das Hin- und Herschwingen des Systems Savanne zwischen zwei charakteristischen Zuständen. Der Ansatz von KAUFMANN & SETO (2001) ist daher zur Beantwortung der Frage, wann eine Veränderung eine Veränderung ist, auch nicht hilfreich.

VANACKER ET AL. (2005) kommen bei ihrer Change-Detection-Arbeit auf Basis MODIS-Daten im subsaharischen Afrika ebenso wie BRADLEY & MUSTARD (2005) semiariden Steppen in Amerika zu dem Ergebnis, dass in hochdynamischen Systemen wie der Savanne eine Unterscheidung zwischen phänologischen Einflüssen und relevanten Veränderungen nur unter Einbezug der Niederschlagshistorie zu treffen ist. Mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit kann diese Aussage vollständig unterstützt werden.

10 Ausblick

Die Motivation zur Entwicklung der in dieser Arbeit vorgestellten Change-Detection-Methodik war die Notwendigkeit der Erfassung von Veränderungen in den Savannen Zentralnamibias. Die Quantifizierung von verkahlten und wiederbesiedelten Flächen, sowie von Vegetationsrückgang und Vegetationszunahme, besonders der Verbuschung, ist unter Zuhilfenahme der vorliegenden Niederschlagsdaten gelungen. Eine Anwendung der Methodik auf weitere Landsat-Szenen dieser Region von anderen Aufnahmezeitpunkten war ebenfalls erfolgreich, und die Veränderungsdetektion mit weiteren Zeitschnitten erscheint daher erfolgversprechend.

Die Anwendung der Methodik auf andere Landschaftsräume wie die von Zwergsträuchern dominierte Nama-Karoo im ariden Süden Namibias sowie auf die humideren Baumsavannen im Norden Namibias zeigen, dass auch in diesen Regionen plausible Klassifikationsergebnisse erzielt werden.

Weiter konnte das Verfahren zur Erkennung von Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozessen sowie von Schwankungen der Vegetationsdichte am Rande dieser Arbeit bereits auf weitere Untersuchungsgebiete des BIOTA-West-Projektes angewendet werden. Dies waren vor allem die Savannen und Regenwälder der Elfenbeinküste und Benins, ebenso wie andere Biome wie der Sukkulenten-Karoo in Südafrika, die ebenfalls im Fokus des BIOTA-Süd-Projektes liegen (<http://www.biota-africa.org>). Obwohl bislang keine Referenzdaten zur Validierung dieser Ergebnisse vorliegen, erscheinen die Ergebnisse plausibel. Hier ist allerdings die Verifizierung der Change-Detection-Ergebnisse nötig.

Der Klassifikator zur Erkennung frischer Brandflächen zeigte in Westafrika ebenfalls gute Ergebnisse, auch wenn hier, vermutlich durch überstehende Baumkronen ähnliche Auslassungsfehler auftraten wie bei der Anwendung auf das Gebiet (C) in Nordnamibia. Durch die hohe räumliche Auflösung dieser auf Landsat-Daten basierenden Methodik bietet dieser Klassifikator jedoch gegenüber den Feuerdetektionssystemen auf NOAA-AVHRR- und Terra-MODIS-Basis den Vorteil, auch kleine Brandflächen erfassen und quantifizieren zu können. Darin liegt für die Zukunft ein gewisses Anwendungspotenzial.

Neben der Anwendung auf andere Untersuchungsgebiete ist des Weiteren eine Verbesserung der Methodik angedacht. Besonders die Erfassung von nutzungsbedingt verkahlten Flächen anhand der Segmenteigenschaften der Differencingergebnisse könnte befriedigender gelöst werden. Dies wäre zur Untersuchung von Gebieten hilfreich, in denen vor allem Feldbau und Abholzung eine Rolle spielen, ähnlich wie im Untersuchungsgebiet (C) in der Kavango-Region Nordnamibias.

Kapitel 8 hat in Übereinstimmung mit VANACKER et al. (2005) gezeigt, dass bestimmte Landschaftsveränderungen in Abhängigkeit von der Niederschlagshistorie verschleiert – oder auch vorgetäuscht – werden können. Diese Erkenntnis kann man künftig nutzen, indem man sich bei der

Auswahl der Zeitschnitte für gezielte Fragestellungen im Vorfeld an der Niederschlagshistorie orientiert. Zur Detektion von Verbuschung wären dann z.B. ein früher Datensatz mit besseren Niederschlagsverhältnissen und eine spätere Satellitenszene mit ungünstigeren Niederschlagsverhältnissen zu empfehlen, weil dann der Prozess der Verbuschung als Vegetationszunahme vor dem allgemein zu erwartenden Trend des Vegetationsrückganges deutlich zu erkennen ist.

Darüber hinaus ist es denkbar, den hier entwickelten Klassifikator dahingehend zu verfeinern, dass durch die Angabe von Niederschlagsdaten, z.B. der Saisonniederschlagssummen zu beiden Aufnahmezeitpunkten als dynamische Faktoren automatisch eine Justierung der gewählten Schwellenwerte und Ratios erfolgt. Das Ziel wäre hier eine Unterdrückung oder Abschwächung des Einflusses phänologischer Effekte auf das Klassifikationsergebnis.

Ein beschränkender Faktor bei zukünftigen Anwendungen des vorgestellten Verfahrens ist der Ausfall des Landsat 7 ETM-Sensors seit Mai 2003 (<http://landsat7.usgs.gov/>). Um bis zum erwarteten Start des Landsat 7-Nachfolgers *Operational Land Imager* (OLI) im Jahr 2009 (<http://ldcm.usgs.gov>) dennoch Veränderungsanalysen auf der Basis aktueller Daten durchführen zu können, kann bislang nur auf Landsat 5-TM-Daten zurück gegriffen werden, mit allen ihren Alterungserscheinungen und eingeschränkten Kalibrationsmöglichkeiten (vgl. Kapitel 5.1).

Daher wird der nächste Schritt sein, das hier entwickelte Verfahren auf andere Sensoren anzupassen, deren spektrale und räumliche Auflösung denen der Landsat-(E)TM-Sensoren vergleichbar sind. Naheliegend wären hier die Daten des ASTER-Sensors (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/>). Die spektralen Bänder seiner VNIR- und SWIR-Sensoren messen in ähnlichen Spektralbereichen wie die (E)TM-Sensoren, und die räumliche Auflösung von 15 m bzw. 30m ist ebenfalls mit Landsat vergleichbar. Zu einer Übertragung des Verfahrens auf diesen Sensor müssten die in dieser Arbeit zur Klassifikation verwendeten Schwellenwerte und Ratios überprüft und an die Wertebereiche dieser Daten angepasst werden.

Die Nutzung der ASTER-Daten hätte zudem den Vorteil, dass zur Abschätzung der phänologischen Situation im Aufnahmegebiet zum Aufnahmezeitpunkt Terra-MODIS-Daten vom gleichen Überflugszeitpunkt herangezogen werden können. Aufgrund der in Kapitel 8 aufgezeigten Korrelation von Niederschlagsereignissen mit vorliegenden MODIS-NDVI-Daten würde sich dadurch u.U. die Möglichkeit eröffnen, die Schwellenwerte und Ratios des Klassifikators mit der Differenz der MODIS-NDVI-Mittelwerte zu beiden Beobachtungszeiträumen über den jeweiligen Untersuchungsraum zu kalibrieren. Dies stellt vor allem dann einen Vorteil dar, wenn keine Niederschlagsdaten vorliegen.

Sollte sich eine Operationalisierung der Methodik generell als sinnvoll erweisen, müsste eine Vereinfachung der Anwendung und die Implementierung in eine Benutzeroberfläche erfolgen, in der der Anwender nach Bedarf die benötigten Klassifikatoren auswählen kann und ggf. Niederschlags- oder NDVI-Daten zur phänologischen Kalibrierung eingeben kann.

Der Nutzen des hier entwickelten und zukünftig zu verbessernden Verfahrens besteht darin, dass erfolgte Veränderungen, insbesondere Degradationserscheinungen, in verschiedenen Biomen detektiert werden können, ohne dabei auf Bodeninformationen und oft nur unzureichend detaillierte Landbedeckungsklassifikationen angewiesen zu sein. Diese Ergebnisse stellen die Basis zur Analyse der Ursachen dar, die auf den betroffenen Flächen zu Veränderungen geführt haben. Anhand der Analyse können für die betroffenen Gebiete gezielt nachhaltige Nutzungskonzepte entwickelt werden und somit einem Fortschreiten der Degradation entgegen gewirkt werden.

Die Erkennung degradierter Flächen mit der hier entwickelten Change-Detection-Methodik ist auf dem Weg zu einer nachhaltigen Nutzung und Erhaltung von Artenvielfalt und Ressourcen somit der erste Schritt.

11 Zusammenfassung

Die Dornbusch-Savannen Zentralnamibias unterliegen großen Veränderungen. Teilweise handelt es sich dabei um Degradationsprozesse, die zu einem Verlust an Artenvielfalt und auch ökonomischem Wert dieser überwiegend als Rinderweide genutzten Systeme führen. Die Degradation drückt sich in der Savannenlandschaft zum einen durch Verkahlung aus (Desertifikation), vor allem aber durch die massive Ausbreitung einzelner Dornbuscharten wie *Acacia mellifera*, die zur Umwandlung gemischter Savannenvegetation in artenarme Dominanzbestände führt (Verbuschung). Andere Veränderungen erfolgen spontan und stellen eine Reaktion der Vegetation auf aktuelle Niederschlagsereignisse dar. Diese phänologischen Änderungen sind in der Regel reversibel.

Als typische Veränderungsmechanismen konnten nutzungsbedingter und natürlicher reversibler oder irreversibler Vegetationsverlust und die Wiederbesiedelung verkahlter Flächen identifiziert werden. Des Weiteren gibt es moderate Schwankungen der Vegetationsdichte, zu denen die Verbuschungsprozesse und die Buschsterbe gehören. Die Buschsterbe ist eine Pilzkrankung, die zum flächenhaften Absterben von Akazienbüschen, vor allem von *Ac. mellifera* führt. Auch der Einfluss von Feuer kann eine Ursache für Veränderungen sein.

Um insbesondere das Ausmaß der Degradationsprozesse in Zentralnamibia zu erfassen und zu quantifizieren, wurde in dieser Arbeit ein fernkundliches Change-Detection-Verfahren auf der Basis von Landsat-TM und ETM-Daten entwickelt. Die methodische Basis hierfür stellten das Image-Differencing und die modifizierte selektive Hauptkomponentenanalyse (sPCA) dar. Um auch Formparameter der veränderten Flächen zur Unterscheidung von Veränderungstypen heranziehen zu können, wurden die Ergebnisse des Differencings segmentiert und das Maß der Kompaktheit (Compactness) der Segmente extrahiert. Die Klassifikation der charakteristischen Veränderungen erfolgte über Ratios und Schwellenwerte von Einzelkanälen dieser Change-Datensätze und der Compactness, die aus charakteristischen Veränderungssignaturen abgeleitet wurden. Diese wurden anhand von Referenzflächen ermittelt, die auf Felddaten basierten. Als Referenz zur Ableitung der Signaturen diente dabei der Veränderungsdatensatz aus dem Vergleich der Landsat-Szenen von Mai 2000 und April 2003.

Diese bitemporale Change-Detection-Methode wurde für das Hauptuntersuchungsgebiet (A) in Zentralnamibia auf insgesamt 8 Kombinationen aus 7 Landsat-Szenen im Zeitraum von 1984 bis 2003 angewendet. Damit wurde die Übertragbarkeit der Methode auf verschiedene Zeitschnitte getestet. Zur Abschätzung der Übertragbarkeit auf andere Naturräume wurde die Methode zudem auch auf jeweils ein Szenenpaar in der ariden zwergstrauchdominierten Nama-Karoo in Südnamibia und in einem feuchteren Dornsavannen-Trockenwaldgebiet in der Kavango-Region Nordnamibias angewendet.

Die Klassifikatoren zur Trennung der einzelnen Veränderungsklassen lieferten unterschiedlich gute Ergebnisse. Die Verkahlungs- und Wiederbesiedelungsprozesse wurden sehr zuverlässig

detektiert, wobei allerdings die Unterscheidung von natürlicher und nutzungsbedingter Verkahlung anhand der Compactness-Werte den Anteil an anthropogen veränderten Flächen auffällig unterschätzte. Die Validierung anhand von Farmerauskünften bzw. vergleichenden Fotos zum Aufnahmezeitpunkt lieferte dabei in allen drei Untersuchungsgebieten ähnliche Ergebnisse.

Moderate Veränderungen der Vegetationsdichte wurden in allen drei Untersuchungsgebieten überwiegend gut erkannt. Eine eindeutige Zuordnung auf Veränderungen des Busch- oder des Grasstratums war allerdings nicht immer möglich.

Die Detektion von rezenten Brandflächen in Zentral- und Nordnamibia verlief zufrieden stellend. Mehrere Monate alte Brandflächen ließen sich mit dem dazu entwickelten Klassifikator jedoch nicht von anderen phänologisch und nutzungsbedingten Veränderungen trennen.

Zur Analyse der Signifikanz der Change-Detektion-Ergebnisse wurden verschiedene Niederschlagsdaten und NDVI-Zeitreihen für den jeweiligen Beobachtungszeitraum hinzugezogen. Es zeigte sich, dass die Change-Detection-Ergebnisse stark mit den Niederschlagssummen korrelierten, die in der jeweiligen Regenzeit bis zum Aufnahmezeitpunkt der einzelnen Landsat-Szenen gefallen waren. War die Regenzeit zum ersten Vergleichszeitpunkt ergiebiger als zum zweiten, wurde überwiegend Vegetationsrückgang detektiert. War die zweite Regenzeit hingegen feuchter als die erste, wurde überwiegend Vegetationszunahme detektiert. Die Größe der Niederschlagsdifferenz zwischen beiden Zeitpunkten spiegelte sich zudem im Flächenanteil der einzelnen Veränderungsklassen wider. Durch diesen starken phänologischen, d.h. niederschlagsbedingten Veränderungsanteil wurden „echte“ Veränderungen z.T. verschleiert oder verstärkt. Dieses Ergebnis korrespondiert mit den Ergebnissen vieler anderer Change-Detection-Arbeiten im semiariden Raum. Als relevante Veränderungen wurden daher nur solche bewertet, die dem allgemeinen phänologischen Trend im Vergleichszeitraum entgegenstanden. So konnten z.B. Flächen, auf denen Vegetationszuwachs detektiert wurde, obwohl die Regenzeit zum zweiten Aufnahmezeitpunkt schwächer war als die erste, als tatsächlich verbuscht gelten.

Unter Berücksichtigung dieser niederschlagsbedingten Einflüsse wurden im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia die Flächenanteile bestimmt, für die Degradation detektiert wurde. Demnach hat im Vergleich der Szenen von 1984 und 2003 auf etwa 681 km², entsprechend 2,8 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes, eine niederschlagsunabhängige Verdichtung der Vegetation, d.h. eine Verbuschung stattgefunden. Die Lage der betroffenen Gebiete korrespondiert mit der in der Literatur genannten Region (vgl. BESTER 1998/99). Des Weiteren wurde im Untersuchungszeitraum von 1984 bis 2003 auf ca. 0,53 km², entsprechend 0,002 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes irreversible Verkahlung, d.h. Desertifikation detektiert. Damit stellt in Zentralnamibia die Veränderung durch Verbuschung die flächenmäßig größte Bedrohung für Artenvielfalt und landwirtschaftliche Tragkraft der Savannen dar. Aufgrund der starken phänologischen Einflüsse konnten von der Buschsterbe betroffene Regionen im Untersuchungsgebiet nicht sicher erkannt und quantifiziert werden.

Kleinräumig konnten im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia Farmen identifiziert werden, die in einem oder mehreren Ergebnisbildern durch besondere Veränderungsmuster auffielen. Zumeist handelte es sich um Degradationserscheinungen wie Verbuschung und Verkahlung, für die bei der Besichtigung während der Feldkampagne im Jahr 2004 oft ein Zusammenhang mit ungünstigen Landnutzungspraktiken, d.h. vor allem Überweidung hergestellt werden konnte. Des Weiteren wurden starke Veränderungen durch Entbuschungsmaßnahmen, kurzzeitige Weideinflüsse und auch einzelne wiederhergestellte Bestände detektiert. Nutzungsbedingte Degradationserscheinungen treten im Untersuchungsgebiet in Zentralnamibia insgesamt nur kleinräumig auf einzelnen Farmen auf.

Für das Untersuchungsgebiet in Südnamibia lagen zwei Landsat-Szenen für den kurzen Vergleichszeitraum von 2001 zu 2002 vor. Anhand dieser konnten unter Zuhilfenahme von Niederschlagsdaten stark degradierte Flächen identifiziert werden. Während auf den intakten Flächen aufgrund der besseren Regenzeit zum zweiten Aufnahmezeitpunkt wie erwartet Vegetationszuwachs detektiert wurde, führten ebendiese reichlichen Niederschläge im degradierten Gebiet zu einer großflächigen Erosion der Vegetationsdecke. Dies ist vermutlich auf die größere Geschwindigkeit des oberflächlich abfließenden Regenwassers in der spärlichen Vegetationsdecke der degradierten Fläche zurück zu führen. In den übrigen Gebieten reduzierte hingegen die dichtere Vegetation den Oberflächenabfluss, wodurch mehr Wasser versickerte und verstärktem Pflanzenwachstum zur Verfügung stand.

Im Untersuchungsgebiet in Nordnamibia wurden zwei Landsat-Szenen von April 1991 und April 2000 verglichen. Die gravierendste Veränderung in diesem Zeitraum war nutzungsbedingte Verkahlung, die auf rund 4,4 % der Gesamtfläche, entsprechend 81 km² detektiert wurde. Ursache ist hier die Umwandlung von Dornbuschsavanne in Acker- oder Siedlungsraum. Demgegenüber wurde aber nur für 1,17 % der Gesamtfläche, entsprechend 21,76 km², Wiederbesiedelung detektiert. Dies sind zumeist Agrarflächen, die (kurzzeitig) aus der Nutzung genommen wurden. Das Ergebnis dokumentiert den zunehmenden Siedlungsdruck in der Kavango-Region. Die seit den 1970er Jahren verbesserte Infrastruktur ermöglicht hier immer mehr Menschen die Landnahme, Viehhaltung und Siedlung.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass mit der hier entwickelten Change-Detection-Methode unter Berücksichtigung der Niederschlagshistorie in den semiariden und ariden Testgebieten signifikante Veränderungen der Vegetation in verschiedenen Landschaftsräumen detektiert werden können. Weitere Anwendungen der Methodik auf andere Testgebiete im südlichen und westlichen Afrika am Rande dieser Arbeit zeigten ebenfalls gute Ergebnisse, die allerdings bislang aus Mangel an Referenzdaten nicht validiert werden konnten.

Zur zukünftigen Operationalisierung der Methodik sollte vor allem eine verbesserte Trennbarkeit von nutzungsbedingten und natürlichen Verkahlungsprozessen angestrebt werden. Des Weiteren wird eine Anpassung der Klassifikatoren auf andere Sensoren wie z.B. ASTER angedacht, um auch nach dem Ausfall von Landsat 7 im Jahr 2003 aktuelle Daten vergleichen zu können. Um den

phänologischen Einfluss von unterschiedlichen Niederschlagshistorien im Vorfeld der Eingangsdaten zu minimieren, wäre zudem die Implementierung eines Kalibrierungsfaktors denkbar, der auf Niederschlags- oder auch MODIS-NDVI-Daten der entsprechenden Zeit- und Untersuchungsräume basiert.

Das Ergebnis wäre eine sichere Methode zur Detektion von regionalen Veränderungen im semiariden Raum. Die Identifizierung dieser Veränderungen, speziell von Degradationserscheinungen stellt die Basis dar, dort gezielt nach den Ursachen zu suchen und Handlungsempfehlungen zu entwickeln, um einer fortschreitenden Zerstörung von Lebensraum, Artenvielfalt und ökonomischem Potenzial der betroffenen Flächen entgegen zu wirken.

Abstract

„It used to be different...“

Talking to people in central Namibia this sentence is frequently heard. The people are referring to the status of the savanna vegetation in this region. Sometimes the bush has become denser over time, or suddenly it died back on large areas.

Savannas are ecosystems in semi arid regions, consisting of a close layer of grasses and herbs and a varying cover of bushes and trees. Savannas are one of the most frequent vegetation types in tropical and subtropical zones, as they cover 12 % of the earth's terrestrial surface, 64 % of the sub-Saharan African continent, and 54 % of southern Africa. In Namibia they cover 60 % of the country and are habitat of 80 % of the population. Savannas supply the people with food, fuel wood, medicinal plants, timber and pasture. Therefore they are economically important for the subsistence of people.

Worldwide savanna systems are exposed to different degradation processes. Apart from processes of vegetation loss (desertification), a massive increase of certain bush species changes mixed, species rich savannas into monotonous dense dominance stands of thorn bushes. In Namibia about 50 % of the savannas are affected from this bush encroachment.

Desertification and bush encroachment are ecologically tragical, as they lead to a loss of habitats and species richness. But they are also leading to a decrease of economical value of these regions; the socioeconomic damage of bush encroachment in Namibia was estimated of 700 Mio. NAM\$ (about 87,5 Mio. EU) for the year 2004.

The reasons of degradation processes are not well understood yet. Some authors see it in the context of global warming or the increase of atmospheric CO₂, whereas most authors notice correlations to land use practices, local soil properties, the influence of fires, and the high precipitation variability in semi arid regions.

Apart from irreversible degradation processes changes of the vegetation composition are caused by epidemic plant diseases like the bush dieback disease, as well as by anthropogenic land use practices. Intense livestock grazing can reduce the grass cover decisively, an effect which is generally reversible. To combat the increasing bush development in some regions the bush is cut off, turning dense wood stands back into open grasslands with a higher value for commercial cattle farming, which is the dominating land use practice in central Namibia. Depending on the savanna type also fires can be an important factor for vegetation changes.

The identification of degraded areas is difficult because the aspect of the intact savanna differs strongly as well, depending on the actual availability of precipitation water. Phenological variability is characterizing savanna's vegetation. It adds to real vegetation changes – or obscures it.

So the accurate access and the quantification of changes, in particular of degradation processes in savanna systems is a challenge. This question is complicated by the fact that in the affected – mainly developing – countries very often there is a lack on detailed information of the historical vegetation status, like repeated vegetation classifications.

To handle these circumstances the main goal of this study was to develop a satellite image based remote sensing technique to detect savanna areas which have been affected by vegetation change. The remote sensing approach allows the detection of changes independent from detailed ground truth data and over large areas, where field data acquisition would be difficult or impossible.

As main study area a 186 km x 208 km large region in central Namibia north of Windhoek was chosen. This region is characteristic concerning vegetation types, change processes and land use practices in savanna systems of southern Africa.

The work was based on Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+ data, because their identical spatial resolution of 30 m x 30 m allows the identification also of small landscape elements, and with the spectral resolution of six channels in the visible and infrared the detection of vegetation changes also within vegetation classes was possible.

For the time period of 1984 to 2003 six images of the Landsat scene 178/75 (WRS-2 Path/Row) dated on the 14.6.1984, 14.5.1990, 26.4.1995, 17.5.2000, 16.2.2002, and on the 24.4.2003 have been used to detect vegetation changes during the main rainy season. To detect also burnt areas, a scene from the 6.9.2000 was used, because it contains recent fire scars.

After a geometric and atmospheric correction of the Landsat data an image differencing on several image pairs have been applied, subtracting layer wise the new scene from the older one to extract spectral change information. The grey values of the differencing results contain information of the extent and direction of the spectral change for each pixel.

Additionally a selective Principal Component Analysis (sPCA) has been performed on the Landsat data pairs. The sPCA was computed with the ChangeIndex-Program, developed by the German Remote Sensing Data Center (DFD) of the German Aerospace Center (DLR). This program modifies the sPCA result by fuzzy logic rules, so that the final output delivers information on the extent of the spectral change of one pixel in relation to the occurred change in the whole layer. So, the information content of the image differencing and modified sPCA result are not redundant.

A comparison of the Landsat data and the change data showed that vegetation changes did not only show characteristic spectral properties but as well typical spatial patterns. So, due to

bounded land use units, areas undergoing anthropogenic changes like recent grazing impact, or logging of bushes and trees showed rectangular extensions, whereas natural changes like erosion on flood plains and river beds showed irregular forms. To access this spatial information of change the differencing images have been segmented. The compactness information of the resulting polygons, i.e. the relation of area to perimeter has been extracted. Areas with land use induced changes in general showed higher compactness values than natural induced changes.

Based on the results of the image differencing, the modified sPCA and the compactness information a bitemporal decision tree classification was developed. To classify changes thresholds and ratios on single channels of the spectral change data and the compactness were used. Typical change signatures within these data have been identified with ground truth data gathered from interviews with farmers and visual observations in the region during several field trips.

The developed technique allowed the identification of natural and land use induced loss of vegetation leading to bare ground, and vegetation recovery on bare ground. Furthermore the moderate decrease and increase of vegetation density was classified, to identify areas affected by bush encroachment or bush dieback processes. The classification was computed on the image pairs from 1984 – 1990, 1990 – 1995, 1995 – 2000, 2000 – 2002, 2000 – 2000, 2002 -2003, and 1984 -2003.

The classification results have been validated mainly based on farmer interviews and field observations during additional field trips to Namibia. The validation showed high accuracies of 100 % (user's and producer's accuracy) for vegetation recovery, of 70,4 % or 89,3 % (user's resp. producer's acc.) for natural vegetation loss and 85,3 % (user's acc.) or 51,8 % (producer's acc.) for land use induced vegetation change. The validation showed that the classification underestimated the part of anthropogenic changed areas, which mainly have been classified as natural vegetation loss.

In comparison, the accuracies computed on classification results which did not differ between natural and anthropogenic vegetation loss showed user's accuracies of 100 % and producer's accuracies of at least 92,3 %. Therefore the differentiation between natural and land use induced changes which was performed by a threshold in the compactness value, could be identified as the source for incorrect classification results.

With help of aerial photographs of the years 1978/79 and 1997 for a subset of the study area it was tested, if the detected vegetation increase and decrease correlated with obvious changes in the bush stratum. Whereas the resulting producer's accuracies reached values of 100 % (increase) and 81,3 % (decrease) in the compared Landsat scenes from 1984 – 2000, and 75,0 % resp. 72,7 % for the comparison of the scenes from 1984 and 1995, the user's accuracies reached only 24% to 59,3 %. This indicates, that the detected changes cannot be correlated strictly to bush encroachment or bush dieback processes.

The validation for all compared image pairs showed similar results. This means, that the classification system which was developed mainly on spectral information of the changes between the images of 2000 and 2003 is also transferable on other time scenes.

The detection of recent fire scars by the comparison of the scenes from 17.5.2000 and 6.9.2000 showed a very good result as well, with user's and producer's accuracies of 99 %. The classification of older fire scars in comparison of the scenes from May 2000 – February 2002 and May 2000 – April 2003 was not successful. Formerly burnt areas were only detected with user's and producer's accuracies up to 12 % resp. 17 % for 2000 – 2002. Therefore, the classification was not applied to the other study regions.

To check the transferability also on other vegetation types the technique has been applied without any modifications on a second test area in southern Namibia which is dominated by the sparse arid dwarf shrub vegetation of the Nama-Karoo, and on a third test area in the Kavango region of northern Namibia where tree savannas are predominant, due to higher rainfall amounts than in central Namibia.

In southern Namibia commercial small livestock farming is the dominant land use practice, and typical vegetation change types are vegetation loss due to overgrazing and/or erosion after inundations. In northern Namibia cattle farming and agriculture for subsistence are typical land use practices and as well the dominating vegetation change factors. In this region also fires have a major impact on the vegetation structure.

The changes in each of these regions have been detected on one image pair. For southern Namibia Landsat subsets of the scene 177/78 from the 26.3.2001 and the 30.4.2002 was used and for northern Namibia a subsets of the scene 177/73 dated on the 8.4.1991 and on the 24.4.2000 have been used for the identification of vegetation loss, recover, increase and decrease. The impact of fires in the Kavango region has also been detected comparing the scenes from the 24.4.2000 and the 1.10.2000.

The validation of the results for these regions was conducted by photographs dated very close to the Landsat's acquisition dates and the comparison of the classification results with panchromatic Landsat data. The validation results do not differ significantly from the results for the study area in central Namibia. This shows the transferability of the developed change detection technique on other vegetation types.

As mentioned above, vegetation changes in semi arid regions are strongly correlated to the high precipitation variability. To check this influence on the change detection results precipitation data have been used. For the study area in central Namibia a time series of monthly sums from 1983 to 2000 from the Climate Research Unit (CRU) has been used. It has been continued by monthly data based on 16 farm measurements, which could be copied from the farms during the field trips. For

the study areas in southern and northern Namibia farm data or respective CRU data have been available as well.

To test the velocity on which the vegetation responds to precipitation events for the study area in central and northern Namibia the rainfall data have been compared with remote sensing derived NDVI data (Normalized Difference Vegetation Index) from the NOAA-AVHRR sensor for the period of 1983 to 2000 and from the Terra MODIS-Sensor for the period of 2000 to 2003.

The vegetation development in all regions showed a strong correlation to precipitation events. Differences in seasonal precipitation amounts were reflected in the change detection results. Was the second year drier than the first, mainly vegetation loss and vegetation decrease was classified. When the second year showed higher rainfall amounts, than mainly vegetation recovery and vegetation increase was detected.

Apart from this results computed over the entire study areas, the influence of local rainfall events, documented by farm data, have also been proved for central Namibia. High rainfall amounts of about 160 mm within the last ten days before the acquisition of the scene from 2003 lead to the detection of drastically vegetation increase in the north-western part of the study area in all comparisons with this scene, e.g. for the years 1984- 2003. This might be interpreted as huge amounts of bush encroachment. For comparison also the change between 1984 and 2002 has been computed. In this result only very small patches in the north-western part of the area have been affected by vegetation increase. If the results computed with the image of 2003 really indicated bush encroachment, this should also have been visible in the 2002 result, because bush encroachment is a long lasting process over several years.

This result stresses the strong correlation of the change detection result to the recent precipitation events in 2003. The increase in the 2003 – comparison have to be interpreted either as a quick response of the growing grasses and herbs or as a disturbing influence of the wet soil on the Landsat signal simulating a high vegetation amounts in 2003.

Additional to this result for general trends the change patterns on several farms in central Namibia have been analysed. The interviews with the respective land users showed, that strong signals of detected non-precipitation-dependent vegetation loss was mostly correlated to recent grazing pressure. Only in few cases the change detection result proved a severe degradation process, leading to significant signals of vegetation loss and vegetation recovery within the single change detection results. These alternating change patterns are mainly caused by a degraded grass layer consisting of a sparse coverage of annual species, which disappear completely under high grazing pressure and unfavourable rainy seasons and recover in years with good rainfall conditions. In comparison, in savannas with a grass layer of perennial grasses, with bad rainy seasons only a slight vegetation decrease was detected, because the large bulks of these species remain also in dry seasons, so that no bare ground signal is detected.

In some farms the coupled effect of vegetation loss and bush encroachment was detected, indicated by a very fine textured mosaic of vegetation loss and vegetation increase. In this farms grazing impact, may be in cooperation with unfavourable soil and relief conditions, have destroyed the grass layer. The elimination of competition for water led to a proliferation of the bush stratum.

Apart from the land use induced vegetation loss there were also areas detected losing the vegetation cover temporary due to natural circumstances. These areas are mainly located near to ephemeral river beds. After rainfalls superficial floods bring in fine textured soil material which deposit in these regions and forms a very hard soil crust, which avoids the establishment of plants.

With the distinction of rainfall induced phenological vegetation change, which was the major part of the detected changes, it was possible to interpret the remaining changes as "real" changes. So the area that was affected by bush encroachment in comparison of the images from 1984 – 2003 could be estimated on 681 km², i.e. 2,8 % of the study area in central Namibia. The amount and the localization of the affected areas correspond to the results of other studies. In comparison, only 0,53 km², i.e. 0,002 % of the study area, where affected by irreversible desertification (vegetation loss). This means that in the savanna systems of central Namibia bush encroachment is the most important degradation process.

In southern Namibia in correspondence to the rainfall history, from 2001 to 2002 mainly vegetation increase was detected. Only on one farm over large areas vegetation loss was detected. This indicated the heavy degradation state of these areas. The vegetation in the affected region consists of a sparse coverage of annual grasses, because perennial grasses have already been extincted by long years overgrazing. The heavy rainfalls in the spring 2002 eroded the formerly existent annual grass cover, because this sparse vegetation was not possible to decelerate the superficial water flow, in contrast to the dense perennial grass cover in the not affected surrounding. Thus, in spite of comparing only a time span of one year, with the developed change detection technique also heavily degraded areas have been detected with the additional use of precipitation data.

In northern Namibia apart from phenological effects, logging of the forest to get agricultural field have been identified to be the main changing factor. From 1991 to 2000 on about 81 km², i.e. 4,4 % of the study area, this anthropogenic vegetation loss was detected, whereas on only 21,76 km², i.e. on 1,17 % of the area a vegetation recovery due to abandoned fields was detected. This result shows the increasing population pressure in the region, since an improved infrastructure facilitates the settlement and land use in the Kavango region.

Furthermore, in comparison of the Landsat scenes from April and October 2000 recent fire scars have been detected on nearly 110 km², i.e. on 6,9 % of the total study area in northern Namibia. In contrast to the study area in central Namibia here fires occur more frequently due to the higher mass of accumulated dry biomass. Fires are inflamed by dry thunderstorms or by man. In this way

the population in this area tries to damage the trees lethally, to fell them legally as timber and fire wood, because the cutting of living trees in Namibia is prohibited by law.

To resume, in this study the development of a remote sensing change detection technique for the detection of vegetation changes in savanna systems was conducted successfully. Furthermore the application of the technique to regions with different vegetation types, land use and change factors was successful as well.

The analysis of the results showed the strong correlation with precipitation events and seasonal rainfall amounts. This implies that an interpretation of the results without this additional information is nearly impossible, because different rainfall histories may enforce or hide real changes. The knowledge of this correlation offers also the possibility to improve the developed method in using precipitation data as calibration parameters for the thresholds and ratios resulting in a diminution of the phenological effect on the change detection results.

Future applications of the technique at the moment are mainly limited due to the defect of the Landsat 7 sensor in 2003. Therefore it seems to be useful to adapt the method for the application on other satellite data with comparable spectral and spatial properties like the Landsat (E)TM sensors. Here data of the Terra-ASTER sensor are of interest. Furthermore, as ASTER flies on the same platform as MODIS, and the MODIS NDVI showed a strong correlation to rainfall amounts, this opens the possibility to calibrate the change detection technique with recent MODIS NDVI data instead of rainfall data, whose acquisition in many cases may be difficult.

With these improvements the developed method offers a tool to detect vegetation changes, and especially of degradation processes over large regions in savannas and other vegetation systems without detailed ground information. The accurate detection of altered areas is fundamental for the analysis of the respective changing factors. Only with the knowledge of the driving factors the development of sustainable land use concepts and restoration plans will be possible. Therefore the developed change detection technique is the first step to the conservation of natural resources and biodiversity in these regions.

Literaturverzeichnis

ABEYTA, A. M., FRANKLIN, J. (1998). The Accuracy of Vegetation Stand Boundaries derived from Image Segmentation in a Desert Environment. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64(1), 59-66.

ACOCKS, J. P. H. (1988). Veld Types of South Africa. *Memoirs of the Botanical Survey of South Africa* 57.

AL-BAKRI, J. T., TAYLOR, J.C., BREWER, T.R. (2001). Monitoring land use change in the Badia transition zone in Jordan using aerial photography and satellite imagery. *The Geographical Journal* 167(3), 248-262.

ALBERTZ, J. (2001). Einführung in die Fernerkundung. 2.Aufl. *Wissenschaftliche Buchgesellschaft*, Darmstadt.

ALMEIDA-FILHO, R., SHIMBUKURO, Y.E. (2002). Digital processing of a Landsat-TM time series for mapping and monitoring degraded areas caused by independent gold miners, Roraima State Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment* 79, 42-50.

ANYAMBA, A., TUCKER, C.J., EASTMAN, J.R. (2001). NDVI anomaly patterns over Africa during the 1997/98 ENSO warm event. *International Journal of Remote Sensing* 22(10), 1847-1859.

ARCHER, S. (1994). Tree-grass dynamics in a Prosopis-thornbush savanna parkland: Reconstructing the past and predicting the future. *Ecoscience* 2(1), 83-99.

ARCHER, S. (1995). Mechanisms of Shrubland Expansion: Land Use, Climate or CO₂? *Climatic Change* 29, 91-99.

BASTIN, G. N., PICKUP, G., PEARCE, G. (1995). Utility of AVHRR data for land degradation assessment: a case study. *International Journal of Remote Sensing* 16, 651-672.

BECKER, T., VOGEL, M., HÖRSCH, B., SCHULTZ, C., STROHBACH, M., HANATSCHEK, R. (2003). Zum Stand der fernerkundungsgestützten Vegetationskartierung im Rahmen des BIOTA Southern Africa-Projektes. In "Basic and Applied Dryland Research I - Beiträge des Arbeitskreises Wüstenökologie" (M. Veste, Akhtar-Schuster, M., Wissel, C., Ed.). UFZ, Leipzig.

BESTER, F. V. (1984). Die verbossingsprobleem in Suidwes-Afrika. *Directorate Agriculture of the Administration for Whites* unpublished Report.

BESTER, F. V. (1998/99). Major Problem – Bush Species and Densities in Namibia. *Agricola* 10, 1-3.

- BOND, W. J. (1997). Fire. In "Vegetation of Southern Africa" (R. R.M., D.M. and Pierce, S.M., Ed.), 258-277. Cambridge University Press, Cambridge.
- BONDINE, M.C., UECKERT, D.N. (1975). Effect of Desert Termites on Herbage and Litter in a Shortgrass Ecosystem in West Texas. *Journal of Range Management* 28 (5), 354-358.
- BORAK, J.S., LAMBIN, E.F., STRAHLER, A.H. (2000). The use of temporal metrics for land cover change detection at coarse spatial scales. *Int. Journal of Remote Sensing* 21, (6&7), 1415-1432.
- 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, 204-213.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964). Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Wien, New York.
- BURKE, A. (2002). Present Vegetation in the Kavango Region. *Journal of the Namibia Scientific Society* 50, 133-145.
- BURNETT, C., BLASCHKE, T. (2003). A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling* 168, 233-249.
- CHAVEZ, P. S., KWARTENG, A.Y. (1989). Extracting Spectral Contrast in Landsat Thematic Mapper Image Data Using Selective Principal Component Analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 55(3), 339-348.
- CHAVEZ, P. S., MACKINNON, D.J. (1994). Peer-Reviewed: Automatic Detection of Vegetation Changes in the Southwestern United States Using Remotely Sensed Images. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 60(5), 571-583.
- CHOUDHURY, B. J., TUCKER, C.J. (1987). Satellite Observed Seasonal and Inter-Annual Variation of Vegetation over the Kalahari, The Great Victoria Desert, and the Great Sandy Desert: 1979-1984. *Remote Sensing of Environment* 23, 233-241.
- CHRISTEN, H.-R. (1988). Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie. 9. Aufl. - Salle Verlag Frankfurt am Main.
- CHRISTENSEN, P., RECHER, H. (1981). Responses of open forests (dry sclerophyll forests) to fire regimes. In "Fire and the Australian Biota" (A. M. Gill, Groves, R.H., Ed.), pp. 367-393. Australian Academy of Science, Canberra.
- CONGALTON, R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37, 35-46.

- COPPIN, P., JONCKHEERE, I., NACKAERTS, K., MUYS, B., LAMBIN, E. (2004). Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: A Review. *International Journal of Remote Sensing* 25(9), 1565-1596.
- COPPIN, P. R., BAUER, M.E. (1996). Digital Change Detection in Forest Ecosystems with Remote Sensing Imagery. *Remote Sensing Reviews* 13, 207-234.
- COWLING, R.M., HILTON-TAYLOR, C. (1997). Phytogeography, flora and endemism. In "Vegetation of Southern Africa" (R. M. Cowling, Richardson, D.M. and Pierce, S.M., Ed.), pp. 43-61. Cambridge University Press, Cambridge.
- CREWS-MEYER, K.A., HUDSON, P.F., COLDITZ, R.R. (2004). Landscape Complexity and Remote Classification in Eastern Coastal Mexico: Applications of Landsat-7 ETM+ Data. *Geocarto International* 19(1), 45-56.
- DARWISH, A., LEUKERT, K., REINHARDT, W. (2003). Image Segmentation for the Purpose of Object-based Classification. *IGARSS 2003 IEEE, Toulouse*.
- DE PAUW, E., COETZEE, M.E. (1998/99). Production of an Agro-Ecological Zones Map of Namibia (first Approximation) Part I: Condensed Methodology. *Agricola* 10, 27-31.
- DE PAUW, E., COETZEE, M.E., CALITZ, A.J., BEUKES, H., VITS, C. (1998/99). Production of an Agro-Ecological Zones Map of Namibia (first Approximation) Part II: Results. *Agricola* 10, 33-43.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. - Ulmer Verlag Stuttgart.
- DIOUF, A., LAMBIN, E.F. (2001). Monitoring land-cover Changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments* 48, 129-148.
- DODD, J. D. (1994). Desertification and Degradation in Sub-Saharan Africa - The role of livestock. *BioScience* 4(1), 28-33.
- DODD, M.B., LAUENROTH, W.K. (1997). The influence of soil texture on the soil water dynamics and vegetation structure of a shortgrass steppe ecosystem. *Plant Ecology* 133, 13-28.
- DU, Y. O., TEILLET, P., CIHLAR, J. (2002). Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. *Remote Sensing of Environment* 82, 123-134.

ELLIS, J. E., COUGHENOUR, M.B., SWIFT, D.M. (1993). Climate Variability, Ecosystem Stability, and the Implications for Range and Livestock Development. *In* "Range Ecology at Disequilibrium" (R. H. Behnke, I. Scoones, C. Kerven, Ed.), pp. 31-41. Overseas Development Institute, London.

ELSTNER, E. F. (1996). Die Sauerstoffaktivierung als Basis pflanzlicher Stressreaktionen. *In* "Stress bei Pflanzen" (C. Brunold, Rügsegger, A., Brändle, R.(Ed.), pp. 347-362. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

ENGERT, S., JURY, M. (1997). Sommerniederschläge im Norden Namibias – Vorläufige Ergebnisse einer zirkulationsdynamischen Untersuchung. *Würzburger Geographische Arbeiten* 92, 285-301.

ERDAS FIELD GUIDE. (1997). Fourth Edition by ERDAS Inc.

EVA, H., LAMBIN, E. (1998). Remote Sensing of Biomass Burning in Tropical Regions: Sampling Issues and Multisensor Approach. *Remote Sensing of Environment* 64, 292–315.

FAO (1988). FAO-Unesco Soil Map of the World.

FERRAR, P. (1982). Termites of a South African Savanna: VI. Subterranean Populations, Mass Determinations and Biomass Estimations. *Oecologia* 52, 147-151.

FRIEDL, M.A., MCIVER, D.K., HODGES, J.C.F. (2002). Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment* 83, 287–302

FUNG, T., LEDREW, E. (1987). Application of Principal Component Analysis to Change Detection. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 53(12), 1649-1658.

FUNG, T. (1990). An Assessment of TM Imagery for Land-Cover Change Detection. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 28(4), 681-684.

GIESS, W. (1998). A preliminary Vegetation Map of Namibia. *Dinteria - Contributions to the Flora of Namibia* 4(3).

GIS-ATLAS OF NAMIBIA. (2002). "Atlas of Namibia Project, 2002, Directorate of Environmental Affairs, Ministry of Environment and Tourism.",
http://www.dea.met.gov.na/data/Atlas/Atlas_web.htm.

GRAETZ, R. D., GENTLE, M.R. (1982). The Relationship between Reflectance in the Landsat Wavebands and the Composition of an Australian Semi-Arid Shrub Rangeland. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 48(11), 1721-1730.

- GRÜNERT, N. (2003). "Namibias faszinierende Geologie." Klaus Hess Verlag, Göttingen Windhoek.
- HANATSCHEK, R. (2001). Verbesserung der räumlichen Auflösung großskaliger Klimadaten mit lokal adaptiven Regressionen. Diplomarbeit. Diplomarbeit Universität Köln.
- HANSEN, M.C., DEFRIES, R.S., TOWNSHEND, J.R.G. (2002). Towards an operational MODIS continuous field of percent tree cover algorithm: examples using AVHRR and MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 83, 303–319.
- HAY, G. F., BLASCHKE, T., MARCEAU, D.J., BOUCHARD, A. (2003). A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 1253, 1-19.
- HOLBEN, B.N., JUSTICE, C.O. (1981). An examination of spectral band ratioing to reduce the topographic effect on remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 2, 115-133.
- HOLZ, G., SCHREUDER, W. (1989a). Dieback of Blackthorn (*Acacia mellifera subsp. detinens*) in South West Africa. *Agricola* 7, 32-36.
- HOLZ, G., MORLEY, M., SCHREUDER, W. (1989). Pathogenicity of *Phoma glomerata*, *P. cava*, *P. eupyrena* and *Cytospora chrysosperma* on Blackthorn (*Ac. mellifera subsp. detinens*). *Agricola* 7, 37-42.
- HOLZ, G., SCHREUDER, W. (1989b). *Phoma glomerata*, *P. eupyrena* and *P. cava* on seeds of Blackthorn (*Ac. mell. subsp. detinens*) and their Pathogenicity on Blackthorn seedlings. *Agricola* 7, 43-47.
- HOLZ, G., SCHREUDER, W. (1989c). Soil moisture stress and infection of Blackthorn (*Ac. mell. subsp. detinens*) by fungi associated with Blackthorn dieback. *Agricola* 7, 48-54.
- HOLZ, G., SCHREUDER, W. (1989d). Blackthorn dieback disease development in the northern regions of South West Africa. *Agricola* 7, 55-59.
- HUDAK, A. T., WESSMAN, C.A. (2001). Textural analysis of high resolution imagery to quantify bush encroachment in Madikwe Game Reserve, South Africa, 1955-1996. *International Journal of Remote Sensing* 22(14), 2731-2740.
- HUETE, A.R. (1988). A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25, 295-309.

HUETE, A. R., JACKSON, R.D. (1987). Suitability of Spectral Indices for Evaluating Vegetation Characteristics on Arid Rangelands. *Remote Sensing of Environment* 23, 213-232.

HUETE, A.R., DIDAN, K., MIURA, T., RODRIGUEZ, E.P., GAO, X., FERREIRA, L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83, 195-213.

HULME, M. (1992) A 1951-80 global land precipitation climatology for the evaluation of General Circulation Models. *Climate Dynamics*, 7, 57-72

ILLIUS, A. W., O'CONNOR, T.G. (1999). On the Relevance of nonequilibrium concepts to arid and semiarid grazing systems. *Ecological Applications* 9(3), 798-813.

JANSSEN, L. L. F., VAN DER WEL, J.M. (1994). Accuracy Assessment of Satellite Derived Land-Cover Data: A Review. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 60(4), 419-428.

JENSEN, J. R. (2000). "Remote Sensing of Environment." Prentice Hall, Upper Saddle River.

JUSTICE, C.O., TOWNSHEND, J.R.G., HOLBEN, B.N., TUCKER, C.J. (1985). Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 6, 1271-1318.

KAUFMANN, R. K., SETO, K.C. (2001). Change detection, accuracy, and bias in a sequential analysis of Landsat imagery in the Pearl River Delta, China: econometric techniques. *Agriculture Ecosystems and Environment* 85, 95-105.

KEMPF, J. (1994). Probleme der Land-Degradation in Namibia. In "Würzburger Geographische Manuskripte", 31, 1-163. Geographisches Institut Universität Würzburg, Würzburg.

KEMPF, J. (2000). Klimageomorphologische Studien in Zentralnamibia: Ein Beitrag zur Morpho-, Pedo- und Ökogenese. Dissertation, Universität Würzburg.

KEY, T., WARNER, T.A., MCGRAW, J.B., FAJVAN, M.A. (2001). A Comparison of Multispectral and Multitemporal Information in High Spatial Resolution Imagery for Classification of Individual Tree Species in a Temperate Hardwood Forest. *Remote Sensing of Environment* 75, 100-112.

KHORRAM, S., BIGING, G.S., CHRISMAN, N.R. et al. (1999). Accuracy Assessment of Remote Sensing-derived Change Detection. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Monograph Series*, Bethesda, Maryland, 64 pp.

KLEINOD, K. (2004), Change Detection als Erkennungsinstrument für Vegetationsveränderungen am Beispiel der Eider-Treene-Sorge Niederung. Universität Trier, Unveröffentlichte Diplomarbeit.

- DE KLERK, J.N. (2004). Bush Encroachment in Namibia – Report on Phase 1 of the Bush Encroachment Research, Monitoring and Management Project. *Ministry of Environment and Tourism of Namibia, John Meinert Printing, Windhoek.*
- KLÖTZLI, F. (1996). Verbiss. In "Stress bei Pflanzen" (C. Brunold, Rügsegger, A., Brändle, R., Ed.), pp. 295-307. Verlag Paul Haupt, Bern Stuttgart Wien.
- KNICK, S. T., ROTENBERRY, J.T., ZARRIELLO, T.J. (1997). Supervised Classification of Landsat TM Imagery in a Semi-Arid Rangeland by nonparametric Discriminant Analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 63(1), 79-86.
- KRUGER, A. S., WOHL, H. (1996). The challenge for Namibia's future: Sustainable land-use under arid and semi-arid conditions. *Entwicklung und ländlicher Raum* 4, 16-20.
- LAMBIN, E. F. (1996). Change Detection at Multiple Temporal Scales: Seasonal and Annual Variations in Landscape Variables. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62(8), 931-938.
- LAMBIN, E. F. (1999). Monitoring forest Degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. *Global Ecology and Biogeography* 8, 191-198.
- LANCASTER, N. (1980): Dune systems and palaeoenvironments in southern Africa. *Palaeont. afr.* 23, 185-189.
- LANGLEY, S. K., CHESIRE, H.M., HUMES, K.S. (2001). A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments* 49, 401-411.
- LARCHER, W. (1994). "Ökophysiologie der Pflanzen, 5. Aufl." Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- LEUKERT, K., Ed. (2002). Untersuchungen zur Segmentierung von Satellitenbilddaten für die Extraktion von GIS-Objekten. Vol. 11. Vorträge 22. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, 24.-26.9.2002 in Neubrandenburg. Edited by E. Seyfert.
- LEWIS, A.J., Ed. (1976). Geoscience Applications of Imaging Radar Systems. *Remote Sensing of the Electromagnetic Spectrum* 3(3).
- LILLESAND, T. M., KIEFER, R.W., CHIPMAN, J.W. (2004). "Remote Sensing and Image Interpretation." Fifth Edition ed. John Wiley & Sons, New York.
- LYON, J. G., YUAN, D., LUNETTA, R.S., ELVIDGE, C.D. (1998). A Change Detection Experiment Using Vegetation Indices. *Photosynthesis Research* 64(2), 143-150.

MALAN, J. S. (2000). "Die Völker Namibias. 2. Aufl." Klaus Hess Verlag, Göttingen, Windhoek.

MAS, J.-F. (1999). Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 20(1), 139-152.

MEIK, J. M., JEO, R.M., MENDELSON, J.R., JENKS, K.E. (2002). Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106, 29-36.

MENDELSON, J., ALICE, J., ROBERTS, C., ROBERTSON, T. (2002). "Atlas of Namibia." David Philip Publishers, Cape Town.

MENDELSON, J., EL OBEID, S. (2003). „Sand and Water – A profile of the Kavango Region.“ Struik Publishers, Cape Town.

MERTENS, B., LAMBIN, E (1999). Modelling land cover dynamics: integration of fine-scale land cover data with landscape attributes. *ITC Journal*, 1 (1) 48-52.

MILNE, A. K. (1986). The Use of Remote Sensing in Mapping and Monitoring Vegetational Change Associated with Bushfire Events in Eastern Australia. *Geocarto International* 1, 25-32.

MISTRY, J. (2000). "World Savannas – Ecology and Human Use." Pearson Education Limited, Harlow.

MOUAT, D. A., MAHIN G.G., LANCASTER, J. (1993). Remote Sensing Techniques in the Analysis of Change Detection. *Geocarto International* 2, 39-50.

NEUBERT, M., MEINEL, G. (2003). Vergleich von Segmentierungsprogrammen für Fernerkundungsdaten. In "Angewandte Geographische Informationsverarbeitung - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2003." (B. Strobl, Griesebner, Ed.), pp. 323-329. Wichmann Verlag, Heidelberg.

OBERDORFER, E. (1949). „Pflanzensoziologische Exkursionsflora“. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

O'CONNOR, T. G. (1995). Transformation of a savanna grassland by drought and grazing. *Afr. J. Range For. Sci.* 12(2), 53-60.

PALMER, A.R., HOFFMAN, M.T. (1997). Nama-Karoo. In "Vegetation of Southern Africa" (R. M. Cowling, Richardson, D.M. and Pierce, S.M., Ed.), pp. 167-188. Cambridge University Press, Cambridge.

- PETERS, A. J., EVE, M.D. (1995). Satellite Monitoring of Desert Plant Community Response to Moisture Availability. *Environmental Monitoring and Assessment* 37, 273-287.
- PETERS, A. J., EVE, M.D., HOLT, E.H., WHITFORD, W.G. (1997). Analysis of desert plant community growth patterns with high temporal resolution satellite spectra. *Journal of Applied Ecology* 34, 418-432.
- PETERS, D. (2004). Eine Vegetationskarte SW-Afrikas auf der Grundlage von NOAA-AVHRR-Daten. *Universität Bonn, unveröffentlichte Diplomarbeit.*
- PILON, P. G., HOWARTH, P.J., BULLOCK, R.A., ADENIYI, P.O. (1988). An enhanced Classification Approach to Change Detection in Semi-Arid Environments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 54(12), 1709-1716.
- POHL, C., VAN GENDEREN, J.L. (1998). Review article: Multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing* 19(5), 823-854.
- PRICE, K. P., PYKE, D.A., MENDES, L. (1992). Shrub Dieback in a Semiarid Ecosystem: The Integration of Remote Sensing and Geographic Information Systems for Detecting Vegetation Change. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 58(4), 455-463.
- QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A.R., KERR, Y.H., SOROOSHIAN, S. (1994). A Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI). *Remote Sensing of Environment* 48, 119-126.
- RICHARDSON, A. J., MILNE, A.K. (1983). Mapping fire burns and vegetation regeneration using principle components analysis. *Proceedings of IGASS'83, San Francisco (New York: IEEE)*, 51-56.
- RINGROSE, S., MATHESON, W. (1991). A Landsat analysis of Range conditions in the Botswana Kalahari drought. *International Journal of Remote Sensing* 12(5), 1023-1051.
- RODERICK, M. L., NOBLE, I.R., CRIDLAND, S.W. (1999). Estimating woody and herbaceous vegetation cover from time series satellite observations. *Global Ecology and Biogeography* 8, 501-508.
- ROGAN, J., FRANKLIN, J., ROBERTS, D.A. (2002). A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment* 80, 143-156.
- ROHDE, R. F. (1997). Looking into the Past: Interpretations of vegetation change in Western Namibia based on matched photography. *Dinteria* 25, 121-149.

- ROQUES, K. G., O'CONNOR, T.G. AND WATKINSON, A.R. (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* 28, 268-280.
- ROY, R. S., RANGANATH, B. K., DIWAKAR, P. G., VOHRA, T. P. S., BHAN, S. K., SINGH, J. J., PANDIAN, V. C. (1991). Tropical forest mapping and monitoring using remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 2205-2225.
- ROY, D. R., LEWIS, P.E., JUSTICE, C.O. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data – a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment* 83, 263-286.
- RUTHERFORD, M.C. (1997). Categorization of biomes. In "Vegetation of Southern Africa" (R. M. Cowling, Richardson, D.M. and Pierce, S.M., Ed.), pp. 85-98. Cambridge University Press, Cambridge.
- RÜEGSEGGER, A. (1996). UV-B-Strahlung. In "Stress bei Pflanzen" C. Brunold, Rügsegger, A., Brändle, R.(Ed.), pp. 347-362. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.
- SCHÄTTLER, B., EINEDER, M., KNÖPFLE, W., HUBIG, M. (1999). *CEOS SAR Workshop, Toulouse, 26-29.Oct. 1999.*
- SCHLESINGER, W. H., REYNOLDS, J.F., CUNNINGHAM, G.L., HUENNEKE, L.F., JARRELL, W.M., VIRGINIA, R.A., WHITFORD, W.G. (1990). Biological Feedbacks in Global Desertification. *Science* 247, 1043-1048.
- SCHMIDT, H., KARNIELI, A. (2000). Remote Sensing of the seasonal variability of vegetation in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments* 45, 43-59.
- SCHNEIDER, G. (2004). „The Roadside Geology of Namibia.“ Sammlung geologischer Führer Band 97. Geb. Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart.
- SCHNEIDER, H. (2002). Die Landwirtschaft in Namibia – Möglichkeiten und Grenzen. In "Vom Schutzgebiet bis Namibia 2000" (K. A. B. Hess, K.J., Ed.), pp. 136-142. Klaus Hess Verlag, Göttingen, Windhoek.
- SCHNEIDERAT, U. (in prep.): Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Universität Gießen, Prof. em. Steinbach, im Rahmen des sozioökonomischen Teilprojektes S11 des BIOTA-Projektes (siehe <http://www.biota-africa.org>).
- SCHOLES, R. J. (1997). Savanna. In "Vegetation of Southern Africa" (R. M. Cowling, Richardson, D.M. and Pierce, S.M., Ed.), pp. 258-277. Cambridge University Press, Cambridge.

SCHULZE, R. E., MCGEE, O. S., Eds. (1978). Climatic indices and classifications in relation to the biogeography of southern Africa. Vol. 1. Biogeography and Ecology of southern Africa. Edited by M. J. A. Werger. The Hague.

SEFE, F., RINGROSE, S., MATHESON, W. (1996). Desertification in north-central Botswana: Causes, processes, and impacts. *Journal of Soil and Water Conservation* 51(3), 241-248.

SERNEELS, S., SAID, M.Y., LAMBIN, E.F. (2001). Landcover Change around a major east African wildlife reserve: the Mara Ecosystem (Kenya). . *International Journal of Remote Sensing* 22(17), 3397-3420.

SHUGART, H. H., FRENCH, N.H.F., KASISCHKE, E.S., SLAWSKI, J.J., DULL, C.W., SHUCHMAN, R.A., MWANGI, J. (2001). Detection of vegetation change using reconnaissance imagery. *Global Change Biology* 7, 247-252.

SINGH, A. (1986). Change Detection in the tropical forest environment of northeastern India using Landsat. In "Remote Sensing and Tropical Land Management" (J. T. P. M.J. Eden, Ed.), pp. 237-254. Wiley & Sons, London.

SINGH, A. (1989). Review: Digital Change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10(6), 989-1003.

SMIT, G. N., RETHMAN, N.F., MOORE, A. (1996). Review Article: Vegetative growth, reproduction, browse production and tree response to tree clearing of woody plants in African Savanna. *African Journal of Range & Forage Science* 13(2), 78-88.

SNYMAN, H. A. (1998). Review: Dynamics and sustainable utilization of rangeland ecosystems in arid and semi-arid climates of southern Africa. *Journal of Arid Environments* 39, 645-666.

SOLBRIG, O. T. (1991). Savanna modelling for global change. *Biology International Special Issue* No. 24, IUBS, Paris.

SONG, C., WOODCOCK, C.E., SETO, K.C., LENNEY, M.P., MACOMBER, S.A. (2001). Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment* 75(2), 230-244.

STRASSER, R.J., SRIVASTAVA, A., HALDIMANN, P. (1996): Licht. In "Stress bei Pflanzen" C. Brunold, Rügsegger, A., Brändle, R.(Ed.), pp. 89-102. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

STROHBACH, B. J. (1998/99a). The Effect of Season and Treatment on the Survival rate and Coppicing Ability of five encroaching woody Species Part I: The effect of felling Heights. *Agricola* 10, 99-105.

STROHBACH, B. J. (1998/99b). The Effect of Season and Treatment on the Survival rate and Coppicing Ability of five encroaching woody Species Part II: The Effect of Fire-girdling. *Agricola* 10, 107-112.

STROHBACH, B. J. (1998/99c). The Effect of Season and Treatment on the Survival rate and Coppicing Ability of five encroaching woody Species Part III: Comparing the effects of felling heights and fire-girdling. *Agricola* 10, 113-117.

STROHBACH, B. J. (2000). Veld Degradation and Bush Encroachment. Paper presented at Farmer's Day at Excelsior, Otjiwarongo, Osire and Kalkfeld, 1-15.

STROHBACH, B. J., AUSTERMÜHLE, R. (in press). Long-term compositional change of the Thornbush Savanna in Namibia: An example from a cattle farm in central Namibia.

STROHBACH, M. (2002). Vegetation description and mapping along a strip transect in central Namibia with the aid of satellite imagery. M.Sc. Thesis. University of Pretoria, Pretoria.

STROHBACH, B.J. , STROHBACH, M.M. (2004). An annotated plant species list for Mile 46 LDC and surrounding area in central Kavango, Namibia, with some notes on species diversity. *Dinteria* 29, 55-78.

SUGIMOTO, A., BIGNELL, D.E., MacDonald, J.A. (2000). Global impact of termites on the carbon cycle and atmospheric trace gases. *In: "Termites: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology"* (T.Abe, Ed.) pp 409-435. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

SWAIN, P.H., DAVIS, S.M. eds. (1978): Remote Sensing: The quantitative Approach. McGraw-Hill, New York, 1978.

TANSER, F. C., PALMER, A.R. (1999). The Application of a remotely-sensed diversity index to monitor degradation patterns in a semi-arid, heterogeneous, South African landscape. *Journal of Arid Environments* 43, 477-484.

TODD, S. W., HOFFER, R.M. (1998). Responses of Spectral Indices to Variations in Vegetation Cover and Soil Background. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64(9), 915-921.

TOWNSHEND, J. R. G., JUSTICE, C.O. (1986). Analysis of the dynamics of African vegetation using the normalized difference vegetation index. *International Journal of Remote Sensing* 7(11), 1435-1445.

TOWNSHEND, J. R. G., JUSTICE, C.O., GURNEY, C., MCMANUS, J. (1992). The Impact of Misregistration on Change Detection. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30(5), 1054-1060.

- TROLLOPE, W. S. W., TAINTON, N.M. (1986). Effect of Fire Intensity on the Grass and Bush Components of the Eastern Cape Thornveld. *Journal of the Grassland Society of southern Africa* 3(2), 37-42.
- TUCKER, C. J., NEWCOMB, W.W., LOS S.O., PRINCE, S.D. (1991). Cover: Mean and inter-year variation of growing-season normalized difference vegetation index for the Sahel 1981-1989. *International Journal of Remote Sensing* 12(6), 1133-1135.
- TYSON, P. D. (1978). Rainfall changes over South Africa during the period of meteorological record. In "Biogeography and ecology of Southern Africa" (M. J. A. Werger, Ed.), pp. 53-69. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- VANACKER, V., LINDERMAN, M., LUPO, F., FLASSE, S., LAMBIN, E. (2005). Impact of short-term rainfall fluctuation on interannual land cover change in sub-Saharan Africa. *Global Ecology and Biogeography* 14, 123-135.
- VIEDMA, O., MELIA, J. (1999). Monitoring temporal changes in the spatial patterns of a Mediterranean shrubland using Landsat TM images. *Diversity and Distributions* 5, 275-293.
- WALTER, H., BRECKLE, S.-W. (1999). "Vegetation und Klimazonen, 7. Aufl." Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- WALTER, H. (1954). Die Verbuschung, eine Erscheinung der subtropischen Savannengebiete und ihre ökologischen Ursachen. *Vegetatio* 5(6), 6-10.
- WALTER, V. (2004). Object-based classification of remote sensing data for change detection. *Photogrammetry & Remote Sensing* 58, 225-238.
- WEIERS, S., MIELBY, S., GROOM, G., STJERNHOLM, M., WISSEN, M., BOCK, M., SCHADE, B., TSCHACH, E. (1999). Monitoring of Changes in Biotope and Land Use Inventory in Denmark and Schleswig-Holstein by means of Satellite Image Analysis and GIS Technology. *MoBio. EC-FP4-Final Report*.
- WEIERS, S., WISSEN, M., BOCK, M., SCHADE, B. (2001). Satellitenfernerkundung im Naturschutz – vom Pilotprojekt zur operationellen Anwendung. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* 3, 177-188.
- WEIERS, S., WISSEN, M. (2002). Demo map products of temporal change dynamics. Deliverable Report; EC-FP5 Project: SPIN Spatial Indicators for European Nature Conservation (04.2001-03.2004): Source: <http://www.spin-project.org>.

WEIERS, S., BOCK, M., WISSEN, M., ROSSNER, G. (2003). Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods. *Landscape and Urban Planning* 1007, 1-23.

WEISCHET, W. (1995). "Einführung in die Allgemeine Klimatologie, 6. Aufl." Teubner, Stuttgart.

WERGER, M. J. A., COETZEE, B.J. (1978). The Sudano-Zambezian Region. *In* "Biogeography and ecology of Southern Africa" (M. J. A. Werger, Ed.), pp. 301-462. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

WHITE, F. (1976). The Vegetation Map of Africa – the history of a completed Project. *Boissiera*, 24, 659-666.

WIEMKER, R. (1997). Robuste unüberwachte Änderungsdetektion auf Multispektralbildern. *Verhandlungen der 17. WT Jahrestagung der DGPF*, Frankfurt/Main September 1997.

WOLKENHAUER, C. (2003). Vergleichende vegetationsökologische Untersuchungen auf den Farmgebieten Gellap-Ost (Rotationsweide) und Nabaos (kommunales Weideland) im südlichen Namibia. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Allgemeine Botanik, Universität Hamburg.

WOOD, T.G., SANDS, W.A. (1978). The role of termites in ecosystems. *In*: "Production ecology of ants and termites" (M.V. Brian, Ed.) pp 245-292. Cambridge University Press, Cambridge.

WOODCOCK, C. E., MACOMBER, S.A., PAX-LENNEY, M., COHEN, W.B. (2001). Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment* 78, 194-203.

YARON, G., JANSSEN, G., MAAMBERUA, U (1992). Rural development in the Okavango region of Namibia: an assessment of needs, opportunities and constraints. Gamsberg Macmillian Publisher Ltd; NISER and Oxfam Canada, Windhoek, Namibia.

ZHAN, X., SOHLBERG, R.A., TOWNSHEND, J.R.G. (2002). Detection of land cover changes using MODIS 250 m data. *Remote Sensing of Environment* 83, 336–350.

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei all jenen bedanken, die am Gelingen dieses Werkes beteiligt waren.

Mein Dank gilt Prof. Dr. Stefan Dech für die Betreuung der Arbeit. Dem BMBF, für die Finanzierung im Rahmen des BIOTA-Afrika-Projektes. Dem Deutschen Fernerkundungsdatenzentrum (DFD) des DLR in Köln und dem Lehrstuhl Fernerkundung der Uni Würzburg, die mir den Arbeitsplatz bereitgestellt haben. Dr. Michael Schmidt, Manfred Keil und Christopher Conrad für die hilfreiche Unterstützung, gerade auf dem letzten Stück des Weges.

Marianne Strohbach und Ben Strohbach des botanischen BIOTA-Teilprojektes, die mir in den vergangenen Jahren mit Begeisterung die Vegetationsverhältnisse Namibias erklärt haben – und mich mit der Begeisterung angesteckt haben. Ebenso Ute Schneiderat und Andreas Petersen vom sozioökonomischen bzw. bodenkundlichen BIOTA-Teilprojekt für den überaus inspirierenden Austausch unserer interdisziplinären Erkenntnisse.

Den zahlreichen Farmern im Untersuchungsgebiet, die sich so rührend um mich gekümmert haben, wenn ich alleine bei ihnen auf der Farm auftauchte. Man erkennt diejenigen jetzt an den Löchern im Bauch, die ich ihnen gefragt habe, wie es „hier denn früher gewesen sei“. Dank ihnen bin ich unterwegs nicht verloren gegangen. Und ohne sie hätte ich bei weitem kein so detailliertes Bild vom Land gewinnen können.

Michael Wissen vom DFD, weil er mir Change Detection beigebracht hat – auch kurz vor Feierabend. Des Weiteren die Kollegen der DFD-Truppe in Köln und des Lehrstuhls Fernerkundung in Würzburg für das Korrekturlesen und die Geduld, wenn ich manchmal in etwas zerfranstem Nervenkostüm daher kam.

Meinen Freundinnen Simone Nüdling, Gerda Donoso und Stefanie Müller für die herzlichen Ermunterungen, Tröstungen und Ermahnungen, die es manchmal gebraucht hat. Auch dem Lenchen, die mich gerade bei Krisen immer an die elementaren Dinge des Lebens erinnert hat.

Wem man eigentlich auch mal Danke sagen müsste, ist LEO (www.dict.leo.org) für die Hilfe beim Lesen der Fachliteratur.

Und natürlich meiner Mutter, die immer an mich geglaubt hat, für die Care-Pakete (Schokolade!) und die moralische Unterstützung und überhaupt.

Anhang

Die Anhänge A bis D können als separate PDF-Dateien vom Server der Universitäts-Bibliothek Würzburg herunter geladen werden.