

*Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität
durch Simulation der
genutzten Dornbuschsavanne Namibias*

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften im Fachbereich
Geowissenschaften
der Universität Hamburg

vorgelegt von
Niels Arne Wahl

aus
Flensburg

Hamburg
2000

Als Dissertation angenommen vom Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg
auf Grund der Gutachten von Herrn Professor Dr. R. Schwarz
und Herrn Professor Dr. G. Miehlich

Hamburg, den 18.5.2000

Prof. Dr. U. Bismayer
Dekan
des Fachbereichs Geowissenschaften

Für

*Gunbrit
und
Julie-Sophie*

ZUSAMMENFASSUNG.....	5
ABSTRACT.....	6
1. PROBLEMSTELLUNG UND ZIEL	7
2. STAND DER FORSCHUNG.....	11
2.1 Das Savannenkonzept.....	11
2.2 Wettbewerbsstrategien der Gräser und Gehölze.....	14
2.3 Der Verbuschungsprozess	19
2.4 Modellierungsansätze der Savannenvegetation und der Bodenwasser- Speicherkapazität	21
2.5 Ansätze flächenhafter Kartierung der Bodenwasserspeicherkapazität.....	25
3. MATERIAL UND METHODEN.....	27
3.1 Technik der Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität	27
3.1.1 <i>Der zugrundeliegende Simulationskern SYSTRO</i>	29
3.1.2 <i>Aufbau und Arbeitsweise des Kalibrierungsprogramms CALBOWA</i>	35
3.1.3 <i>Aufbau und Arbeitsweise des Schätzmodells BOWA</i>	39
3.2 Flächenhafte Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität	41
3.2.1 <i>Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität aus Radarfern- Erkundungsdaten</i>	41
3.2.2 <i>Funktionsprinzip des SIR-C/X-SAR-Systems</i>	43
3.2.3 <i>Charakteristika der verwendeten SAR-Daten</i>	47
3.3 Auswahl der Untersuchungsflächen und Datenerhebung im Gelände.....	50
3.3.1 <i>Vegetationsaufnahme und Trockenmassebestimmung</i>	53
3.3.2 <i>Bodenprofilaufnahme und Bodenanalyse</i>	57
3.3.3 <i>Niederschlagsdaten</i>	59
3.3.4 <i>Bestockungsdaten</i>	60
3.3.5 <i>Besondere Probleme der Geländearbeit</i>	60
4. BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS.....	62
4.1 Der Waterberg und seine Umgebung	65
4.2 Klimatische Verhältnisse.....	70
4.3 Böden und Substratverhältnisse	80
4.4 Vegetation	86
4.5 Wirtschaftliche Nutzung	89

5. ERGEBNISSE.....	96
5.1 Kalibrierung des Simulationskerns SYSTRO mit CALBOWA	96
5.2 Schätzung der BWSK mit dem Modell BOWA.....	99
5.3 Flächenhafte Schätzung der BWSK aus Fernerkundungsdaten.....	107
5.4 Flächenhafte Kartierung der BWSK mit Fernerkundungsdaten	112
6. DISKUSSION	119
7. FAZIT UND AUSBLICK.....	125
8. ZUSAMMENFASSUNG.....	127
9. SUMMARY.....	131
10. DANKSAGUNG.....	135
11. LITERATUR	137
12. ANHANG	148

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung des Arbeitsablaufs des Forschungsvorhabens	29
Abbildung 2:	Schematische Darstellung des Arbeitsablaufs des Schätzmodells BOWA.....	40
Abbildung 3:	Darstellung der SAR-Geometrie.....	43
Abbildung 4:	Abhängigkeit der Rückstreuung vom Einfallswinkel θ	44
Abbildung 5:	Übersicht mit Lage des Untersuchungsgebiets	62
Abbildung 6:	Untersuchungsgebiet mit Grenzen im Gelände	64
Abbildung 7:	Petrographie des Bezirks Otjozondjupa	65
Abbildung 8:	Querschnitt durch den Waterberg	66
Abbildung 9:	Prozentuale Abweichung des Jahresniederschlags vom langjährigen Mittel an der Station Hamakari-Haus (Messperiode 1928/29-1997/98).....	71
Abbildung 10:	Relative Luftfeuchte und mittlere Monatsniederschläge der Station Otjiwarongo (Messperiode 1951-1968)	72
Abbildung 11:	Absolute Abweichungen der Jahresniederschläge der Stationen Hamakari-Haus und Okosongomingo-Haus voneinander (Messperiode 1921/22-1997/98)	74
Abbildung 12:	Tagesniederschlagssummen der Station Hamakari-Haus für das Regenjahr 1997/98	75
Abbildung 13:	Tagesniederschlagssummen der Station Hamakari-Haus für das Regenjahr 1998/99	76
Abbildung 14:	Der Waterberg Plateau Park und das umliegende Farmland.....	90
Abbildung 15:	Entwicklung des Rinderbestandes der Farm Ombujomatemba am Waterberg (1941/42-1998/99)	93
Abbildung 16:	Zur Bestimmung der Beweidungsintensität B_I anhand des Minimums des Anpassungsfehlers, dargestellt für drei Weideflächen im Untersuchungsgebiet	105
Abbildung 17:	Flächenhafte Darstellung der Residuen zwischen Modellierung mit BOWA und Ansatz mit SIR-C/X-SAR-Fernerkundungsdaten	110
Abbildung 18:	Lage des Messgitters für die flächenhafte Kartierung von b_1s mittels SIR-C/X-SAR-Fernerkundungsdaten	113
Abbildung 19:	Ergebnis der flächenhaften Schätzung von b_1s aus SIR-C/X-SAR- Fernerkundungsdaten.....	115-116
Abbildung 20:	Schematische Darstellung der Arbeitsschritte des Forschungsvorhabens.....	129
Fig. 1:	Procedure of the area-wide estimation of AWC	133

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Gegenüberstellung der physiognomischen Charakteristika der Wuchsformen Gräser und Gehölze	18
Tabelle 2:	Parameter des SIR-C/X-SAR-Systems	46
Tabelle 3:	Charakteristika der verwendeten Datensätze	48
Tabelle 4:	Geschätzte hydrologische Wasserbilanz.....	77
Tabelle 5:	Analyseresultate für Profil B1	81
Tabelle 6:	Analyseresultate für Profil B2	82
Tabelle 7:	Analyseresultate für Profil B3	82
Tabelle 8:	Gegenüberstellung der Beobachtungs- (mb_i) und Erwartungswerte (me_i) der Trockenmasse der Gräser und Gehölze	101
Tabelle 9:	Ergebnisse der Modellierung hinsichtlich der Größe der Beweidungsintensität BI	104
Tabelle 10:	Ergebnisse in Tabellenform.....	148
Tabelle 11:	Ausgelesene und verwendete gemittelte Rückstreuwerte der Bänder C, L und X des SIR-C/X-SAR-Geräts	149
Tabelle 12:	Übersicht der 1997/98 und 1998/99 im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Gras- und Gehölzspezies	149
Tabelle 13:	Im Untersuchungsgebiet vorkommende Herbivore	151
Tabelle 14:	Übersicht über Frisch- und Trockengewichte der abgesammelten Gräser mit Gesamtwasserverlust sowie Gewicht der Gehölze (kg TM/ha) für 1997/98	151
Tabelle 15:	Übersicht über Frisch- und Trockengewichte der abgesammelten Gräser mit Gesamtwasserverlust sowie Gewicht der Gehölze (kg TM/ha) für 1998/99	152

Zusammenfassung

Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität durch Simulation der genutzten Dornbuschsavanne Namibias

Die pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität (BWSK) ist im feuchtelimitierten Ökosystem der Dornbuschsavanne die entscheidende Bodeneigenschaft zur Steuerung der Zusammensetzung und Produktivität der Pflanzenformation. Praktische Schwierigkeiten und ein hoher Kostenaufwand verhinderten bisher ihre direkte Messung im Gelände. Es wird hier ein Weg der indirekten Schätzung der BWSK mit Hilfe eines dynamischen Simulationsmodells vorgeführt. Die für die Kalibrierung benötigten Geländedaten sind im Bereich des Großen Waterbergs im nördlichen Teil Central-Namibias erhoben worden.

Der Simulationskern eines Schätzmodells bildet den Wettbewerb zwischen den drei konstituierenden Wuchsformen der Savanne ab. Dies sind die annuellen Gräser, die perennen Gräser sowie die Gehölzpflanzen. Zur direkten Schätzung sind als lokale Informationen eine lange Niederschlagsmessreihe, die Geschichte der Weidebelastung sowie eine quantitative Trockenmassebestimmung des pflanzlichen Wuchsformenspektrums aus den drei Komponenten annuelle Gräser, perenne Gräser und Gehölze notwendig. Bodentextur und Bodenstruktur werden nur an einer einzigen geeigneten Messstelle zur Kalibrierung des Modells erhoben.

Es wird gezeigt, dass die so bestimmten Schätzwerte mit Radarfernerkundungsdaten der SIR-C/X-SAR Mission zu 86 % Varianzanteil reproduziert und somit flächenhaft kartiert werden können.

Abstract

*Available soil water capacity
estimated by simulating the
utilized thornbush savanna environment of Namibia*

The Available Soil Water Capacity (AWC) is the most significant intrinsic soil characteristic in the thornbush savanna ecosystem, where plant available water is the limiting factor to control composition and productivity of the plant formation. Practical difficulties and a high cost run-up prevented its measurement in the field up to now. Here, a procedure is demonstrated how to indirectly estimate the AWC by dynamic system modeling by using aboveground environmental data. The data needed for the calibration of the model were collected in the vicinity of the Great Waterberg in the northern part of central Namibia.

A simulation kernel represents the competition between the three constituting components of the thornbush savanna: annual grasses, perennial grasses, and woody plants. This kernel is working as a subroutine to an error-minimizing framework, fitting theoretically derived field data to actually observed ones. Local application of the concept needs long series of precipitation (76 years), information on the history of animal impact (grazing and browsing), as well as actual quantitative data on the dry matter of the three components of the plant formation. Data on soil properties and soil structure are only needed for the calibration of the model from one suitable plot.

It is shown that the estimated values determined in this way can be reproduced by remotely sensed radar data of the SIR-C/X-SAR mission at a variance quota of 86 % and thus can be mapped.

1. Problemstellung und Ziel

Die vorliegende Arbeit liefert einen Beitrag zum Problem der Abschätzung und Vorhersagbarkeit der nachhaltigen Produktivität der Dornbuschsavanne der trockenen Tropen Afrikas. Aus Klima, Nutzungsintensität und Standortverhältnissen sowie den Mengenanteilen der Komponenten der annualen und perennen Gräser sowie der Gehölzpflanzen (zusammenfassend für Büsche und Bäume) soll die pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität (BWSK) geschätzt werden.

Das Ergebnis leistet einen Beitrag zur Bereitstellung der Daten für die Vorhersage wichtiger quantitativer Eigenschaften der natürlichen Pflanzenformationen unter Weidebelastung, wie sie in Klimamodellen (u. a. Mellilo et al., 1993) zur Rückkoppelung an die Vegetationsdecke (Albedo, Kohlenstoff- und Wasserhaushalt) gebraucht werden. Solche Modelle werden weltweit verstärkt zur Simulation von Einflüssen verschiedenster Art, wie z. B. der Auswirkung einer Verdopplung des atmosphärischen CO₂-Gehalts auf die Pflanzenproduktivität verschiedener Klimagebiete, eingesetzt, doch fehlt in vielerlei Hinsicht noch die Einbeziehung von Fernerkundungsdaten in die Simulation überregionaler oder globaler Prozessabläufe (Schimel, 1995). Doch gerade diese Daten werden dringend benötigt, um Veränderungen abschätzen oder modellieren zu können. So müssen u. a. Daten zur Vegetation (Ausdehnung, floristischer Status, Typ), zu Störungen (Art, Ausmaß, Häufigkeit) und oberirdischer Biomasse verfügbar gemacht werden (z. B. Le Toan, 1991; Kasischke et al., 1997; Rignot et al., 1997). Abgesehen davon besteht auch die Notwendigkeit, die jeweilige Menge an pflanzenverfügbarem Bodenwasser zu bestimmen und anschließend kartieren zu können.

Die Dornbuschsavanne ist eine Pflanzenformation unter extensiver Weidebelastung durch Haustiere (Rinder, Schafe, Ziegen) und Wild (zumeist Antilopenartige). Ihre Beschreibung muss zugleich ihrer Zusammensetzung aus den konstituierenden Komponenten wie auch einer produktionsorientierten quantitativen Sichtweise Rechnung tragen. Die Pflanzentypen werden nachfolgend auch kurz als 'Wuchsformen' angesprochen, um der Eindeutigkeit wegen den Begriff der Lebensformen im Sinne Raunkiaer's (1934) zu vermeiden. Beide Aspekte vereinigt eine Beschreibung dieser Pflanzenformation nach den drei Wuchsformen Gehölze, annuelle und perenne Gräser. Diese Wuchsformen stehen untereinander im Wettbewerb, dessen Ergebnis als quantitatives Wuchsformenspektrum in kg Trockenmasse je ha in Form eines Zahlentripels beschrieben werden kann. Dieses Zahlentripel charakterisiert die Savanne auch in ihrer lokalen erdräumlichen Anordnung hinsichtlich der jeweiligen Dichte von Gehölz- und Grasflur.

Die Gesamtproduktivität hängt in erster Linie von der verfügbaren Niederschlagsmenge ab. Bei gleichen Niederschlags- und Nutzungsverhältnissen beobachtet man jedoch auf engem Raum unterschiedliche Anteile der Komponenten. Wie auch Eagleson & Tellers (1982) darstellen, ist der entscheidende edaphische Steuerungsfaktor dieser Varianz die BWSK des Substrats, gemessen in mm Wassersäule, bezogen auf die jeweilige Durchwurzelungstiefe der entsprechenden Wuchsform. Sie regelt die Zuteilung des infiltrierten Niederschlags an die unterschiedlichen Komponenten und damit die Zusammensetzung der Pflanzenformation. Unter ariden Klimaverhältnissen spielt die BWSK eine vergleichbare Rolle wie die Kationenaustauschkapazität in nährstofflimitierten Ökosystemen des humiden Klimabereichs. Neben Beweidung und Niederschlag ist die BWSK der wichtigste Prädiktor für die Pflanzendecke unter tropisch-ariden Verhältnissen. Diesen Wert quantitativ zu bestimmen und flächenhaft zu kartieren, ist Aufgabe geographischer Erdbeschreibung. Eine Erläuterung des zur Klärung dieser Fragestellung durchgeführten Arbeitsprogramms findet sich in Kap. 3.3.

Angesichts der großen Bedeutung der Substrateigenschaft BWSK ist auffallend, wie wenig Information darüber existiert. Es ist relativ einfach, Substratmerkmale und die Richtung ihres Einflusses auf die BWSK aufzulisten und an idealisierten Bodenwassermodellen im Lehrbuch darzustellen (z. B. Hartge & Horn, 1991). Doch eine direkte Messung im Gelände bereitet größere Schwierigkeiten. Dies liegt nicht nur am Mangel einer geeigneten Messtechnik, sondern begründet sich außerdem darin, dass

- direkte Punktmessungen aufgrund der räumlichen Varianz des Phänomens nicht umgebungsrepräsentativ sind und darüber hinaus die Repräsentativität nur an Merkmalen der Oberfläche beurteilt werden kann,
- direkte Messungen zudem äußerst kostenaufwendig sind, und
- Informationen über die räumliche Varianz der BWSK nur über eine sehr hohe Messstellendichte zu erwarten sind.

Die Methode der direkten Messung zur großflächigen Bestimmung der BWSK ist der hohen Kosten wegen nicht gangbar. Um die Einschränkungen der direkten Messung zu umgehen, wird im folgenden versucht, einen indirekten Weg zur Schätzung der BWSK über dynamische Systemsimulation einzuschlagen. Die Arbeit befasst sich mit der flächenhaften Kartierung der BWSK in zwei Arbeitsschritten:

In einem ersten Arbeitsschritt sollen aus Klima, Nutzungsintensität und Standortverhältnissen die Mengenanteile der drei konstituierenden Savannenkomponenten der Wuchsformen¹ der annuellen und perennen Gräser sowie der Gehölzpflanzen (Bäume und Büsche) geschätzt werden. Dazu wird die BWSK so variiert, dass das simulierte Biomassetripel mit dem, im Gelände beobachteten möglichst gut übereinstimmt. Es ist nicht möglich, das beobachtete Biomassetripel direkt aus Fernerkundungsdaten abzuschätzen, weil eine sichere Unterscheidung zwischen annuellen und perennen Gräsern nicht durchführbar ist. Daher ist das Biomassetripel im Gelände zu ermitteln. Anschließend soll in einem zweiten Arbeitsschritt untersucht werden, ob die durch die Modellierung gewonnenen Werte der BWSK mit Hilfe von Radarfernerkundungsdaten reproduziert werden können, um so eine Möglichkeit der flächenhaften und kostengünstigen Kartierung ausgedehnter und schwer zugänglicher Gebiete zu eröffnen.

Darüber hinaus besitzt das durch gedanklich explizite Einbeziehung des pflanzlichen Wettbewerbs der Wuchsformen erweiterte quantitative Verständnis der Pflanzenformationen einen eigenständigen Reiz, da es zur Zeit noch keine operable Methode gibt, um die Anteile der Wuchsformen der einzelnen Schichten an der gesamten Pflanzenformation zu bestimmen. In diesem Fall wird der Arbeitsaufwand durch die Betrachtung zweier Schichten mit insgesamt drei schichtspezifischen Wuchsformen überschaubar gehalten.

Das Ergebnis ist auch für Wirtschaft und Umweltschutz bedeutsam. Mit seiner Hilfe lässt sich die optimale weidewirtschaftliche Nutzung in den trockenen Tropen planen. Nur in den seltensten Fällen stehen benötigte flächenbezogene Daten über den physischen Zustand und die Tragfähigkeit des Ökosystems Savanne der semi-ariden Tropen zur Verfügung. Dabei geht es insbesondere um Kriterien zur Festlegung der Bestockung. Des weiteren ist es möglich, aus dem Ergebnis eine flächenhaft regionale Übersicht über die Leistungsgrenzen des Weidelands abzuleiten. Diese Kenntnis ist notwendig zur Vermeidung von Schädigung und Degradation der Weideflächen durch Überstockung² und ungünstige räumliche Verteilung der verschiedenen Arten des Weideviehs und/oder des Wildbesatzes. Solche unangepassten Verteilungen in Trockenperioden können teilweise schwerwiegende Folgen für die Funktionsfähigkeit und Vegetationszusammensetzung der Savanne haben. Die Ergebnisse des hier vorgestellten Forschungsansatzes lassen sich zum Bemessen von Maßnahmen heranziehen, die zur Erhaltung resp. Wiederherstellung der Biodiversität der Vegetation

¹ Der Begriff 'Wuchsform' ist wettbewerbsstrategisch gemeint und steht im Unterschied zu 'Lebensform', die eher i. S. der isolierten Anpassung an Standorteigenschaften verstanden wird

² Damit ist eine Übernutzung des Ökosystems durch eine zu hohe Dichte an Nutztieren gemeint

geeignet sind. Ebenso können die so gefundenen Ergebnisse bei Maßnahmen zur Bekämpfung der Desertifikation berücksichtigt werden.

Die BWSK kann im Zeitmaßstab der Veränderungen der Vegetationsdecke als zeitinvariant gelten. Sie ist neben dem Klima der entscheidende edaphische Regler für die Produktivität der Savannenformation und deren quantitative Zusammensetzung aus den Wuchsformen der Gehölze, der annuellen und der perennen Gräser. Als Ergebnis der Arbeit werden operationale Regeln erwartet, mit deren Hilfe die Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Bodenwasser mit Radarfernerkundungsdaten flächenhaft kartiert werden kann.

2. Stand der Forschung

2.1 Das Savannenkonzept

Der Vegetationsgürtel der Savannen erstreckt sich zwischen den äquatorwärts anschließenden wechselgrünen Trockenwäldern und den anschließenden Trockenräumen (Skarpe, 1996) und bedeckt ca. 20 % der Landoberfläche der Erde. Die auf die Gesamtverhältnisse der Erde bezogene Nettoprimärproduktion der Savannen ist mit der des tropischen Regenwaldes vergleichbar, bei einer Biomasse, die jedoch nur 10 % derer des Regenwaldes ausmacht (Hall & Scurlock, 1991). Im Regelfall sind Savannen durch eine kontinuierliche Grasschicht, die in der Regel von perennen Gräsern aufgebaut wird, und, in den meisten Fällen, durch eine diskontinuierliche Strauch- und Baumschicht gekennzeichnet (Boulière & Hadley, 1983). Der Gehölzanteil steigt dabei bei zunehmenden Jahresniederschlägen an. Auf kontinentaler bis regionaler Skala betrachtet, sind die Pflanzenformationen der ariden und semi-ariden Tropen in erster Linie durch Höhe und Verteilung des jährlichen Niederschlages sowie Zusammensetzung des Substrates geprägt (Huntley, 1982; Sarmiento & Monasterio, 1983). Zudem wird die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft der Savanne durch kurzfristige Änderungen in Verteilung und Höhe des Niederschlags sowie durch Beweidung, Feuer und Temperatur beeinflusst (Frost et al., 1986; Skarpe, 1992, 1996).

Das Verteilungsverhältnis zwischen Gräsern und Gehölzen ist grundlegend für die Vegetationsformation der Savanne (Walter, 1939, 1940; Walter & Volk, 1954; Walker & Noy-Meir, 1982). Die Verfügbarkeit des Bodenwassers in semi-ariden und ariden Gebieten ist derjenige Faktor mit dem höchsten Einfluss auf Verteilung, Zusammensetzung und Produktivität der pflanzlichen Lebensgemeinschaft (Walker & Noy-Meir, 1982; Knoop & Walker, 1985; Barnes et al., 1991; Skarpe, 1996). Konkurrenz um Licht scheint in diesen semi-ariden und ariden Gebieten hingegen eher eine Rolle in Pflanzengemeinschaften mit überwiegend breitblättriger Vegetation zu spielen³ (Kennard & Walker, 1973; Walker, 1974) und auch eine eventuelle substratbedingte Nährstofflimitierung ist in den semi-ariden Tropen meist nur von untergeordneter Bedeutung (Bergström & Skarpe, 1985: 3f; Skarpe, 1986: 5; eigene Beobachtungen).

³ Dessen ungeachtet ist jedoch auch in Pflanzengemeinschaften mit überwiegend kleinblättriger Vegetation (z. B. *Acacia sp.*) die Beschattung von niedrigwüchsigen Pflanzen (z. B. Gräsern) ein Mittel, um Konkurrenz auszuschalten resp. zu vermindern. Doch von dieser generellen Regel gibt es Ausnahmen (vgl. Kap. 2.2)

Die entscheidenden theoretischen pflanzengeographischen Erkenntnisse beruhen auf den Forschungen und Gedanken des Geobotanikers Heinrich Walter (zuletzt Walter & Breckle, 1984) in Namibia. Grundgedanke seiner Konzeption für die semi-ariden und ariden Tropen ist der Wettbewerb pflanzlicher Lebensformen um die Produktionsfaktoren Bodenwasser und Licht (u. a. Walter, 1939, 1940; Walter & Volk, 1954). Demnach gilt für semi-aride Savannengebiete mit Böden ohne Stauwassererscheinungen, dass die mehr oder weniger stabile Koexistenz zwischen Gräsern und Gehölzen in deren unterschiedlichen Durchwurzelungshorizonten begründet ist. Dies hat zur Folge, dass verschiedene Boden-Wasserzonen resp. Bodenwasserspeicher genutzt werden. Die Gräser durchwurzeln dabei den Oberboden und sind dort den Gehölzen im Wettbewerb um das Bodenwasser überlegen. Die Gehölze durchwurzeln den Unterboden und entgehen so einerseits der Konkurrenz durch die Gräser, andererseits sind sie in tieferen Bodenhorizonten den Gräsern im Wettbewerb um das Wasser überlegen. Die Gehölze sind daher auf die Niederschlagsmengen angewiesen, die nicht in der Wurzelzone der Gräser durch das Matrixpotential gebunden sind und dort verbraucht werden, sondern tiefer in das Profil perkolieren. Daraus folgt, dass die oberflächennahen Wasserreserven von den Gräsern, die oberflächenferneren von den Gehölzen genutzt werden⁴. Dieser Grundgedanke ist allgemein anerkannt (u. a. Walter, 1954; Walter & Volk, 1954; Walker et al., 1981; Walker & Noy-Meir, 1982) und für Savannen in unterschiedlichen Gebieten, wie z. B. Südafrika (Knoop & Walker, 1985), Südamerika (Sala et al., 1989; Schulze et al., 1996; Golluscio et al., 1998) und den Südwesten der USA (Weltzin & McPherson, 1997) beschrieben worden.

Die Annahme der Tiefe der Grasdurchwurzelung beruht auf Ergebnissen verschiedener Studien. So fanden z. B. Huntley & Morris (1982: 443), dass 80 % der Graswurzelmasse bis 50 cm Tiefe vorkommen, während die verbleibenden 20 % bis ca. 100 cm Tiefe vordringen. Knoop & Walker (1985) beobachteten Graswurzeln bis 30 cm Tiefe, während Barnes et al. (1991: 93f, 97) bis 20 cm Tiefe rund 76 % der Graswurzelmasse fanden und tiefer als 75 cm praktisch keine mehr. Belsky et al. (1989: 1014) beschreiben eine Verteilung mit 46 % der Graswurzelmasse bis 30 cm Tiefe. Nach der Auswertung eines umfangreichen Literaturapparates kommen Jackson et al. (1996) zu dem Ergebnis, dass rund 80 % der Graswurzeln bis in 50 cm Tiefe zu finden sind.

⁴ Nach Walker et al. (1981) ist diese strikte Zweiteilung nicht zwingend erforderlich, solange eine Wuchsform die andere in einem Bodentiefenbereich auskonkurrieren kann

Bei dem Wettbewerb um das Bodenwasser sind demnach edaphische Faktoren von ausschlaggebender Bedeutung. Aus diesen Vorstellungen heraus lässt sich für die ariden und semi-ariden Tropen ableiten, dass

- das Ergebnis des Wettbewerbs zwischen den pflanzlichen Schichten entscheidend vom Wasserhaushalt im oberflächennahen Untergrund abhängt, da der Überlauf dieses Speichers für die Gehölze entscheidend ist,
- der Wasserhaushalt der Faktor mit dem höchsten Einfluss auf räumliche Verteilung und Produktivität der Savannenformation ist (u. a. Walter, 1954; Walter & Volk, 1954; Tinley, 1982; Walker & Noy-Meir, 1982; Skarpe, 1996).

Bei Starkregenereignissen bzw. bei degradiertem Grasschicht kann der Gesamtniederschlag nicht komplett von den Gräsern verbraucht werden. Ein Teil fließt oberirdisch ab resp. evaporiert von der Bodenoberfläche, während ein Teil nach Auffüllung der Zone der Graswurzeln in tiefere Bodenschichten perkoliert. Dort wird er entweder von den Gehölzpflanzen verbraucht oder dient zur Wiederauffüllung des Grundwassers. Bei geschädigter Grasschicht und unter Niederschlagsregimes, in denen der Niederschlag überwiegend als Starkregen fällt, sind daher die Gehölze im Wettbewerbsvorteil.

Es ist jedoch auch möglich, dass Gras- und Gehölzwurzeln ein und denselben Wurzelraum nutzen. Dies tritt meist dann ein, wenn der Unterboden stark verdichtet bzw. der Boden sehr flachgründig ist. Z. B. fand Seghier (1995) für eine Savannenlandschaft in Kamerun, dass Gräser und Gehölze je nach Zustand des Bodens einen und denselben oberflächennahen Durchwurzelungshorizont nutzten. Ähnliches berichten Mordelet & Mariotti (1995) für eine Feuchtsavannenlandschaft an der Elfenbeinküste, wo keine vertikale, sondern eine horizontale Wurzelzonierung beobachtet wurde⁵ und die Wurzeln der unterschiedlichen Wuchsformen entsprechend keinen vertikalen Stockwerksaufbau betreiben. Generell gilt dies für alle Feuchtsavannengebiete, in denen Wasser, im Gegensatz zu Trockensavannen, nicht knapp ist (vgl. Mordelet et al., 1997). Es ist hier die Rede von einem sog. 'resource partitioning' zwischen den beiden Wuchsformen, da jede Form auf eine und dieselbe Bodentiefezone zugreift und es nicht zur Ausbildung einer primär von Gräsern bzw. von Gehölzen durchwurzelten Bodenzone kommt.

⁵ Ungefähr $\frac{2}{3}$ der Graswurzeln befanden sich in den Zwischenräumen außerhalb des Kronendachs, während $\frac{1}{3}$ unter dem Kronendach angetroffen wurde

2.2 Wettbewerbsstrategien der Gräser und Gehölze

Die Gräser der Dornbuschsavanne stehen entweder auf den freien Flächen zwischen den Gehölzen, einige Spezies jedoch auch bevorzugt in Stammnähe. Insgesamt ist die Grasnarbe von mehr oder weniger großen unbewachsenen Flächen geprägt, die besonders im Bereich der Viehtränken auftreten (vgl. dazu Walter & Volk, 1954; Jeltsch et al., 1997b). Im Gegensatz zum Bild westeuropäischer Rasen- und auch Weideflächen wachsen die Gräser in Trockengebieten nicht rasig, sondern horstig. Dies liegt daran, dass die Gräser zur Konkurrenzvermeidung bei einer gegebenen Niederschlagsmenge einen bestimmten Abstand zueinander einhalten müssen, um die zum Wachstum benötigte Regenmenge aufnehmen zu können. Bei abnehmenden Niederschlägen nimmt der gegenseitige Abstand zu und umgekehrt (vgl. Walter & Volk, 1954: 57ff, Abb. 19).

In der Regel setzt sich die Grasnarbe aus annuellen und perennen Gräsern zusammen, nach deren jeweiliger Mischung das Veld als Pionier-, Subklimax- oder Klimaxgesellschaft charakterisiert werden kann. Das Pionierveld wird dabei hauptsächlich von annuellen Gräsern, das Klimaxveld von perennen Gräsern dominiert. Die annuellen Gräser besitzen einen einjährigen Lebenszyklus, der während der Regenzeit komplett durchlaufen werden muss, wobei die Trockenzeit in Samenform überdauert wird. Die Samen treiben nach Einsetzen der Regenzeit nach einer Latenzperiode⁶ aus und die Gräser sind nach einem mehr oder weniger schnellen Wachstum wieder bestäubungsfähig. Die Wurzeln der annuellen Gräser dringen nicht besonders tief in den Boden ein (Walter & Volk, 1954: 99; Strohbach, 1992: 114) und durchwurzeln daher nur den oberflächennächsten Teil des Bodens; sie bieten daher kaum Erosionsschutz (Walter & Volk, 1954: 77; Strohbach, ibd.). Eine reine Weide aus annuellen Gräsern wird später grün als eine Subklimax- oder Klimaxweide und stellt die Photosynthese unmittelbar nach den letzten Regen ein (Walter & Volk, 1954: 71). Der Nährwert dieser Gräser ist im Vergleich mit dem überwiegenden Teil der perennen Gräser gering und ihr 'Heu auf dem

⁶ Diese Periode dient dazu, Fehlstarts zu vermeiden und eine zu frühe Keimung während sporadischer Regen in der Trockenzeit zu verhindern. Über die Dauer dieser Latenzperiode sowie über die Mechanismen, die letztendlich über das Austreiben entscheiden, herrscht Unklarheit. Es wird z. B. angenommen, dass erst ein Inhibitor aus den Samen ausgewaschen werden muss, damit diese austreiben und keimen können (frdl. mündl. Mitt. Herr B. Strohbach, 19.1.1999) Walter & Breckle (1984: 126) kommen zu dem Ergebnis, dass der Mechanismus temperaturgesteuert abläuft. Es werden drei Formen der Latenz unterschieden (vgl. O'Conner, 1991: 18f, 213f, 238f). Die Form der obligaten Dormanz ist bei allen Gräsern häufig und dauert nicht länger als ca. zwölf Monate an; sie verhindert ein Keimen während der regenlosen Trockenzeit. Die Gräser treiben dann mit dem Beginn der Regenzeit aus. Die Form der induzierten Dormanz wird für keine sub- und tropische Grasart beschrieben, während fakultative Dormanz offenbar nur bei annuellen Gräsern auftritt

Halm' ergibt während der Trockenzeit nur eine wenig tragfähige Weide. Sie treten besonders bei Weidedegradation häufig an die Stelle der mehrjährigen Gräser.

Die mehrjährigen Gräser verfolgen demgegenüber eine andere Strategie, da sie mit Hilfe von im Wurzelstock angelegter Reservestoffe (Walter & Volk, 1954: 69) zu Beginn der Regenzeit unter Einhaltung einer gewissen Latenzperiode (s. o.) wieder austreiben. Sie können so von Anfang an auf ein existierendes Wurzelwerk⁷ zurückgreifen und damit einen Teil der Anlage von Pflanzenmasse im Vergleich zu den annualen Gräsern einsparen. Dadurch können sie während der Vegetationsperiode mehr Biomasse produzieren. Im Regelfall erreichen sie ihre Samenreife vor den annualen Gräsern. Eine Weide aus mehrjährigen Gräsern wird früher grün als eine aus einjährigen Gräsern aufgebaute und übersteht Trockenperioden besser. Die meisten perennen Gräser werden vom Vieh in der Regel bevorzugt gefressen. Besonders in der Trockenzeit stellen die perennen Gräser das einzige eiweißreiche Futter dar. Starker und wiederholter Verbiss, v. a. während des Austreibens, führt jedoch zum Absterben der Pflanze (Walter & Volk, 1954: 68ff) was in seiner Konsequenz bis zur Auslöschung des Genpools eines bestimmten Grases in einem Gebiet (O'Conner, 1991: 10ff; Strohbach, 1992) reicht⁸. Die mehrjährigen Gräser werden dann durch annuelle Gräser und/oder Gehölze ersetzt.

Nach O'Conner (1991: 8f, 29f) ist ein potentiell vom Aussterben gefährdetes Gras durch folgende Merkmale gekennzeichnet:

- Mehrjährigkeit und hoher Futterwert,
- obligate Samenproduktion mit wenigen und großen Diasporen,
- geringe Expansionsfähigkeit (Verbreitungsfähigkeit der Diasporen).

Der Weidedruck auf Gräser spielt bei der Betrachtung der Konkurrenzfähigkeit eine nicht unerhebliche Rolle. Hier seien nur kurz Abwehrmechanismen gegen Fraß wie Kurzwüchsigkeit oder kriechendes Wachstum, Synthese von bitteren Geschmacksstoffen oder schnelle und starke Verholzung genannt. Das Vorherrschen bestimmter Grasarten, v. a. einjähriger Gräser, kann auch zur ersten groben Abschätzung der Beweidungsintensität genutzt werden (Müller, 1985; Bosch & van Rensburg, 1987; van Rensburg & Bosch, 1990; Strohbach, 1992).

⁷ Bei einigen Gräsern stirbt die Wurzelrinde mit den Wurzelhaaren ab und schützt den restlichen (lebenden) Teil so vor dem weiteren Austrocknen (Walter & Breckle, 1984: 125)

⁸ Dies gilt auch für einige weidewirtschaftlich wertvolle annuelle Gräser

In der Regel produzieren mehrjährige Gräser mehr Trockenmasse als annuelle Gräser. Da das Sandveld Namibias jedoch seit ca. 1910 unterschiedlich intensiv weidewirtschaftlich genutzt wird, existieren keine natürlichen Standorte mehr mit entsprechend ungestörter Vegetation. Die Untersuchungen von Walter & Volk (1954: 96ff) in Namibia ergeben einen Richtwert für die Produktivität der Grasschicht, die proportional dem Jahresniederschlag ist und rund 1.000 kg TM pro 100 mm Jahresniederschlag beträgt. Dies gilt jedoch nur für eine Weide im Klimaxstadium mit überwiegend mehrjährigen Gräsern unter Beweidungsausschluss.

Die Produktivität der Gräser (in kg TM/ha) zeigt neben einer Beziehung zum Niederschlag auch eine zu der Beweidung. Dies ergeben Studien von Jankowitz auf dem Waterberg (Schrader & Jankowitz, o. J.; Jankowitz, 1983; Jankowitz & van Rensburg, 1985). Bei der Untersuchung verschiedener Vegetationseinheiten fanden Schrader & Jankowitz (o. J.), dass die Produktivität der Gräser auf dem Waterberg (nördlicher Teil Central-Namibias) für die Vegetationsperiode 1978/79 zwischen 1.200 und 2.300 kg TM pro ha lag, abhängig vom Sukzessionsstadium der untersuchten Grasschicht. In einer späteren Arbeit gab Jankowitz (1983: 108ff) für die Produktivität der verschiedenen Savanntentypen des Waterbergs Werte zwischen 1.900 kg und 12.000 kg TM/ha an, wobei für diese großen Differenzen in erster Linie unterschiedliche Berechnungsmethoden der Produktivität verantwortlich sein dürften (Auszählung von Gräserpollen; vgl. dazu Jankowitz & van Rensburg, 1985: 312). Die 'tatsächlich abweidbare Trockenmasse' (EWO: 'Effektiewe Weibare Opbrengs') des gesamten Waterberg Plateau Parks beziffern Jankowitz & van Rensburg (1985: 311) mit insgesamt 7.072 t. Bei einer Parkfläche von rund 40.500 ha (vgl. S. 63) ergibt sich ein Mittelwert von knapp 5.700 kg TM/ha. Für alle diese Untersuchungen gilt, dass die höchsten Werte immer für das Klimaxveld (dominiert von *Antheaphora pubescens*/*Eragrostis superba*) gefunden wurden. Eigene Beobachtungen können diese Beobachtungen bestätigen, indem höhere Biomassewerte für das Plateau (bis 3.100 kg TM/ha für ein Klimaxveld) und geringe für das Sandveld (bis 1.600 kg TM/ha) beobachtet wurden, wobei einjährige Gräser das Sandveld dominieren. Dies mag den höheren mittleren Jahresniederschlag von rund 460 mm (Jankowitz & van Rensburg, 1985: 305), die unterschiedliche Nutzung auf dem Waterberg (seit 1972 keine Weidewirtschaft mehr) wie auch das Parkmanagement widerspiegeln, da im Nationalpark seit 1984 aktiv Feuermanagement betrieben wird⁹. Jeltsch et al. (1996, 1997a,b) nehmen in ihrem Simulationsmodell für mehrjährige Gräser auf unbeweideten Flächen eine Masse von 3.000 kg TM/ha an. Rutherford (1982: 127) gibt als Grasmasse für das noch nie durch Weidevieh beeinflusste Omuverume-Plateau einen Wert von 1.500 kg/ha an. Dieser

⁹ Dadurch soll die Ausbreitung des invasiven Gehölzes *Terminalia sericea* eingeschränkt werden

Wert erscheint im Vergleich mit den Werten des Sandvelds bzw. des Waterberg Plateau Parks als zu niedrig.

Gegenüber den Gräsern besitzen auch die Gehölze Wettbewerbsvorteile. Sie sind z. B. in der Lage, Wasser aus tieferen Bodenschichten nach dem Prinzip des *hydraulic redistribution* (Burgess et al., 1996) entsprechend dem Potentialgradienten in Oberflächennähe zu transportieren. Damit können sie nicht nur ihre oberflächennah angelegten Wurzeln in Trockenzeiten mit Wasser versorgen und somit am Leben erhalten, sondern auch Wasser in tiefere Bodenschichten transportieren. Noch ist aber unklar, wie viele Gehölzarten dazu in der Lage sind. Dank ihres extensiv angelegten und horizontal wie vertikal weit streichenden Wurzelsystems können sie auch auf Substraten wachsen, die durch eine geringe Wasserkapazität gekennzeichnet sind (Walter & Breckle, 1984: 127) und auch Wasser aus einem größeren Einzugsgebiet aufnehmen (Radius min. 3 m: Stuart-Hill et al., 1987: 86f; min. 5 m: Stuart-Hill & Tainton, 1989: 201f; min. 10 m: Belsky, 1994: 927). Durch teilweise extrem tief angelegte Wurzeln ist es ihnen zudem möglich, auch sehr tief liegendes Wasser zu erreichen und somit längere Dürreperioden zu überstehen resp. in Gebieten zu überleben, die, abgesehen von annuellen Gräsern, vegetationslos sind. So können sich verschiedene Gehölzarten auch Wasserspeicher erschließen, die weit jenseits der Reichweite der Graswurzeln liegen (Canadell et al., 1996).

Gehölze vermögen auch durch Beschattung des Unterwuchses (*sensu* S. 11) einen gewissen wachstumsvermindernden Effekt auf Gräser und andere Keimlinge auszuüben, mit der Ausnahme einiger schattentoleranter Gräser, z. B. dem mehrjährigen Gras *Panicum maximum* (Stuart-Hill et al., 1987: 84; Belsky et al., 1989: 1014; Belsky, 1994; Kinyamario et al., 1995). Zudem sind Gehölze durch Stammabfluss in der Lage, einen Großteil des auf ihr Kronendach niedergehenden Niederschlags umzuleiten (z. B. 15 %: Stuart-Hill et al., 1987: 85). Dies machen sich bestimmte Grasarten zunutze, die gerade in Stammnähe besonders gut gedeihen und dort u. a. vom Stammabfluss des Gehölzes profitieren. Stuart-Hill et al. (1987: 84) geben eine um 25 % erhöhte Grasproduktivität unter der Krone von *Acacia karroo*-Bäumen, Belsky et al. (1989: 1013) sowie Belsky (1994: 924) geben unter *Acacia tortilis* Werte von über 100 % an.

Darüber hinaus besitzen Bäume andere bauartbedingte Mechanismen, um ihren Wasserverbrauch zu minimieren. Zu nennen wären Anpassungen wie z. B. Wachsschichten, Einsenkung der Stomata, Behaarung der Blätter, Ausbildung von Phyllodien etc. Gräser hingegen betreiben keine Begrenzung des Wasserverbrauchs. Dieser hängt ausschließlich von der Wasserverfügbarkeit ab. Die Wassernutzungseffizienz – in Form von Aufbau von

Biomasse und Rohprotein pro transpirierter Einheit Wasser – nimmt bei Gräsern unter Trockenstress zu (Baines, 1989: 115f). Hinsichtlich des Einsetzens des Welkungsvorgangs, wie auch in der Wassernutzungseffizienz, unterscheiden sich die Gräser untereinander (Snyman et al., 1987, 1994). Alle im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Grasspezies gehören zu den C₄-Pflanzen (vgl. Belsky et al., 1989: 1013; Skarpe, 1996: 400). Demgegenüber scheinen C₃-Gräser in Gebieten mit Winterregen und mit geringen Temperaturen während der Vegetationsperiode eine größere Rolle zu spielen (Huntley, 1982: 111f; Huntley & Morris, 1982: 443). Kennzeichnend für C₄-Gräser ist ihr Vermögen, auch bei höheren Temperaturen Photosynthese betreiben zu können sowie ihre höhere Wassernutzungseffizienz (Skarpe, 1996: 400).

Zusammenfassend lassen sich die unterschiedlichen Strategien von Gräsern und Gehölzen im Untersuchungsgebiet wie folgt darstellen (Tab. 1).

Tabelle 1: Gegenüberstellung der physiognomischen Charakteristika der Wuchsformen Gräser und Gehölze (nach Walter & Volk, 1954; Huntley, 1982; Walter & Breckle, 1984)

Gräser	Gehölze
Wurzelsystem oberflächennah	Überwiegend oberflächenfern
Dichter und intensiver Wurzelfilz	Weites und aufgefächertes Wurzelsystem
Ausnutzung oberflächennaher Wasserreserven	Ausnutzung oberflächenferner Wasserreserven
Keine Möglichkeit der Umschichtung von Bodenwasser im Profil	Möglichkeit der Umschichtung von Bodenwasser im Profil
Annuelle oder ausdauernde Lebensformen	Ausdauernde Lebensformen
Keine oder nur geringe Möglichkeit den Wasserverbrauch zu regulieren	Ausgeklügelte Mechanismen zur Regulierung des Wasserverbrauchs
Stoffwechsel C ₄	Stoffwechsel C ₃
Auf Sturzhalden nur auf Feinboden/Feinbodeninseln	Auch Gesteinsschutt und Gesteinsspalten

2.3 Der Verbuschungsprozess

Die Folge einseitiger Nutzung der Vegetation im Zusammenspiel mit Überstockung und Dürren ist der Ausfall wertvoller Weidegräser, die entweder durch annuelle Gräser und/oder kleinere Gehölze (Büsche) ersetzt werden. Durch die Verminderung der Biomasse der Grasschicht, und dem damit geringeren Verbrauch an Bodenwasser im Oberboden, kann ein größerer Teil des Niederschlags in tiefere Bodenschichten perkolieren¹⁰ und begünstigt so die Gehölzschicht. Es findet bei der Verbuschung daher eine Verschiebung der Biomasseanteile auf Kosten der Grasmasse zu den Gehölzen hin statt.

Neben klimatischen Gegebenheiten ist der Verbuschungsprozess auch an die Form der landwirtschaftlichen Nutzung gebunden. Dies liegt u. a. am Fraßverhalten und den Nahrungspräferenzen der eingeführten, meist europäischen und amerikanischen Rinderrassen, gegenüber den einheimischen Rinderrassen und Wildtieren. Rinder unterscheiden sich von Wild u. a. dadurch, dass sie relativ unbeweglich sind, auf schnelle Gewichtszunahme gezüchtet werden und daher einen hohen Energiebedarf haben. Diesen decken sie fast ausschließlich durch die Aufnahme von Gras (Walter & Volk, 1954; Walter & Breckle, 1984); sie sind daher als *grazer* zu charakterisieren. Dabei werden besonders schmackhafte Gräser mit einem hohen Rohproteingehalt und wenig Tanninen u. ä. bevorzugt, während Blätter von Gehölzen so gut wie nicht genommen werden. Schafe bevorzugen ebenfalls Gras. Diese Selektivität bedingt einen hohen Weidedruck auf die Gräser, dabei insbesondere perenne Gräser. Die nativen Rinderrassen vertragen im Gegensatz zu den großrahmigen und schweren europäischen Rassen die teilweise hohen Tanningehalte der Blätter besser, sind demgegenüber aber nicht so schnellwüchsig. Um den Aufschluss von Blättern zu erhöhen, z. B. während Trockenperioden oder während des Südwinters, verwenden einige Farmer chemische Leckezusätze¹¹, um die Eiweißkomplexbildung im Pansen zu vermindern (Strydom & Smith, 1994).

Dagegen haben die einheimischen Wildtiere ein ausgeklügeltes Nahrungsaufnahmeverhalten evolviert, um möglichst nicht unter Nahrungskonkurrenz zu leiden. Die meisten Antilopenarten

¹⁰ Dabei ist zu bedenken, dass die Gehölze grundsätzlich auch aus dem Oberboden Wasser aufnehmen, dort aber im Wettbewerb um das Wasser den Gräsern unterlegen sind (vgl. S. 12f). Dieser Konkurrenz entziehen sie sich durch Ausweichen auf tiefere Bodenschichten und die Nutzung eines anderen Wasserspeichers

¹¹ 'Lecke' wird im Untersuchungsgebiet grundsätzlich gegeben, da es insgesamt ein Phosphormangelgebiet ist (vgl. S. 84). Neben verschiedenen Salzen wird meist noch Urea (Harnstoff) zugegeben, der einen schnelleren Nahrungsaufschluss im Rindermagen bewirkt. Kosten für die Lecke betragen fast 50 % der Gesamtausgaben der Rinderhaltung im Untersuchungsgebiet

sind *browsers* (vgl. dazu Bergström, 1992). Ihre Diät besteht zu einem überwiegenden Teil aus Blättern und/oder Früchten der Gehölze. Bei Nahrungsknappheit oder zu Beginn der Regenzeit werden aber auch vermehrt Gräser genommen (Jessen, 1996). Im Untersuchungsgebiet kommen folgende wildlebende Pflanzenfresser vor: Duiker, Eland, Giraffe, Hartebeest, Kudu, Nashorn, Oryx, Springbock, Steinbock, Tsessebe und Wasserbüffel. Von diesen sind Eland, Giraffe, Nashorn, Tsessebe und Wasserbüffel nach 1972 auf dem Waterberg angesiedelt worden und kommen im Sandveld nicht freilebend vor (Tab. 13, Anhang). Als *browsers* gelten u. a. Eland, Giraffe, Hartebeest, Impala und Kudu. Ziegen zeigen ein ähnliches Verhalten; sie sind ebenso fast ausschließlich *browsers* und lassen sich auch nicht von Dornen schrecken (Teague, 1989). Den *grazern* werden u. a. Oryx, Springbock, Streifengnu, Wasserbüffel und Zebra zugerechnet.

Mit der einseitigen Nutzung der Flora geht eine mechanische Zerstörung der Grasschicht (auch durch Überstockung, s. u.) durch Vertritt¹² einher, die besonders um Viehtränken herum beobachtet werden kann. In diesem Bereich ist die Vegetation vollständig zerstört. Allenfalls Unkräuter, die nicht gefressen werden, wachsen hier für einige Monate während der Regenzeit¹³. Auf diese mechanische Weidezerstörung mit nachfolgender Verbuschung und/oder Verunkrautung machen schon Walter (1940: 9ff) sowie Walter & Volk (1954: 61ff) aufmerksam. Der mechanischen Zerstörung der Grasschicht wird auch durch die Überstockung Vorschub geleistet. Damit ist eine Übernutzung des Ökosystems durch eine zu hohe Dichte an Nutztieren – in diesem Fall Rinder – gemeint (vgl. S. 91ff).

Die Folgen der Weidezerstörung sind sehr lange persistent. Jeltsch et al. (1997b: 183f) geben in einer Simulationsstudie einen Zeitraum von über 100 Jahren für die Regenerierung degradiert und verbuschter Flächen um Wasserlöcher in der Zentralen Kalahari an. Skarpe (1986: 16) nennt für degradierte ehemalige Siedlungs- und Weideflächen im *Kalahari Gemsbok Nationalpark* im südwestlichen Teil der Kalahari einen Regenerationszeitraum von mindestens 30-40 Jahren. Auch Huntley & Morris (1982: 437ff) fanden, dass die Verbuschung an gestörte Flächen (hier: aufgegebene Siedlungsflächen) gebunden war, wobei die Nutzung vor über 50 Jahren aufgegeben wurde. Abweichend davon gehen Walker et al. (1981: 474) davon aus, dass der ursprüngliche Landschaftszustand nicht wieder erreicht wird und der Prozess der Verbuschung irreversibel ist.

¹² Eigenen Befragungen (durchgeführt im Waterberg-Gebiet, Namibia) zufolge ist dieser Punkt unter der Farmerschaft strittig. Die Anhänger einer „ganzheitlichen“ Farmwirtschaft (*holistic management*, deren Ursprünge in Kenia liegen) sind der Ansicht, dass dadurch eine Bodenlockerung eintritt, Pflanzensamen besser in den Boden gelangen sowie Niederschlagswasser schneller infiltrieren kann

¹³ V. a. sind dies der Kleine- und Große Morgenstern (*Tribulus terrestris* und *T. zeyheri*)

Durch den Verbuschungsprozess wird daher der Landschaftshaushalt empfindlich gestört. Werden Auslöser und Prozesse nicht erkannt und Gegenmaßnahmen eingeleitet, ist die Gefahr irreversibler Schädigung des Ökosystems hoch. Neben der Schädigung des Landschaftshaushaltes besitzt der Aspekt der Verknappung des landwirtschaftlichen Nutzareals auch eine sozioökonomische Komponente, da die auf Gewinnmaximierung wirtschaftenden Farmer durch die Verbuschung Einnahmeverluste erleiden und dies nicht selten mit der Verringerung der Farmarbeiterbelegschaft einhergeht.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Verbuschung als Folge unangepasster Nutzung über einen längeren Zeitraum von mehreren Jahren im Zusammenspiel mit Trockenperioden zu folgenden Resultaten führt:

- Zur Verknappung des landwirtschaftlich nutzbaren Areals.
- Zur Abnahme der Tragfähigkeit des Ökosystems insgesamt.
- Zum Rückgang der Biodiversität, inkl. dem Aussterben konkurrenzschwacher Pflanzen.
- Letztendlich zur Degradation mit besonderen Risiken der Desertifikation.

2.4 Modellierungsansätze der Savannenvegetation und der Bodenwasser-Speicherkapazität

Das Ergebnis des Wettbewerbs zwischen den pflanzlichen Schichten hängt entscheidend vom Wasserhaushalt im oberflächennahen Untergrund ab, da der Überlauf dieses Speichers für die Gehölze entscheidend ist. Insgesamt lässt sich der Wasserhaushalt als Faktor mit dem höchsten Einfluss auf räumliche Verteilung und Produktivität der Savannenformation charakterisieren (u. a. Walter, 1954; Walter & Volk, 1954; Tinley, 1982; Walker & Noy-Meir, 1982; Skarpe, 1996). Hinsichtlich des Einflusses der Wasserverfügbarkeit bei dem Wettbewerb um das Bodenwasser gelangten davon unabhängig auch Eagleson & Tellers (1982) zu diesem Ergebnis und beschreiben die entscheidende Substrateigenschaft mit 'effective porosity'. Schwarz (1980) hat in seinem erfolgreich arbeitenden dynamischen Simulationsmodell SYSTRO (s. dazu Kap. 3.1) die entscheidende Substrateigenschaft als 'pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität' im Ober- und Unterboden durch Parametrisierung repräsentiert. Diese Abhängigkeit der Pflanzenformation von den Wasserhaushaltseigenschaften des oberflächennahen Untergrunds ist somit als grundlegendes Faktum bekannt.

Doch der heutige Kenntnisstand reicht noch nicht aus, um anhand von kostengünstig erhebbaren Geländemerkmale das pflanzliche Wuchsformenspektrum (Lebensformen i. S. von Box, 1981) quantitativ vorherzusagen. Box (1981) gelang es durch die Auswertung eines immensen Literaturapparates, die Beschreibung der verschiedenen Lebensformen hinsichtlich ihrer Konkurrenzstrategien und ihrer klimatischen Nischen¹⁴ aufzuschlüsseln und zu präzisieren. Tilman (1988, 1990)¹⁵ hat die zugrundeliegende Theorie des pflanzlichen Wettbewerbs gültig formuliert. Durch Anwendung des hierarchischen Konkurrenzmodells (Keddy, 1989) auf die Box'schen Lebensformen konnte Schwarz (1995) so allein aufgrund einfacher Klimadaten und der Beschreibung der klimatischen Nischen die erfolgreichsten Lebensformen innerhalb der einzelnen Vegetationsschichten vorhersagen.

Die Bestimmung des quantitativen Ergebnisses des Wettbewerbs zwischen den schichtspezifischen Pflanzentypen ist allerdings immer noch nicht befriedigend gelöst. Dazu fehlen noch operable Modelle und im besonderen Maße die benötigte Datengrundlage über die Anteile der einzelnen schichtspezifischen Pflanzentypen. Diese muss erst im Laufe von arbeitsaufwendigen Einzeluntersuchungen bereitgestellt werden.

Wenn man versucht, das natürliche Wuchsformenspektrum im Gelände an Ort und Stelle vorherzusagen, so hat die zunächst so einfach erscheinende Parametrisierung der Substrat-Verhältnisse in eine Sackgasse geführt. Der kritische Parameter der Bodenwasserspeicherkapazität ist im Gelände in der Regel kaum mit realisierbaren Kosten bestimmbar. Gerade in Trockengebieten sind oft nur flachgründige Rohböden verbreitet. Dort ist das Porengefüge des oberflächennahen Untergrunds so vielgestaltig und unüberschaubar variabel, dass direkte Messung ausgeschlossen erscheint. Auch sind keine direkten Messverfahren bekannt, mit denen im Anstehenden, auf Schuttdecken oder auf Krusten die zeitinvariante Bodenwasserspeicherkapazität bestimmt werden könnte.

¹⁴ Die Grenzwerte der hier umschriebenen klimatischen Nische werden durch die Parameter Niederschlag und Temperatur dargestellt, innerhalb derer die Lebensform an einer bestimmten Lokalität der Erde existieren kann. Das von Box 1981 vorgestellte ECOSIEVE-Modell basiert auf einer Liste von 90 pflanzlichen Lebensformen, aus denen die zur Klimabeschreibung des jeweiligen Standortes passenden Pflanzen ausgewählt werden. Die Verbreitung jeder Lebensform wird mit Hilfe klimatischer Werte dargestellt, ihrer spezifischen klimatischen Nischen. Box (1995: 101f) bemängelte an dieser Vorgehensweise später selbst, dass die Vorhersage der Nischen hauptsächlich auf geographischen Korrelationen beruhte, ohne sich auf eine befriedigend abgesicherte quantitativ-mechanistische Basis zu stützen

¹⁵ Tilman (1990) formuliert in seinem ALLOCATE-Modell die, auf die Artenskala bezogenen Erkenntnisse (Tilman, 1988) hinsichtlich der unterschiedlichen Wettbewerbsfähigkeit der Lebensformen unter günstigen äußeren Bedingungen analytisch

Dagegen ist die räumliche Varianz der BWSK eher zugänglich. Besonders bodenkundlich (z. B. Ganssen, 1963) oder landschaftsökologisch (z. B. Leser; 1971, 1976; Müller-Hohenstein, 1978) orientierte Forschungen haben den Bezug zu Geländesituationen herausgearbeitet, die als typische Catenen im Bereich von Schichtstufen, Inselbergen, Dünenfeldern, Rivieren, Omuramben¹⁶, Pfannen etc. als Ersatzinformation auftreten können. Doch der Bezug zwischen Pflanzengesellschaft und Geländesituation ist nicht *ad hoc* gegeben, sondern es gilt auch hier, dass der gesuchte Parameter nur in tiefgründigem Lockersediment über Korngrößen-Bestimmung und äquivalente Porendurchmesser schätzbar ist. Dann erst wird die Beziehung zwischen Vegetation und unterschiedlichen Geländesituationen fass- und messbar. So gilt auch für vorliegende Arbeit, dass die Bestimmung der BWSK zwecks Kalibrierung des erstrebten quantitativen Modells nur in tiefgründigen Sanden möglich ist. Die o. g. Ersatzinformationen sind insofern nützlich, als dass sie einen ersten Anhalt über zu erwartende Größenordnungen der Bodenwasserspeicherfähigkeit geben können. Im Bereich von Sturz- und Schutthalden ist daher mit einer anderen Vegetationsformation zu rechnen, als in der Ebene resp. an Omuramben. Allerdings muss die Beantwortung der Frage, wie groß die tatsächliche Bodenwasserspeicherkapazität an einer betreffenden Lokalität ist, bei der Nutzung dieser Ersatzinformationen offen bleiben.

Die Konkurrenz um Bodenwasser ist analytisch in Modellen formuliert worden (vgl. dazu Walker et al., 1981; Walker & Noy-Meir, 1982), welche das dynamische Gleichgewicht zwischen den beiden dominierenden Savannenkomponenten in bezug auf die vertikale Verteilung von Bodenwasser und der Konkurrenz zwischen den Gräsern und Gehölzen um diese Ressource abbilden. Die beiden oben genannten Modelle konnten für die vorliegende Arbeit jedoch nicht verwendet werden, da u. a.

- die Daten für die Modelle aus Gebieten mit anderem Klima, Nutzungsgeschichte und Vegetation stammen¹⁷,
- die Anzahl von Herbivoren als konstant angenommen wird,
- die Grasentnahme sich asymptotisch einem Maximalwert nähert,
- Interzeption, Oberflächenabfluss sowie Feuereinfluss unberücksichtigt bleiben,

¹⁶ Im Gegensatz zu Rivieren episodische Abflussbahn, deren Bett mit Vegetation bewachsen ist

¹⁷ Für das Modell von Walker et al. (1981) wurden Resultate aus verschiedenen Untersuchungen verwendet, und eine „*average semi-arid savanna was synthesized*“. Das Modell von Walker & Noy-Meir (1982) stellt demgegenüber eine technische Weiterentwicklung dar, die darüber hinaus mit Geländedaten eines regional begrenzten Gebiets – der sog. Nylsvley-Savanne (breitblättriger Typus) im nördlichen Transvaal, Rep. Südafrika (Huntley & Morris, 1982:433f) –, operiert

-
- keine Grenze zwischen *topsoil* und *subsoil water* angegeben ist,
 - die Konkurrenz zwischen annuellen und perennen Gräsern unberücksichtigt bleibt, und
 - eine konstante jährliche Niederschlagsmenge von N=600 mm angenommen wird.

Gleichfalls konnte das Modell von Jeltsch et al. (1996, 1997a,b) nicht verwendet werden, da

- das modellierte Gebiet in einzelne Zellen (z. B. 20.000 Zellen á 5x5 m) zerlegt wird,
- es auf Daten des *Kalahari Gemsbok Nationalpark* (Südafrika) geeicht ist,
- die Abmessungen der von Gräsern bzw. Gehölzen zur Wasserversorgung benutzten Bodenvolumina je 40 cm betragen und die Bodenwasserverfügbarkeit in vier Klassen (keine bis gut) kategorisiert wird,
- der Modellzeitschritt bei einem Jahr liegt,
- der Einfluss der Gräserbeweidung als konstant angenommen wird und Gehölz-Beweidung unberücksichtigt bleibt.

Auch für Savannenformationen der feuchten und wechselfeuchten Tropen sind entsprechende Modelle zur Abbildung des Verhältnisses von Gräsern zu Gehölzen formuliert worden (siehe Übersicht bei Belsky, 1990; Menault et al., 1990; Gignoux et al., 1996). Bei diesen spielen jedoch andere Variablen (z. B. Feuer, Nährstoffhaushalt) eine größere Rolle bei der Modellierung, da die Wasserverfügbarkeit in diesen Ökosystemen nicht der begrenzende Faktor ist. Diese, speziell auf die Verhältnisse in Feuchtsavannen geeichten Modelle, können an dieser Stelle daher nicht weiter verwendet werden.

Ebenso wird auf dem Agrarsektor mit Modellen operiert, die zwar einen Parameter 'Bodenwasser' enthalten, im Gegensatz zu den vorher genannten Modellen jedoch primär zur Modellierung des Umsatzes von bodenorganischer Substanz resp. der Auswaschung von Pflanzennährstoffen verwendet werden¹⁸. Sie können daher für vorliegende Forschungsabsicht ebenfalls nicht zur Anwendung kommen.

¹⁸ Für Einzelheiten hierzu, siehe URL: res.bbsrc.ac.uk/soils/somnet/index.html (SOMNET. A Global Network and Database of Soil Organic Matter Models and Long-Term Experimental Datasets)

2.5 Ansätze flächenhafter Kartierung der Bodenwasserspeicherkapazität

Eine Übersicht der Bodenwasserspeicherkapazität¹⁹ für den Bodentiefenbereich von 0–30 cm liegt zur Zeit für den Globus als Datenbank in der Auflösung von 1°x1° vor. Einschränkend gilt, dass sie aufgrund der sehr geringen räumlichen Auflösung zwangsläufig nur für einen ersten groben Überblick brauchbar ist. Analysen, die auf höher auflösende Daten angewiesen sind, müssen daher auf Ergebnisse zurückgreifen, die aus o. g. Datenbank durch Downscaling oder Interpolation gewonnen resp. über Einzeluntersuchungen gefunden wurden. Eine weitere Einschränkung der Anwendbarkeit der Datenbank besteht darin, dass mit den obersten 30 cm nur ein sehr begrenzter Bodenraum erfasst wird. Andererseits wird damit ein Teil des Bodenbereichs betrachtet, der hauptsächlich von Gräsern und anderen krautigen Pflanzen durchwurzelt wird. Gehölze bleiben bei dieser Darstellung jedoch fast vollständig unberücksichtigt. Zusammengenommen ist diese Art der Darstellung der Bodenwasserspeicherkapazität als sehr informationsarm zu betrachten, zumal keine Informationen über die bei der Herstellung der Datenbank aufgetretenen Fehler(quellen) bekannt sind.

Als Mittelweg zwischen aufwendiger Einzelpunkterhebung bzw. Extrapolation/Downscaling zur Bestimmung der BWSK könnten in den Boden eindringende Radarstrahlen genutzt werden. Ergebnisse solcher Anwendungen von Radardaten stehen jedoch noch weitestgehend aus. Während in den vergangenen zwei Dekaden optische Satellitendaten (z. B. Landsat TM, SPOT) verstärkt für das Monitoring und die Inventarisierung von Großräumen eingesetzt wurden, galt dies für den Einsatz von Radarfernerkundungsdaten in dem Umfang bis dato noch nicht, obwohl die grundlegenden Arbeiten bereits früh entstanden (Sinclair, 1950; zit. nach: van Zyl et al. 1987). Dies lag primär am Fehlen geeigneter Träger und der fehlenden Erfahrung in der Anwendung dieser Technik. Erst in jüngster Vergangenheit haben detaillierte Arbeiten auf dem Gebiet der Radarpolarmetrie (u. a. van Zyl et al., 1987; Zebker et al., 1987) und den Fortschritten auf dem Gebiet der Raumfahrt den Weg für das verbesserte Verständnis der Einsatzmöglichkeiten dieser Technik geebnet und aufgezeigt. Dabei ging es in erster Linie nur um Methoden und Möglichkeiten der Interpretation von Radarrückstreusignalen, ohne dabei erschöpfende Anwendungsmöglichkeiten dieser Datenquelle aufzuzeigen.

Erste Versuche mit Radarsatelliten wie JERS-1 oder ERS-1 Anfang der 90er Jahre zeigten, dass Radardaten sowohl als Supplement zu optischen Satellitendaten als auch als

¹⁹ Diese Angaben beruhen auf der Berechnung der nutzbaren Feldkapazität (*soil water holding capacity*) aus Daten zur Textur und organischen Substanz und basieren auf den Angaben der Weltbodenkarte der FAO (1974). Die Übersicht wurde 1990 erstellt. Weiterführende Angaben finden sich unter URL: grid.unep.ch/datasets/data/gnv25.html

Einzelanwendung eingesetzt werden können. Da die beiden o. g. Plattformen jedoch nur bei einer einzigen Polarisation und einer einzigen Frequenz arbeiten, sind ihre Anwendungsmöglichkeiten entsprechend begrenzt. Durch die kombinierte Auswertung von AIRSAR und JERS-1-Daten zeigte sich, dass Mehrfrequenzfähigkeit und Multipolarität eine deutliche Leistungssteigerung mit sich brachte und z. B. bei der Klassifikation verschiedener Vegetationsgemeinschaften signifikant genauere Resultate erzielt werden konnten (Dobson et al., 1995), beispielsweise in der Abgrenzung von Jung- und Altwuchs bzw. Nadel- und Laubbäumen. Diese Resultate führten letztlich zum Bau und der Erprobung des Mehrfrequenzsystems SIR-C/X-SAR im Jahre 1994. Lokale Studien ergaben, dass gerade multitemporale Mehrfrequenz-Radarfernerkundungsdaten, besonders SIR-C/X-SAR Daten, für die Erkennung und Verfolgung von Änderungen in fast jedem beliebigen Ökosystem sehr gut geeignet sind (z. B. Dobson et al., 1995; Rauste et al., 1994; Saatchi et al., 1996; Aldakheel & Danson, 1997; Harrell et al., 1997). Aufgrund der vielfältigen Einsatzmöglichkeiten ist daher davon auszugehen, dass diese Daten in Zukunft zur Grundlage bei der Analyse und Modellierung von (Teil)-Ökosystemen gehören werden (u. a. Dobson et al., 1995), u. a. auch deshalb, weil die betreffenden Scanner von Flugzeugen getragen werden und somit auch für die Erfassung von kleineren Flächen eingesetzt werden können.

So ist beispielsweise der Einsatz von Radardaten zur Bestimmung von aktuellen Bodenwassergehalten, d. h. zeitlich variablen Werten, zwar möglich und in der Literatur dementsprechend ausführlich dokumentiert (u. a. Benallegue et al., 1995; Engman & Chauhan, 1995; Wever & Henkel, 1995; Pultz et al., 1997; Wang et al., 1997), doch bis dato sind Radardaten noch nicht zur Bestimmung der intrinsischen Bodeneigenschaft BWSK angewandt worden. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, dass die dafür benötigten *ground truth* Geländedaten nicht zur Verfügung standen. Ebenso war die Forschungsrichtung bisher eine gänzlich andere, da fast ausschließlich an der Erstellung von Algorithmen zur Ableitung aktueller Bodenwassergehalte gearbeitet wurde. Doch gerade um die Bestimmung des zeitinvarianten Bodenparameters BWSK geht es in vorliegender Arbeit, die versucht, einen Weg aufzuzeigen, wie quantitative Informationen aus Radardaten zur flächenhaften Bestimmung und Kartierung der BWSK genutzt werden können.

3. Material und Methoden

3.1 Technik der Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität

Der Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität liegt die Vorstellung zugrunde, dass die BWSK der am schwersten messbare unter den Faktoren ist, welche das lokale Wuchsformenspektrum der Savanne im semi-ariden Klimabereich grob bestimmen. Die übrigen Faktoren sind

- die Geschichte der lokalen Niederschlagstätigkeit,
- die Evapotranspiration steuernden örtlichen Klimaverhältnisse sowie
- Art und Intensität der Beweidung.

Das anzuwendende Modell muss daher zwei verschiedenen Ansprüchen gerecht werden, die sich wie folgt formulieren lassen. Es

- soll aus den o. a. Bestimmungsfaktoren die Zusammensetzung des die Savannen-Vegetation beschreibenden quantitativen Wuchsformenspektrums berechnen und
- muss umgekehrt durch Variation der BWSK an ein im Gelände beobachtetes Wuchsformenspektrum angepasst werden können.

Der pflanzliche Wettbewerb um das Licht wird wie üblich durch Proportionalität der Wuchsraten zum Bestand an feuchter Blattmasse und zugleich proportional zum Differenzbetrag zwischen vorhandener Pflanzenmasse und Sättigungswert abgebildet, ab dem mehr Licht kein weiteres Wachstum mehr bewirkt. Der Sättigungswert ist hierbei auf die Limitierung durch Licht als Minimumfaktor bezogen.

Für die Modellierung waren ergänzende Daten im Gelände zu ermitteln und im Modell zu berücksichtigen. Die Nahrungspräferenzen und benötigten Futtermengen der verschiedenen Haus- und Wildtiere sind unterschiedlich. Daher beeinflusst die Art der Weidenutzung das Ergebnis je spezifisch im Hinblick auf b_1 oder auf b_2 . Grundlegend wird davon ausgegangen, dass Wild und Ziegen eher Gehölze reduzieren (Strategie des *browsing*, vgl. S. 19f), während Rinder und Schafe dagegen vornehmlich Gräser beweideten (Strategie des *grazing*). Um die Intensität der Weidenutzung verlässlich zu kennen, wurde als Untersuchungsraum und Testgelände ein Gebiet ausgewählt, das sich vom Waterberg Namibias nach E/SE in das Sandveld am NW-Rand der Kalahari erstreckt. Dort können die sehr bewusst wirtschaftenden Farmer entsprechende Angaben machen und auch bezüglich des Waterberg Plateau Parks

stehen zuverlässige Informationen zu Wilddichte und Futterbedarf zur Verfügung. Die benötigten langen örtlichen Niederschlagsmessreihen konnten von Farmern aus eigenen langjährigen Messungen zur Verfügung gestellt werden. Da ebenso die Bodenwasserspeicherkapazität bestimmbar sein musste, fiel die Wahl des Untersuchungsgebiets letztendlich auf das Kalaharisandgebiet im zentralen Norden Namibias. Dort gestatten tiefgründige Sande eine Schätzung des nutzbaren Porenvolumens über Korngrößenbestimmungen und zudem die Durchwurzelungstiefe über Kohlenstoffgehalte. Verbrauchsraten an Bodenwasser durch die Vegetation sowie niederschlags- und vegetationsdichteabhängige Oberflächenabfluss- und Verdunstungsraten konnten aus Literaturangaben grob geschätzt und in die Kalibrierung des Modells an beobachteten Wuchsformenspektren einbezogen werden.

Nach Erstellung des Modells soll geprüft werden, inwiefern eine Schätzung und flächendeckende Kartierung der BWSK mit dem Einsatz von Fernerkundungsdaten möglich ist. Aufgrund der Notwendigkeit, Bodeneigenschaften unter der Oberfläche zu erfassen, eignen sich nur in den Boden eindringende langwellige Radarstrahlen. Solche Daten werden für das Untersuchungsgebiet angeboten und liegen für das C-, L- und X-Band der SIR-C/X-SAR-Mission²⁰ vor. Die drei gleichzeitig beobachtenden L-, X- und C-Wellenlängenbänder im Mikrowellenbereich geben dabei einen Überblick über die Oberflächenrauigkeit im Texturbereich von ca. 3 bis 30 cm. Gleichzeitig messen sie mit der dielektrischen Permittivität elektrische Eigenschaften des Objekts, die stark vom Feuchtezustand des oberflächennahen Untergrunds und der Vegetation beeinflusst sind. Dazu wird an jedem Punkt der Stichprobe im Gelände das zu schätzende Kriterium der Bodenwasserspeicherkapazität mit BOWA (vgl. Kap. 3.1.3) an die beobachteten Biomassewerte angepasst und den Kennwerten der drei Radarkanäle zusammen mit Informationen aus topographischen Karten als Prädiktoren zugeordnet. Zusätzlich müssen Informationen zur lokalen Exposition der Aufnahmefläche sowie der Hangneigung aufgenommen werden, da diese die Höhe der Rückstreuung des eingestrahnten Radarsignals beeinflussen. Diese Einflüsse sind, genau wie andere witterungsvariante Information (s. o.), vor der weiteren Verarbeitung aus den Fernerkundungsdaten auszupartialisieren. Nach der Anpassung eines linearen Regressionsmodells an die modellierten Werte der BWSK kann diese dann unter Verwendung der gefundenen Regressionskoeffizienten flächenhaft bestimmt und entsprechend kartiert werden. Insgesamt lässt sich der Arbeitsablauf des Forschungsvorhabens schematisch in Abb. 1 darstellen.

²⁰ Spaceshuttle-Mission der NASA, DLR und ASI im April 1994. Für weitere Informationen der NASA s. URL: edcwww.cr.usgs.gov/landdaac/sir-c/sir-c.html und der DLR s. URL: isis.dlr.de/XSAR

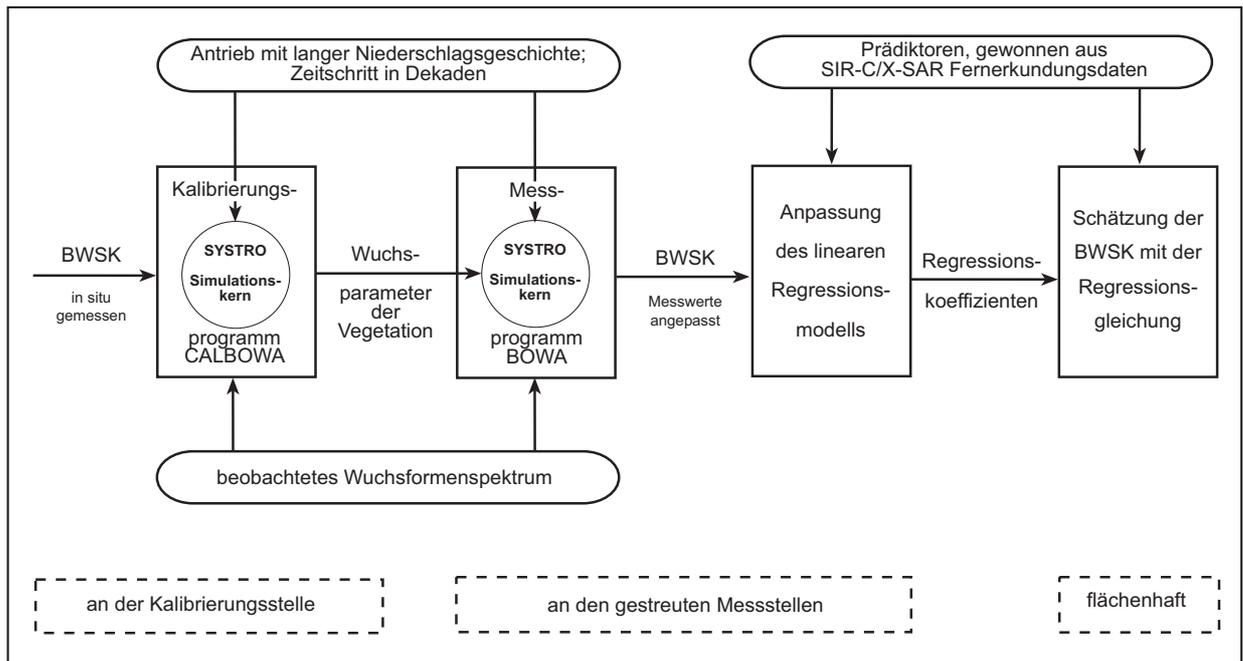


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Arbeitsablaufs des Forschungsvorhabens (von links nach rechts)

3.1.1 Der zugrundeliegende Simulationskern SYSTRO

Die in Kap. 3.1 skizzierten Anforderungen an das Modell können mit Hilfe des früher entwickelten (Schwarz, 1980) Modells SYSTRO umgesetzt werden. SYSTRO ist ein zeitdiskretes dynamisches Simulationsmodell zur quantitativen Ermittlung der potentiellen Tragfähigkeit tropischer Trockengebiete in bezug auf extensive weidewirtschaftliche Nutzung. Es bildet die für die Produktivität kritischen Züge der Pflanzenformation der Savanne ab und ist als Wettbewerbsmodell zur Abbildung der theoretischen Vorstellungen Heinrich Walter's (vgl. Walter, 1940; Walter & Volk, 1954) hinsichtlich der unterschiedlichen Anpassungen und des verschiedenen Konkurrenzverhaltens von Gräsern und Gehölzen um die Ressource Bodenwasser konzipiert. Ebenso wie auch die übrigen, für diese Arbeit verwendeten Modelle, ist es in FORTRAN programmiert.

SYSTRO wird ursprünglich durch einen speziell auf den Jahresniederschlag einstellbaren, die statistischen Kennwerte der Niederschlagsschwankungen darstellenden stochastischen Niederschlagsgenerator nach dem Monte-Carlo-Prinzip mit Dekaden als Zeitschritt angetrieben. Gesteuert wird es durch die vorzugebenden Parameter 'Intensität der Weidenutzung' und 'pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität'. Ersetzt man diesen Niederschlagsgenerator durch die in der Nähe des Aufnahmestandortes gemessene Nieder-

schlagsreihe über viele Jahre (hier: 76 Jahre), so kann das Modell in seiner Umkehrung zur Schätzung des an einem bestimmten Ort erwarteten quantitativen Wuchsformenspektrums der oberirdischen Trockenmasse eingesetzt werden. In der ursprünglichen Anwendung des Modells SYSTRO wurden die beiden Parameter 'pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität' je für Gehölze und für Gräser vorgegeben und daraus die drei Variablen 'lebende Blattmasse' je für Gehölz- und für Grasflur (annuelle und perenne Gräser) geschätzt. Im Gegensatz dazu wird diese Beziehung bei der hier verfolgten Forschungsabsicht in ihrer Umkehrung verwendet. Aus den leichter im Gelände beobachtbaren Vegetationskennwerten, der Biomasse der annualen und perennen Gräser sowie der Gehölze, können bei bekannter Nutzungsintensität und Vorregengeschichte umgekehrt die zu messenden Größen der Bodenwasserspeicherkapazität abgeleitet werden. Analog der vorgestellten Theorie (vgl. Kap. 2.1) werden dafür zwei Speicher im Boden angenommen, die mit $b1$ und $b2$ bezeichnet werden. Entsprechend decken aus dem Bereich $b1$ die annualen und perennen Gräser ihren Wasserbedarf, aus $b2$ die Gehölzpflanzen. Durch Variation von $b1$ und $b2$ wird ein Output erzeugt, der die lebende oberirdische Pflanzenmasse in kg TM/ha der drei konkurrierenden Wuchsformen angibt. SYSTRO schätzt nach Vorgabe der Größe der BWSK für die beiden Bodenwasserspeicher $b1$ und $b2$ die dazugehörigen Vegetationskennwerte (trockene Biomasse der annualen und perennen Gräser sowie die der Gehölze) unter Kenntnis von Nutzungsintensität und Vorregengeschichte und gibt diese Funktionswerte wieder. Bezüglich der Nutzungsintensität führten quantitative Überlegungen zu der Vorstellung, dass der Zeitpunkt der Nutzung der Weidekampfs relativ zum Beobachtungstermin einen Unterschied in der Größenordnung von nur ca. 16–38 kg TM/ha ausmacht. Bezogen auf die beobachtete Trockenmasse entspricht dies einem relativen Fehler von ca. 2–4 %. Diese Angaben beziehen sich auf durchschnittliche Annahmen zur Kampfgröße mit 250 bzw. 600 ha, einer Rinderherde mit 100 GVE sowie einer Standzeit von sieben Tagen.

Für $b1$ und $b2$ wird je die geschätzte pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität (in mm) angegeben. Entsprechend der aktiven Strategie der Durchwurzelung des Substrats durch die Gräser gegenüber der passiven Erhöhung des Matrixpotentials in der Umgebung der Wurzelausläufer der Gehölze sind $b1$ und $b2$ hintereinander geschaltet. Mit dem Überschusswasser, welches nicht in $b1$ verbraucht wird, wird $b2$ aufgefüllt. Eine probeweise Modellierung mit parallel geschalteten Speichern $b1$ und $b2$ führte zu keinen mit den Beobachtungsbefunden verträglichen Ergebnissen, weshalb die beiden Speicher $b1$ und $b2$ hintereinander geschaltet wurden. Auch diese Bewährungsprobe hat die umgesetzte Theorie bestanden.

Neben Nutzungsintensität und Vorregengeschichte mussten andere Modellparameter aufgrund der Ergebnisse der Geländebeobachtung und der Literaturangaben (s. u.) angenommen werden. Insbesondere waren dies Daten über

- Abfluss, Infiltration und Interzeption des Niederschlags.
- Streuproduktion der Gehölze.
- Wasserverbrauch in Abhängigkeit von der Bodensaugspannung und des Wuchsformenspektrums.
- Einflüssen und Häufigkeit von Buschbränden.
- Einfluss der Fauna auf die Pflanzen (Beweidungsraten).

Als Grundlage für die Annahmen über die Größenordnungen der o. g. Modellparameter dienten diverse Literaturangaben, die aus folgenden Schriften entnommen wurden: Walter (1940); Walter & Volk (1954); Singh & Gupta (1977); Huntley & Morris (1982); Walter & Breckle (1984); Knoop & Walker (1985); Snyman et al. (1987); Barnes et al. (1991); Bergström (1992); Owen-Smith (1994); Snyman (1994); Burgess et al. (1996); Canadell et al. (1996); Jackson et al. (1996); Jeltsch et al. (1996); Jessen (1996); Jeltsch et al. (1997a,b) sowie Bester & van Eck (1998).

Hinsichtlich des Oberflächenabflusses kann am ehesten noch ein Vergleich mit Angaben aus der klimatisch entsprechenden Sahelzone erfolgen, da der nach Whitmore (1971; zit. nach: Bate et al. 1982) errechnete Wert von 6 % als zu niedrig erscheint. Für die südliche Hälfte des Sahels gibt Le Houérou (1989: 107) einen Wert von 25 % an. Obgleich hier ein Bezug zu Niederschlagswerten fehlt, kann aufgrund der Angabe *südliche Hälfte des Sahels* mit einem Jahresniederschlag von rund 300–400 mm gerechnet werden, welcher mit dem des Untersuchungsgebiets vergleichbar ist. Im Modell wird seine Größe pauschal mit 17,6 % vom Dekadenniederschlag angesetzt, wobei er über Änderungen der Laubmasse beeinflusst wird (entsprechend einer Ab-/Zunahme der Interzeption). Als konstanter Wert ist seine genaue Größe ohne Bedeutung, da er bei der Kalibrierung eskomptiert wird. Allerdings ergeben sich Schätzungenauigkeiten aufgrund der unberücksichtigten räumlichen Varianz des Abflusses im Untersuchungsgebiet. Die Abweichung zwischen der Modellannahme und dem mitgeteilten Wert für den südlichen Sahel von rund 7 % ergibt sich nach Ansicht des Autors aus der fortgeschrittenen Degradation der Vegetation der Sahelzone, die zu einem vermehrten Oberflächenabfluss führt. Weiterhin wird angenommen, dass nur Niederschläge mit einer Dekadensummen >10 mm Oberflächenabfluss erzeugen, da niedrigere Dekadensummen aufgrund von Evaporation und Interzeption komplett verloren gehen. Diese Annahme stützt

sich wiederum auf Beobachtungen Leistners (1967; zit. nach: Jeltsch et al. 1997b) in der Kalahari.

Die Annahme über die Höhe der Infiltration beruht auf Ergebnissen eigener Beobachtungen, die mit Resultaten aus anderen semi-ariden Gebieten konsistent sind. So beschreibt Leistner (ibid.), dass ein mm Niederschlag in der südlichen Kalahari rund zehn mm tief in den Boden eindringt. Eigene Beobachtungen auf tiefgründigem Lockersand ergaben dazu Werte von rund sieben bis zehn mm und eine Evaporation des Bodens von ca. drei bis sechs mm Wasser je 24 h für den oberflächennahen Bodenbereich bis ca. zehn cm Tiefe.

Die Interzeption ist hauptsächlich von der Laubmasse der Gehölze und von der Blattmasse der Gräser abhängig. Der Interzeptionsbetrag I (mm) wird im Modell entsprechend der Blattmasse bg (kg/ha) der Gräser und der Trockenmasse der Gehölze th (kg/ha) nach Formel (1) angepasst:

$$I = 1,67 \times 10^{-6} \times (bg + 0,14th) \quad (1)$$

Im Modell wird davon ausgegangen, dass die Blätter für den Hauptteil der Interzeption infrage kommen, während Stamm, Äste und andere Holzmasse dabei eine untergeordnete Rolle einnimmt. Der Blattmassenanteil der Gräser wird daher vollständig berücksichtigt, die Gehölzmasse nur zu 14 % des Wertes der Blattmasse. Hintergrund für die Verwendung der Blattmasse als Hauptprädiktor ist die Vorstellung, dass die Interzeption proportional der Blattoberfläche ist. Nach dem Ansatz von Whitmore (1971; zit. nach: Bate et al. 1982) beträgt die Interzeption für das Untersuchungsgebiet rund 9 % vom Jahresniederschlag. Untersuchungen von Stuart-Hill et al. (1987: 84f) unter *Acacia karroo*-Gehölzen zufolge kann von einer Interzeption in Höhe von ca. 10 % ausgegangen werden. Dieser Wert dürfte auf dem Waterberg aufgrund der dort überwiegend breitblättrigen Vegetation geringfügig höher ausfallen als im Sandveld. Dabei bleibt zu berücksichtigen, dass die Höhe der Interzeption I nach Formel (1) unabhängig von der Niederschlagsmenge festgesetzt wird. Ist dabei I größer als der Dekadenniederschlag, abzüglich Evaporation und Oberflächenabfluss, wird kein Niederschlagswasser infiltriert. Dieser Annahme liegt die Vorstellung zugrunde, dass der Interzeptionsspeicher ein gewisses Fassungsvermögen hat und erst bei dessen Überschreitung das überschüssige Niederschlagswasser abtropft.

Die Welkepunkte liegen für unterschiedliche Gräser verschieden hoch. Hier sind aus entsprechenden Angaben von Snyman et al. (1987) und von Snyman (1994) Mittelwerte

gebildet und in den Simulationskern SYSTRO übernommen worden. Im Hinblick auf das irreversible Welken der einjährigen Gräser bzw. dem Einziehen der mehrjährigen Gräser wird im Modell eine Zeitspanne von zwei Dekaden Trockenheit angenommen, die diese ohne Schaden überstehen können. Untersuchungen von Snyman et al. (1987: 79f) dazu zeigen, dass einige Gräser erst nach 17 Tagen Trockenheit in einem Bodenprofil²¹ Welkungsanzeichen zeigten, sich nach einsetzenden Niederschlägen jedoch wieder erholten. Insgesamt war das Profil 21 Tage trocken. Die im Modell angenommene Zeitspanne von 20 Tagen ist demnach plausibel und gilt entsprechend für annuelle und perenne Gräser.

Übersicht über die Annahmen, die in SYSTRO implementiert sind:

- Die Interzeption ist abhängig von der Blattmasse der Gräser und Gehölze.
- Der Oberflächenabfluss wird pauschal mit 17,6 % vom Dekadenniederschlag angenommen.
- Alle Niederschlagsdekadensummen <10 mm sind für das Pflanzenwachstum unwirksam (Verluste aufgrund von Evaporation und Interzeption).
- Die Produktivität des unbeweideten Graslandes beträgt pro 100 mm Jahres-Niederschlag rund 1.000 kg Trockenmasse pro ha.
- Der infiltrierte Niederschlag füllt die beiden Wasserspeicher *b1* und *b2* (vgl. Kap. 3.1.1), beginnend mit dem Speicher *b1* der Grasschicht. Überschusswasser perkoliert erst nach Auffüllung von *b1* in den Speicher *b2* der Gehölze.
- Der Wasserspeicher der Gräser *b1* reicht von 0 cm bis in 60 cm Tiefe.
- Die einjährigen Gräser keimen bei ausreichenden Niederschlägen, d. h., wenn *b1* zu mindestens 50 % gefüllt ist, nur zwischen der 10. und 20. Dekade. Die erste Dekade beginnt am 1. Juli, die Wachstumsperiode ist auf insgesamt 15 Dekaden begrenzt.
- Das Wachstum der jeweiligen Wuchsform wird eingestellt, wenn die Speicher *b1* und *b2* jeweils nur noch zu $\frac{1}{6}$ gefüllt sind.
- Das Wachstum der Gräser steigt bis etwas unterhalb der Maximalsättigung von *b1* überproportional an, und geht dann aufgrund behinderter Wurzelatmung auf 50 % des Maximalwertes zurück.
- Die einjährigen Gräser können eine intrasaisonale Trockenperiode überdauern. Hierbei geht die Feuchte unter den temporären Welkepunkt zurück. Fällt nach zwei Dekaden kein ausreichender Niederschlag, wird der permanente Welkepunkt erreicht, und der Trieb stirbt ab.

²¹ *Trockenheit im Boden* bedeutet hier, dass die Gräser ihr Wachstum einstellen, jedoch noch nicht irreversibel welken (annuelle Gräser) bzw. einziehen (perenne Gräser)

-
- Die Gehölze besitzen eine konstante Sterberate pro Dekade von 0,5 % ihrer Gesamttrockenmasse.
 - Ein ausgewachsenes Rind (ab Altersstufe drei Jahre) wurde als eine GVE (Großvieheinheit, entsprechend 450 kg) angesetzt, jugendliche Tiere als 0,5 GVE. Ein Schaf resp. eine Ziege entsprechen je 0,15 GVE. Die GVE-Anteile der Wildtierfauna wird entsprechend der Literaturangaben auf deren jeweiliges Durchschnittsgewicht bezogen umgerechnet (z. B. ein Kudu mit 220 kg als 0,5 GVE, ein Nashorn mit 600 kg als 1,3 GVE). Eine GVE benötigt zum reinen Erhalt ihres Gewichtes pro Tag eine Diät in Höhe von 3 % ihres Körpergewichts (entsprechend 13,5 kg TM an Futter).
 - Die Beweidungsraten und die Diät werden auf trockene und feuchte Blattmasse verteilt. Die Verteilung wird so angesetzt, dass mindestens 2,5 % verdauliches Rohprotein je kg TM im Futter vorhanden ist. Bei Gräsern wird die Annahme getroffen, dass trockene Blattmasse 1 % und feuchte Blattmasse 4 % verdauliches Rohprotein enthält.
 - Die Entnahmeraten der Vegetation der jeweiligen *grazer* und *browser* GVE-Anteile wird in Übereinstimmung mit den groben Präferenzen der jeweiligen Tiere berechnet (z. B. Schaf 70 % *grazer*, 30 % *browser*; Kudu 70 % *browser* und 30 % *grazer*), jahreszeitliche Fluktuationen aufgrund von Trockenzeiten u. ä. bleiben dabei unberücksichtigt.
 - Die Entnahmerate für Gräser errechnet sich aus Futterbedarf und Anzahl GVE je Dekade und ha.
 - Die Abweiderate für Gehölze wird selbstregelnd nur vom Futterangebot abhängig gesehen und einem der Gehölztrockenmasse proportionalen Wert von 0,4 ‰ pro Dekade angenommen. Dabei wird unterstellt, dass sich das Wild nach Leistungserwartung dem vorhandenen Futterangebot anpasst und nur entnimmt, was die Gehölze aufgrund ihrer Schutzmaßnahmen zulassen.
 - Feuereinfluss wird angenommen, wenn die Trockenmasse der Gräser nach 20 Dekaden eine Dichte von 12.000 kg pro ha erreicht oder übersteigt.

3.1.2 Aufbau und Arbeitsweise des Kalibrierungsprogramms CALBOWA

Das Kalibrierungsprogramm CALBOWA dient der Bestimmung modellinterner Parameter und der Anpassung des Simulationskerns SYSTRO. Es basiert im wesentlichen auf dem dynamischen Simulationsmodell SYSTRO (vgl. Kap. 3.1.1). Die unbekannt Parameter (p_1, \dots, p_n) wurden durch oft wiederholte Läufe des Kalibrierungsprogramms variiert, bis der Fehler $K(p_1, \dots, p_n)$ ²², u. a. die Verbrauchsraten (z. B. Stand-by-Verbrauch), minimiert werden konnten. Dies sind insbesondere die Wachstumsparameter (i. e. S. der Zuwachs an Trockenmasse je Dekade) der Vegetation (s. u.):

- wg : Durchschnitt der Gräser allgemein,
- ap : Verhältnis der Wachstumsgeschwindigkeit der annuellen zu den perennen Gräsern,
- wh : Durchschnitt der Gehölze allgemein

CALBOWA wurde so konzipiert, dass nach Festlegung der Eingabewerte eine genaue Verfolgung der Änderungen in Einzelschritten entsprechend einer Dekade möglich war. So konnte im Modell nachvollzogen werden, wie schnell Wasser im Boden versickerte, von der Vegetation verbraucht wurde und wann das Pflanzenwachstum bei zu hoher Bodensaugspannung eingestellt werden musste. Dadurch ließ sich das Modell sehr genau an die im Gelände beobachteten Biomassewerte anpassen und die Resultate – im Rahmen der Modellannahmen – auf Plausibilität prüfen. Besonders die Wachstumsparameter der Vegetation (wg, ap, wh) , über die für die im Untersuchungsraum vorgefundenen Arten oder Wuchsformen keine Literaturwerte verfügbar sind, wurden auf diese Weise geschätzt. Die Definition des Fehlers $K(wg, ap, wh)$ ²² im Programm CALBOWA ergibt sich nach Formel (2). Hierbei steht me_i für die erwartete Biomasse, mb_i für die im Gelände beobachtete Biomasse der Wuchsform i ²³:

$$K(wg, ap, wh) = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \frac{(me_i(wg, ap, wh) - mb_i)^2}{(mb_i + 1)}} \quad (2)$$

²² K ist die gewählte Bezeichnung des Fehlers für die Fehlerberechnung während der Kalibrierungsphase

²³ Der Index i bezeichnet die Wuchsformen $i=1$ einjährige Gräser, $i=2$ mehrjährige Gräser und $i=3$ Gehölze

Aufgrund der in Kap. 3.1 und 3.1.1 geschilderten Annahmen wurden für die Kalibrierung die Daten einer einzigen Fläche im Sandveld verwendet, für die alle erforderlichen Daten zur Verfügung standen. Diese Fläche befindet sich im kommerziell genutzten Farmgebiet. Für die Kalibrierung ist ein Datensatz verwendet worden, wie er auch in BOWA zur Anwendung kommt, dort jedoch ohne Angabe der direkt bestimmten Bodenwasserspeicherkapazität. Die in CALBOWA verwendete Kalibrierungsdatei enthält die für die betreffende Fläche ermittelten Niederschlagsdaten für die Dauer von 76 Jahren in Dekadenwerten sowie die Daten zu Bestockung, Wuchsformenspektrum (in kg TM/ha) und den Angaben zur Bodenwasser-Speicherkapazität für b_1 und b_2 in mm pflanzenverfügbarem Bodenwasser.

Das Modell wird an den beweideten wie auch an den unbeweideten Fall angepasst. Die Eichung des Modells wurde zuerst anhand von Daten einer Fläche ohne Beweidung vorgenommen, analog der Annahme von Walter & Volk (1954: 96ff). Damit wird eine Kontrollmöglichkeit geschaffen, die Aussagen über und Fehlerabschätzungen der Resultate ermöglicht, welche auf der einzigen Kalibrierungsfläche im Untersuchungsgebiet ermittelt worden sind. Den Angaben Walter's & Volk (ibd.) zufolge, besteht zwischen Jahres-Niederschlag und Produktivität der Grasschicht ein linearer Zusammenhang. Da sich diese Angaben auf den unbeweideten Fall beziehen, was es sinnvoll und notwendig, diesen Fall, der im Kontrast zu den aufgenommenen Flächen im Untersuchungsgebiet steht, in der Kalibrierung zu berücksichtigen.

Die Produktivität der Gräser richtet sich neben dem Niederschlag auch nach dem Beweidungs-Druck sowie Substrateigenschaften und Wettbewerb. Dessen ungeachtet wird dem Faktor Wettbewerb in der Literatur kaum bzw. keine Beachtung geschenkt. Die von Walter & Volk (ibd.) bestimmte Maximalproduktivität von rund 10 kg TM/ha je mm Jahresniederschlag gilt nur für Klimaxvelder unter Beweidungsausschluss auf tiefgründigen Sandböden und scheint im Vergleich mit anderen Untersuchungsergebnissen auf den ersten Blick etwas zu hoch. So geben Snyman et al. (1980) für optimale Wachstumsbedingungen einen Wert von rund 9 kg TM/ha pro mm N an. Unter weniger optimalen Rahmenbedingungen fand Snyman (1989) Werte zwischen 4,7 und 7,8 kg TM/ha je mm N, die unter weidewirtschaftlicher Nutzung eher realistisch erscheinen. Im Gegensatz dazu ermittelte Snyman (1994) als Gesamtproduktivität einer Weide, die nicht beweidet wurde, einen Wert von nur 3 kg TM/ha je mm N. Dabei handelte es sich jedoch um eine vormals stark übernutzte Weide, die sich auf einem niedrigen Sukzessionsstadiums befand und deren Grasschicht von annualen Gräsern dominiert wurde. Es wird deutlich, dass die Biomasseproduktion entsprechend dem Sukzessionsstadium sowie der Artenzusammensetzung stark variiert und auch ein Beweidungsausschluss nicht automatisch mit einer höheren Produktivität gleichzusetzen ist. Insofern wird der von Walter &

Volk (ibid.) mitgeteilte Wert für namibische Verhältnisse unter optimalen äußeren Bedingungen als Richtwert verwendet.

Eine starre, aus Farmwerten gewonnene Beweidungsrate mit einer Bestockungsdichte von einer GVE auf 20 ha Weidefläche (1:20 resp. 0,05), die zur ersten Abschätzung des Beweidungseinflusses gewählt worden war, lieferte keine mit den Beobachtungsergebnissen verträglichen Resultate. Eine Regression der Bestockung einer Farm am Waterberg auf die dort gemessenen Niederschläge über einen Zeitraum von 20 Jahren (1977-1997) ergab verschieden hoch gesicherte Zusammenhänge zwischen den gleitenden Mitteln der Niederschläge unterschiedlicher Periodenlänge und dem Viehbesatz der Farm²⁴. Das 7-jährige gleitende Mittel weist mit $R^2 = 0,69$ ($P=0,01$) den höchsten gesicherten Zusammenhang mit dem Viehbesatz der Farm auf. Daraufhin wurde die starre Beweidung zugunsten dieser elastischen Beweidungsrate, im Modell mit 'w7' bezeichnet, aufgegeben und die elastische Beweidung in das Modell übernommen. Dieses Teilergebnis ist gerade im Lichte der Niederschlagsschwankungen mit einer durchschnittlichen Periodenlänge von neun Jahren (s. Kap. 4.2) gesehen interessant, da es sich zeigt, dass die Farmer die Niederschlags-Schwankungen bei der Bestockungsdichte berücksichtigen, wenn auch vermutlich nicht bewusst. Bei einer Befragung einiger Farmer im Waterberg-Gebiet zeigte es sich, dass keiner der Befragten diese Größenregulierung der Rinderherden geplant durchführte. Abgesehen von den naturgegebenen Verhältnissen wirken selbstverständlich auch ökonomisch (schwankende Absatzpreise etc.) und epidemisch/hygienisch (Tod durch Krankheit, Vergiftung etc.) bedingte Faktoren auf die Größe des Viehstocks ein.

Der Einfluss der Wildtiere auf die Gehölzentnahme konnte anhand von Wildzählungen und Beobachtungen zu den Äsungsgewohnheiten der Tiere (Bergström, 1992; Owen-Smith, 1994; Jessen, 1996; Bester & van Eck, 1998) grob geschätzt und mit in das Beweidungsmodul übernommen werden. Im Gegensatz zur Gräserbeweidung durch das Vieh konnte der Einfluss des Wildes nicht mit den gleitenden Mitteln der Jahresniederschläge korreliert werden, da die hierzu nötigen Beobachtungsdaten zur Fluktuation der Wildtierpopulation nicht vorliegen. Diese Informationen liegen ausschließlich für den Nationalpark Waterberg vor, wobei dort die Zählungen jedoch bedeutend größere zeitliche Abstände als die Herdenzählungen der Farmer aufweisen und zudem nur über einen Zeitraum von zehn Jahren vorgenommen wurden. Daher ist angenommen worden, dass das Wild, im Gegensatz zu dem Weidevieh, die Gehölzentnahme dem vorhandenen Futterangebot anpasst und nur entnimmt, was die

²⁴ Aus datenschutzrechtlichen Gründen unterbleibt die Nennung der Farm

Gehölzflora aufgrund ihrer Schutzmaßnahmen zulässt. Die Entnahmerate der Wildtiere ist daher proportional der vorhandenen Gehölzmasse gesetzt und entsprechend im Modell berücksichtigt.

Während der Kalibrierung mit CALBOWA ermittelten Ergebnisse, die als funktionale Zusammenhänge in SYSTRO implementiert sind:

- Die Stand-by Verbrauchsraten der Gräser und Gehölze sind proportional vom Bestand abhängige Werte, die erst im Rahmen des Kalibrierungsprozesses festgelegt werden.
 - Sie sind abhängig vom Gesamtbetrag der feuchten Blattmasse der annuellen und perennen Gräser in kg pro ha während der Regenzeit ('aktiven Zeit').
 - Sie sind abhängig vom Betrag der feuchten Blattmasse der perennen Gräser in kg pro ha während der Trockenzeit. Die annuellen Gräser überdauern in Form von Samen.
 - Sie betragen für Gehölzpflanzen nur 0,0035 ‰ vom Gesamtbetrag der Trockenmasse der Gehölzpflanzen je Dekade, bedingt durch verbesserten Verdunstungsschutz der Gehölze.
- Der Wasserverbrauch pro kg Zuwachs je Dekade beträgt für Gräser 0,22 mm zuzüglich dem Stand-by Verbrauch.
- Die absoluten Wachstumsraten der Vegetation hängen von der Menge an feuchter Blattmasse, der Gehölzmasse und der Wassersättigung von $b1$ ab. Die Gehölze werden weiterhin durch Lichtkonkurrenz beeinflusst, die dynamisch an die jeweilige Gehölzmasse angepasst wird.

3.1.3 Aufbau und Arbeitsweise des Schätzmodells BOWA

Das Schätzmodell BOWA²⁵ basiert im wesentlichen auf dem dynamischen Simulationsmodell SYSTRO, welches zur Ermittlung der potentiellen Tragfähigkeit tropischer Trockengebiete in bezug auf extensive weidewirtschaftliche Nutzung (s. S. 29f) konzipiert wurde. BOWA ist ebenso wie SYSTRO in der Sprache FORTRAN programmiert.

BOWA liest je Messstandort eine Datendatei, in der Angaben zur trockenen oberirdischen Biomasse der annuellen und perennen Gräser sowie der Gehölze gemacht werden, und die eine Niederschlagsreihe von 76 Jahren in Dekadenwerten enthält. Diese Datendatei treibt den Simulationskern SYSTRO an. Weitere Antriebsdaten sind die Beweidungsintensität und Art der Beweidung bis zur Dekade der Geländebeobachtung. Der Anpassungsunterschied zwischen beobachteter und erwarteter Pflanzenmasse der drei Wuchsformen wird durch einen Gesamtfehler $S(b_1, b_2)$ dargestellt. Das Schätzmodell BOWA minimiert den Fehler $S(b_1, b_2)$, um die erwarteten Werte des Biomassevektors $me_i(b_1, b_2)$ an den beobachteten Biomassevektor mb_i anzupassen. Der Fehler $S(b_1, b_2)$ wird mit der an das χ^2 -Fehlermaß angelehnten Abweichung der beobachteten Werte mb_i von den erwarteten Werten me_i operationalisiert (3):

$$S(b_1, b_2) = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \frac{(me_i(b_1, b_2) - mb_i)^2}{(mb_i + 1)}} \quad (3)$$

BOWA berechnet im Laufe der Fehlerminimierung für jede Kombination des Wertepaars (b_1, b_2) das erwartete Wuchsformenspektrum und vergleicht dieses in der Fehlerfunktion mit dem beobachteten Wuchsformenspektrum. Jede Fehlerberechnung erfordert einen Sprung in den Simulationskern SYSTRO und die damit verbundene Abarbeitung der 76 Jahre umfassenden Witterungsdatei, was die Bestimmung der BWSK sehr rechenzeitaufwendig gestaltet. Der Einfluss der Gräserbeweidung durch Rinder sowie die Gehölzentnahme durch Wild wird im Simulationskern SYSTRO analog dem vorgestellten Verfahren (vgl. S. 37f) durchgeführt. Die Abb. 2 stellt die Abfragen und den Arbeitsablauf des Programms BOWA schematisch dar. Für detailliertere Angaben zum Arbeitsablauf des Unterprogramms SYSTRO vgl. Schwarz (1980: 307ff).

²⁵ Dynamisches Simulationsmodell zur Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität

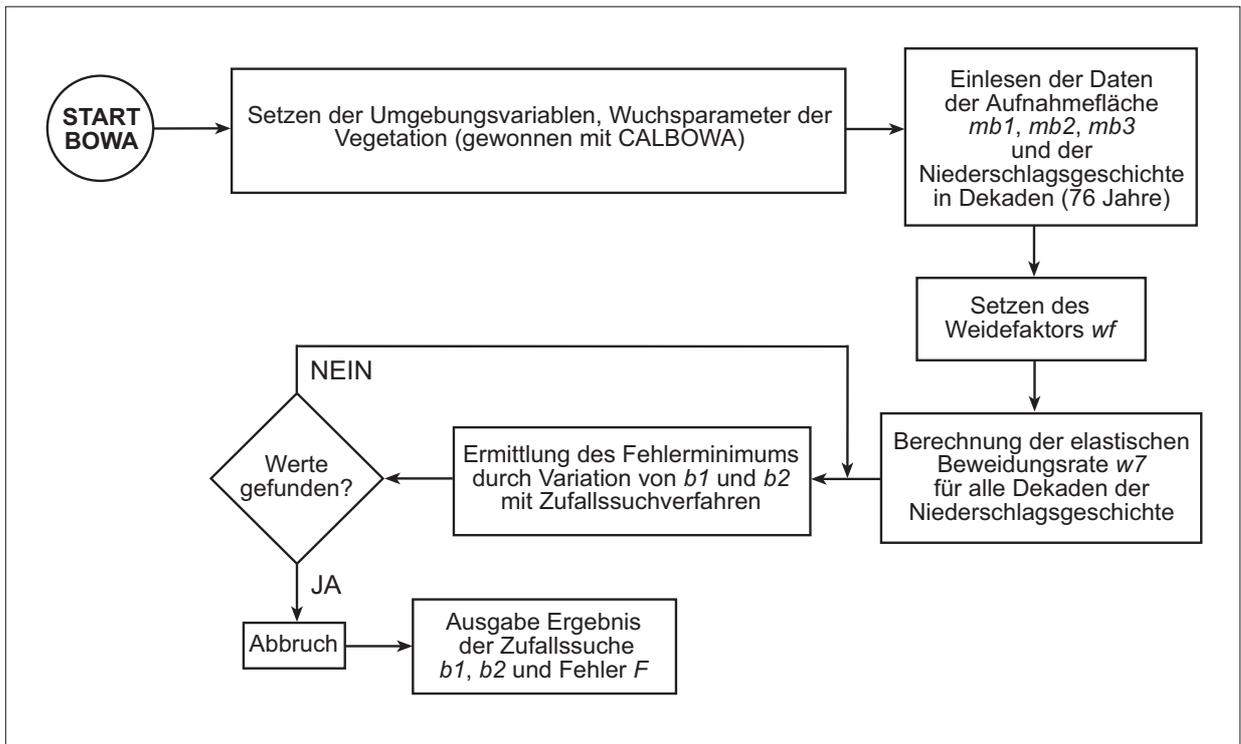


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Arbeitsablaufs des Schätzmodells BOWA

3.2 Flächenhafte Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität

3.2.1 Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität aus Radarfernerkundungsdaten

Als kostengünstige Prädiktoren für die flächenhafte Schätzung von b_1 und b_2 kommen allein witterungsinvariante und intrinsische Merkmale der Erdoberfläche infrage. Eine Übersicht über diese Merkmale wurde in einem ersten Schritt durch das Studium von großräumig verfügbaren topographischen und geologischen Karten sowie Luftbildern gewonnen. In einem zweiten Schritt traten dazu noch Radarfernerkundungsdaten (s. u.).

Geeignet für einen solchen flächenhaften Überblick sind dabei besonders Merkmale des oberflächennahen Untergrunds, die hoch mit der Bodenwasserspeicherkapazität, insbesondere mit Infiltration und pflanzenverfügbarer Speicherkapazität für Niederschlagswasser korrelieren. Anzeige dieser lithomorph geprägten Eigenschaften sind von Korngrößensignalen im Zentimeter- bis Dezimeterbereich von Böden, Sediment und Verwitterungsschutt an der Erdoberfläche zu erwarten. Solche Signale werden von satellitengestützten Radarscannern gemessen (z. B. JERS-1, JERS-2, AIRSAR etc.). Für das Untersuchungsgebiet in Namibia stellt einerseits die Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt (DLR) für das X-SAR Gerät, andererseits der United States Geological Survey (USGS) für das SIR-C Gerät prinzipiell geeignete Daten der SIR-C/X-SAR-Mission²⁶ von 1994²⁷ bereit. Gegenüber den herkömmlichen Fernerkundungsmethoden, die hauptsächlich im Wellenlängenbereich des sichtbaren Lichts und des nahen sowie fernen IR operieren, verfügen die gewählten Radardaten über zwei wesentliche Vorteile. Einerseits sind sie unabhängig von der gerade herrschenden Bewölkung²⁸, andererseits erlauben sie einen Einblick in den oberflächennahen Bereich des Oberbodens²⁹.

Die drei gleichzeitig beobachtenden L-, X- und C-Wellenlängenbänder im Mikrowellenbereich erfassen dabei die Oberflächenrauigkeit im Texturbereich von ca. 3 bis 30 cm und messen gleichzeitig mit der dielektrischen Permittivität elektrische Eigenschaften des Objekts, die stark vom Feuchtezustand des oberflächennahen Untergrunds und der Vegetation beeinflusst sind. Um diese Witterungsabhängigkeit möglichst gering zu halten, ist ein Zeitpunkt der Aufnahme

²⁶ (Spaceborne Imaging Radar-C/X-Band Synthetic Aperture Radar)

²⁷ Für eine nähere Erläuterung siehe Kap. 3.2.2

²⁸ D. h., dass das aufzunehmende Objekt an der Erdoberfläche bei allen Witterungserscheinungen erfasst wird

²⁹ Die maximale Eindringtiefe der Strahlen liegt bei ca. 30 cm Tiefe. Sie ist u. a. abhängig von Dichte und Wassergehalt des abgetasteten Mediums sowie der verwendeten Wellenlänge

am Ende der Trockenzeit (hier: September/Oktober) günstig. Vor der Analyse der Radardaten sind die witterungsvarianten Informationen auszupartialisieren.

Zur Anpassung des Regressionsmodells wird eine Stichprobe von Beobachtungsstellen im Gelände ausgewählt. Um den Beobachtungsraum mit den beschränkten finanziellen Mitteln möglichst gut 'auszuleuchten' ist eine systematische Stichprobenwahl erforderlich, wobei zu berücksichtigen ist, dass der Stichprobenumfang aufgrund der aufwendigen Gelände-Beobachtung nur gering ausfallen kann. Die systematische Stichprobenwahl sichert eine zur späteren Regressionsschätzung der Bodenwasserspeicherkapazität aus den Fernerkundungs-Daten geeignete Lernstichprobe. Ihr liegt ein streifenförmiges Transekt zugrunde, das vom Kristallin im Westen über die Schichtstufe des Waterbergs bis zum Abtauchen des stufenbildenden Etjo-Sandsteins unter die Kalahari-Sande im Osten reicht und somit einige der dort auftretenden Reliefelemente beinhaltet. Das gewählte Transekt enthält typische Catenen (Inselberge mit ihren Pedimenten, Stufenhang, Hochfläche, Dünenzüge etc.), deren Anordnung bekannt ist und die bei der Auswahl der Messstellen entsprechend berücksichtigt werden müssen. Einschränkend muss jedoch beachtet werden, dass die Möglichkeiten der Stichprobennahme auf Festgestein mit geringmächtiger Sandauflage aufgrund der im Untersuchungsgebiet vorherrschenden, meist mächtigen Lockersandauflage kaum gegeben sind.

Zudem muss bei der Stichprobenauswahl die Breite des Radaraufnahmestreifens beachtet werden, da diese je nach Aufnahmemodus und verwendetem Radargerät unterschiedlich breit ausfällt. An jedem Punkt der Lernstichprobe im Gelände wird das zu schätzende Kriterium der Bodenwasserspeicherkapazität mit BOWA (vgl. Kap. 3.1) gemessen und die Kennwerte der drei Radarkanäle zusammen mit Informationen aus topographischen Karten als Prädiktoren zugeordnet. Zusätzlich müssen Informationen zur lokalen Exposition der Fläche sowie der Hangneigung aufgenommen werden, da diese Einfluss auf die Stärke des Rückstreusignals des Radarstrahls nehmen. Dieser Reliefeinfluss ist daher gleichfalls auszupartialisieren.

3.2.2 Funktionsprinzip des SIR-C/X-SAR-Systems

Ein Radar mit synthetischer Apertur (SAR) sendet, wie jedes Radar, elektromagnetische Strahlung aus und registriert die von Streuobjekten zurückgestreute Energie. In diesem Fall handelt es sich bei den Streuobjekten um Elemente der Erdoberfläche. Aus den rückgestreuten Signalen wird ein flächenhaftes Radarbild erzeugt, weshalb in dieser Beziehung auch von einem abbildenden Radar gesprochen wird. Im Gegensatz zu einem auf dem Boden fest installierten Wetterradar, das mit Hilfe seiner rotierenden Antenne zweidimensional abtastet, muss ein SAR auf einem bewegten Träger, welcher in der Regel ein Flugzeug oder Satellit ist, installiert sein, da die Bewegung wesentlich für seine Funktionsweise ist. Hierbei ist die Sende- und Empfangsrichtung der SAR-Antenne, die sog. Blickrichtung, im rechten Winkel zur Flugrichtung schräg nach unten (vgl. Abb. 3).

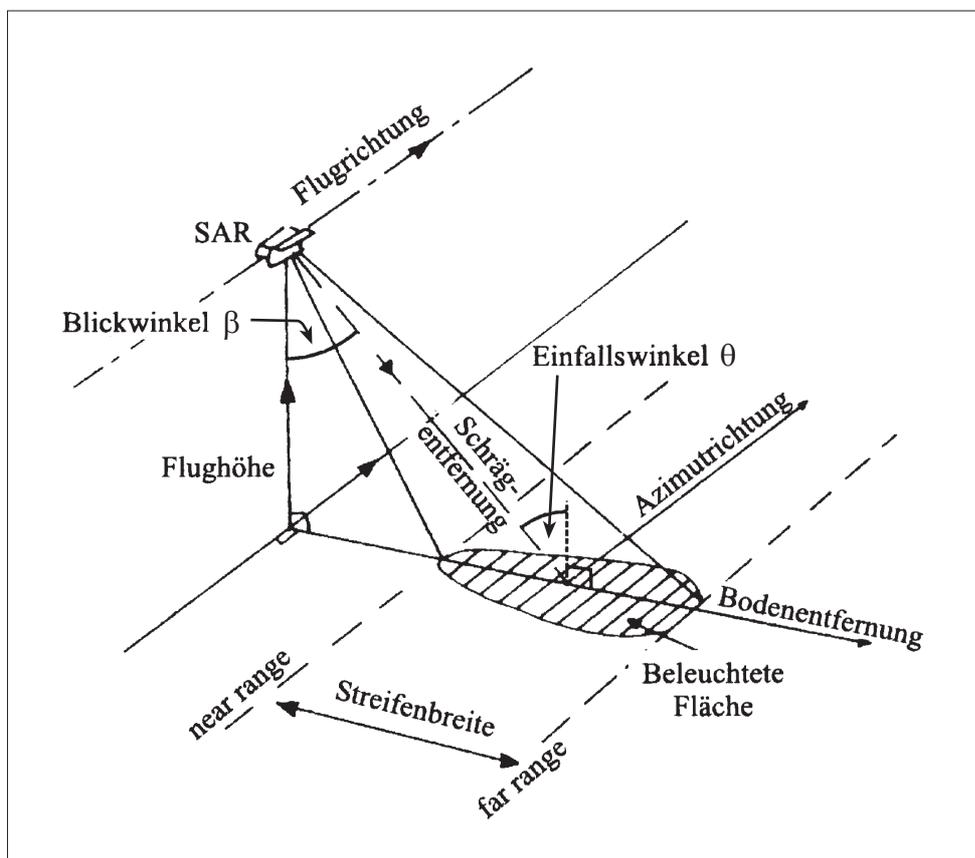


Abbildung 3: Darstellung der SAR-Geometrie

Der Winkel zwischen dem Lot von der SAR-Antenne zur Erde und der Blickrichtung ist der Antennenblickwinkel, hier mit β bezeichnet. Der Winkel zwischen Einfallslot der Strahlung und der Richtung der auf die Erdoberfläche auftreffenden Strahlung ist der Einfallswinkel θ (engl.:

incidence angle). Abb. 3 zeigt mit Bezug auf den Einfallswinkel des Radarstrahls den Spezialfall einer ebenen Fläche, in der sich Antennenblickwinkel und Einfallswinkel zu 90° ergänzen. Der geländebezogene Einfallswinkel θ erschließt sich jedoch erst über Exposition und Hangneigung (Abb. 4). Kleine Einfallswinkel erzeugen eine hohe Rückstreuung (engl.: *radar cross section*), große dagegen eine geringe bis gar keine. Daher gilt, dass Flächen, die von der Blickrichtung der SAR-Antenne abgewandt sind, im sog. Radarschatten³⁰ liegen und daher im erzeugten Radarbild schwarz erscheinen, da sie von keiner Radarstrahlung erreicht werden.

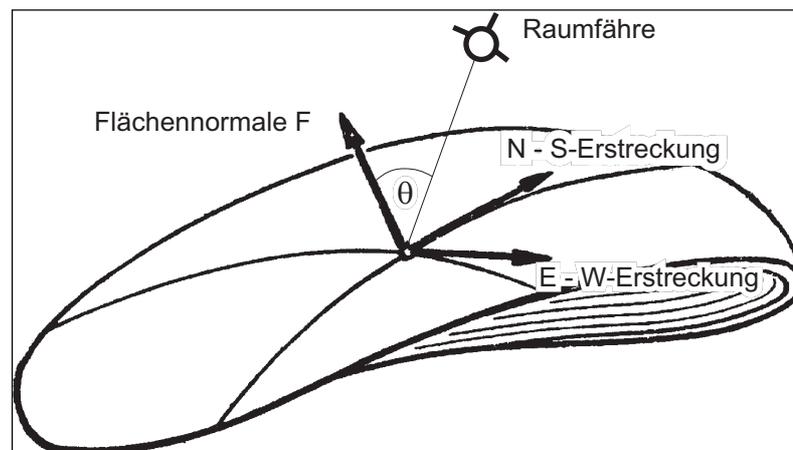


Abbildung 4: Abhängigkeit der Rückstreuung vom Einfallswinkel θ

Die (zur Laufzeit proportionale) Entfernung des Streuobjektes zum SAR wird Schrägentfernung (engl.: *slant range*), die Projektion der Schrägentfernung auf den Boden wird Bodenentfernung (engl.: *ground range*) genannt. Die SAR-Aufnahme hat als natürliches Koordinatensystem zunächst die Flugrichtung (Azimutrichtung) und die Schrägentfernung (vgl. Abb. 3). Wird die Schrägentfernung auf die Bodenentfernung umgerechnet, dann ist das SAR-Bild eine maßstabsgetreue Abbildung der Erdoberfläche. Dies gilt jedoch strenggenommen nur für ebene Flächen³¹.

³⁰ Z. B. rückwärtige Hänge, bei denen der Inzidenzwinkel Werte über 90° annimmt

³¹ Topographie und, bei satellitengestützten SAR, Erdkrümmung bewirken Verzerrungen des SAR-Bildes, wenn sie bei der Rohdatenprozessierung nicht berücksichtigt werden. Gleiches gilt für Schwankungen der Geschwindigkeit und Flugrichtung des Trägers. Bei einem satellitengestützten SAR ist dies jedoch unkompliziert, da Geschwindigkeit und Flugrichtung des Trägers annähernd konstant bzw. geradlinig ist

Allgemein ist die Höhe der Rückstreuung von folgenden Faktoren abhängig:

- Größe des Objekts relativ zur verwendeten Wellenlänge
- Antennenblickwinkel
- Einfallswinkel
- Rauigkeit der angestrahlten Oberfläche
- Wassergehalt des oberflächennahen Untergrunds
- Lage und Ausdehnung der angestrahlten Oberfläche hinsichtlich des Verlaufs der Flugspur

Die Rückstreuintensität wird für die einzelnen Kanäle in Graustufen dargestellt, wobei hellere Graustufen stärkerer Rückstreuung entsprechen. Durch Einlesen der Radarbänder in verschiedene Farbkanäle lassen sich auch Farbbilder erzeugen. Die numerischen Werte des normierten Radarrückstreuquerschnitts (engl.: *normalized radar cross section*) sind unabhängig von Pixelgröße oder Auflösung und werden als logarithmisch skalierte Werte in Dezibel (dB) bzw. als Fließkommazahlen angegeben. Diese Werte lassen sich mit geeigneter Software aus dem erzeugten Bild auslesen und können dann quantitativ weiterverarbeitet werden. Diese Vorgehensweise wurde bei vorliegender Arbeit angewandt, indem für alle Beprobungsflächen entsprechende Pixel in den Radardaten aufgesucht und deren Rückstreuintensitäten mit Programmroutinen³² ermittelt und ausgelesen wurden.

Für die vorliegende Arbeit wurden Daten des SIR-C/X-SAR-Geräts verwendet. Dieses wurde 1994 als ein neuartiges multifrequentes SAR-System während zweier Missionen der US-Amerikanischen Raumfähre 'Endeavour' eingesetzt (Stofan et al., 1995)³³. Die erste Mission, SRL-1³⁴, dauerte vom 9. April bis zum 20. April 1994, die zweite Mission SRL-2 vom 30. September bis zum 11. Oktober 1994. Die Orbithöhe beider Missionen lag bei ca. 215–225 km³⁵.

Das SIR-C/X-SAR-Gerät stellt den nächsten Schritt in der Entwicklungsreihe der SIR-Systeme³⁶ der NASA dar. Dieses hat seine Anfänge im Start von SEASAT 1978 und wurde mit

³² Zur Auswertung der Radardaten wurde die Software ENVI 3.0a verwendet

³³ Eine dritte Mission war für den Herbst 1999 geplant, konnte aufgrund technischer Komplikationen jedoch erst Anfang Februar 2000 gestartet werden

³⁴ Für 'Space Radar Laboratory'

³⁵ Siehe Tab. 2 und 3 sowie detaillierte Angaben bei Jordan et al. (1995) und Zink & Bamler (1995)

³⁶ Für 'Spaceborne Imaging Radar'

SIR-A (1981) und SIR-B (1984) fortgesetzt. Ebenso ist darin eine Fortsetzung der Deutschen Arbeiten auf diesem Gebiet zu sehen, welche 1983 an Bord des ersten SPACELAB begannen. Die beiden 1994 durchgeführten Missionen, wie auch die Konstruktion des Radarsystems, stellen eine Zusammenarbeit zwischen der amerikanischen Raumfahrtorganisation NASA, der Deutschen Raumfahrtagentur DARA sowie der italienischen Raumfahrtagentur ASI dar. Einige technische Kennwerte der beiden Missionen SRL-1 und SRL-2 sind in Tab. 2 dargestellt.

Tabelle 2: Parameter des SIR-C/X-SAR-Systems (in Klammern: für die Mission SRL-1)

	SIR-C/X-SAR		
Durchschnittl. Orbithöhe (km)	225 (215)		
Durchschnittl. Geschwindigkeit im Orbit (km/s)	7,77 (8)		
Inklination (°)	57 (57)		
Erdumläufe pro Mission (N)	183 (183)		
Einfallswinkel (°)	20–55 (17–63)		
Auflösung (m)	25,0×25,0 (25,0×25,0)		
Pixelgröße (m)	12,5×12,5 (12,5×12,5)		
Frequenzbänder	L-Band	C-Band	X-Band
Frequenz (GHz)	1,25	5,3	9,6
Wellenlänge (cm)	23,5	5,8	3,1
Polarisation(en)	VV, HH	VV, HH	VV
	HV, VH	HV, VH	
Streifenbreite (km)	15–90	15–90	15–55

Das SIR-C/X-SAR-System arbeitet simultan bei drei Mikrowellenfrequenzen, die in einem Wellenlängenbereich von ca. 1 bis 10 GHz liegen (Jordan et al., 1995; Zink & Bamler, 1995). Daten dieser Wellenlängenbereiche wurden für vorliegende Arbeit verwendet (Tab. 2). In vollpolarimetrischer Betriebsart (engl.: *mode*) liefert das C- und L-Band-SAR Aufnahmen bei den in Tab. 2 angegebenen vier Polarisationskombinationen. Hingegen arbeitet das X-Band-SAR ausschließlich bei VV-Polarisation im Modus 0.

Zusätzlich liefert das C- und L-Band-SAR die Phasendifferenz zwischen den HH-, HV-, VV- und VH-polarisierten Radarsignalen. In anderen Betriebsarten wurde nur eine Auswahl der o. g. Kanäle – und dementsprechend Polarisationen – aufgenommen. Für die vorliegende Arbeit wurden Daten verwendet, die in der Polarisation HH, HV und VV vorlagen und im Modus 11 resp. 0 aufgenommen worden waren.

Aufgrund der Reziprozität der Streumediten (Wasser-/Landoberfläche, verschiedenartige Vegetation etc.) wurden die HV- und VH-Daten bei der Prozessierung am *Jet Propulsion Laboratory*, Pasadena/USA, symmetrisiert und sind somit identisch (Freeman et al., 1995). Im folgenden wird daher HV- und VH-Polarisation zusammenfassend als Kreuz-Polarisation bezeichnet, HH- und VV-Polarisation als Co-Polarisation, obwohl HH- und VV-Band strenggenommen nicht identisch sind. Der Aufnahmestreifen (engl.: *swath*) des SIR-C/X-SAR-Geräts ist je nach Betriebsart zwischen 15 km und 90 km breit, wobei ein fortlaufender (nicht unterbrochener) Aufnahmestreifen als *datatake* bezeichnet wird. Die Länge eines solchen *datatake*'s kann durchaus einige tausend Kilometer betragen. Abhängig ist dies von der Einschaltdauer des SAR. Aus praktischen Gründen wird ein *datatake* in kleinere Sektionen von jeweils ungefähr 100 km Länge geteilt, den sog. Szenen (engl.: *scene*). Jede Szene ist durch eine *datatake*-Identifikationsnummer und die genaue Aufnahmezeit des Szenenmittelpunktes charakterisiert. Die Auflösung der SIR-C/X-SAR-Daten beträgt in Azimut- und Boden-Entfernungsrichtung je 25 m, die Pixelgröße je 12,5 m. Der Antennenblickwinkel konnte zwischen 17° und 63° variiert werden.

3.2.3 Charakteristika der verwendeten SAR-Daten

Für die Arbeit wurden Daten der SIR-C/X-SAR-Mission SRL-1 vom April 1994 verwendet. Es kamen dabei zwei Datensätze zur Anwendung, wovon der erste das Gerät SIR-C mit den Bändern C und L, der zweite Datensatz das Gerät X-SAR mit dem Band X umfasst. Geliefert werden die, in der Regel kostenfreien Daten, von zwei Institutionen³⁷. Im Hinblick auf die Auflösung (für C- und L-Band Daten) besteht die Wahlmöglichkeit zwischen sog. *survey data* und *precision data*, wobei *survey data* nur eine nominale Auflösung von 100×100 m bieten. Die verfügbare Auflösung war jedoch für die hier verfolgte Forschungsabsicht zu grob. Des weiteren liegen die *survey data* jeweils nur in einer Polarisation bei einer Wellenlänge vor (z. B. *LHH*) und sind in *slant range*-Projektion. Aufgrund dieser Einschränkungen sind sie nur für einen ersten Überblick gedacht und nicht für weitergehende Analysen verwendbar. Daher wurden *precision data* mit den in Tab. 3 aufgeführten Spezifikationen verwendet. Für das X-Band wird zusätzlich eine *high resolution* Auflösung mit einer Pixelgröße von 6,5×6,5 m angeboten, die jedoch aufgrund ihrer höheren Auflösung nicht zusammen mit den *precision*

³⁷ Für die USA (Gerät: SIR-C) ist dies das Earth Resources Observation Systems (EROS) Data Center des U.S. Geological Service in Sioux Falls, SD/USA, für die Bundesrepublik (Gerät: X-SAR) ist es das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR) in Oberpfaffenhofen, deren Daten vom Deutschen Fernerkundungsdatenzentrum (DFD) archiviert und vertrieben werden

data des SIR-C-Geräts verwendet werden konnten. Auch waren keine geocodierten Radardaten des Untersuchungsgebiets verfügbar.

Tabelle 3: Charakteristika der verwendeten Datensätze

Gerät	SIR-C (C- und L-Band)	X-SAR (X-Band)
Produkt ID	PRN 14515 (L-Band)	X1SAR940413004749MGD
	PRN 14516 (C-Band)	DP19960607082515
Datatake ID	058.04	058.04
Länge (Azimut) [km]	106,9	102,5
Breite (Bodenentfernung) [km]	70,8	44,5
Pixelgröße: Azimut×Bodenentf. [m]	12,5×12,5	12,5×12,5
Auflösung: Azimut×Bodenentf. [m]	25,0×25,0	25,0×25,0
Bildmittelpunkt [Datum/Uhrzeit]	1994/04/13	1994/04/13
	00:47:38,336	00:47:49,222
Bildmitte [Länge/Breite]	17,272° ö. Lg./20,694° s. Br.	17,40° ö. Lg./20,53° s. Br.
Einfallswinkel Bildmitte [°]	44,077	43,8
Antennenblickrichtung	Links	Links
Aufnahmemodus	11	0

Die verwendeten Datensätze lagen in der Qualität MLC (*multi look, complex*; für SIR-C-Gerät) bzw. MGD (*multi look, ground range, detected*; für X-SAR-Gerät) vor. MLC und MGD-Daten werden aus den binären Rohdaten je nach Anwendungszweck erzeugt. Beim Vorgang des *multi looking* wird aus der gesamten Rückstreumatrix nur das Produkt der Informationen der einzelnen Radarkanäle und deren Polarisierungen gespeichert. Die Rückstreumatrix bezeichnet die Reflektivität jeder abgetasteten Fläche bzw. Bildpunktes bei einer bestimmten Wellenlänge. Jedes der vier komplexen Elemente dieser Matrix ist die Amplitude und Phase der rückgestreuten Strahlung, die bei einer der vier in Tab. 3 dargestellten orthogonalen Transmissions-/Empfangspolarisationen aufgezeichnet wird. Durch das *multi looking*-Verfahren (i. e. S. arithmetisches Mittel) wird einerseits die Datenmenge reduziert und gleichzeitig werden unerwünschte Signale (sog. *speckle noise*) verringert. Dabei bleiben jedoch die Informationen zu Amplitude und Phase, die für weiterführende Analysen benötigt werden, weitestgehend erhalten. Ebenso nehmen die Pixel bei der Weiterprozessierung eine quadratische Form an. Die Bezeichnung *complex* (SIR-C Gerät) gibt an, dass die o. g. Rückstreumatrix aus den verschiedenen Polarisierungen (HH, HV) abgeleitet werden kann, während *detected* (X-SAR Gerät) angibt, dass dies aufgrund nur einer Polarisierung (VV) nicht möglich ist. Insgesamt wird durch das *multi looking* aus den binären Rohdaten die komplexe höherwertige Datenform der o. g. Multilook-Daten erzeugt.

Die Rohdaten liegen bezüglich der Projektion in *slant range* (Schrägentfernung, vgl. Abb. 3) vor. Die Projektion dieser auf die Ebene der Referenzfläche, welche das Geoid GEM 6 darstellt (Zink & Bamler, 1995: 843), ist die *ground range*-Darstellung. Dies wird erreicht, indem die *slant range*-Entfernung durch den Sinus des Inzidenzwinkels dividiert wird, der vorab anhand der durchschnittlichen Höhe der aufgenommenen Szene abgeglichen wird. Ein eventuell vorhandener Einfluss des Reliefs auf das Rückstreusignal bleibt bei dieser Methode jedoch unberücksichtigt. Erst durch die Verwendung eines digitalen Geländemodells lässt sich ein topographisch korrigiertes Bild der Rückstreuung erzeugen. Die Größe der Datensätze für eine komplette Szene schwankt zwischen 240 MB (für C- resp. L-Band mit je zwei Polarisationen) und 60 MB für das X-Band (eine Polarisation).

Wie aus Tab. 3 hervorgeht, sind die beiden Datensätze, was z. B. Bildmittelpunkt, Breite sowie Länge angeht, nicht völlig identisch. Bei der Auswertung mussten diese Besonderheiten berücksichtigt werden, da es aufgrund dieser Unterschiede nicht ohne weiteres möglich war, beide Szenen miteinander zu verschneiden. Dieses Verschneiden war nötig, um für die einzelnen Beprobungsflächen identische Pixel zu bestimmen, von denen dann das Rückstreusignal extrahiert wurde, um für die weitergehenden quantitativen Analysen verwendet werden zu können. Das Verschneiden wurde durch vorhergehende Georeferenzierung beider Szenen anhand von Passpunkten ermöglicht. Dazu wurden topographische Karten sowie eingescannte Luftbilder verwendet. Des Weiteren muss angemerkt werden, dass es nicht möglich war, Daten der Mission SLR-2 vom Oktober 1994 (Ende der Trocken-/Anfang der Regenzeit) zu verwenden, da diese das Untersuchungsgebiet nicht abdeckten. Daher musste auf Daten der Mission SRL-1 vom April 1994 (Ende Regen-/Anfang Trockenzeit) zurückgegriffen werden. In diesem Fall musste erst einmal der Einfluss turgeszenter Blätter und Vegetation sowie von feuchtem Boden auf das Rückstreusignal in Kauf genommen werden. Deren geschätzter Einfluss wurde dann für die weiteren Analysen vor der Verwendung der Daten aus dem Rückstreusignal mittels Regressionsrechnung auspartialisiert. Dazu wurde auf das Statistikprogramm SPSS zurückgegriffen.

3.3 Auswahl der Untersuchungsflächen und Datenerhebung im Gelände

Mit der Wahl des Untersuchungsgebiets sollten möglichst gute Voraussetzungen für die Datenerhebung im Gelände gegeben werden. Dies betraf neben den vegetations- und bodenphysikalischen Kennwerten auch die über Niederschläge und Größen des Viehstocks, die nur aus Aufzeichnungen von Farmern oder aus amtlichen Statistiken hervorgehen.

Die Wahl fiel daher auf die Zone der Rinderhaltung im nördlichen Teil Central Namibias. In einigen Fällen war die Datenlage mangelhaft, was Niederschlags- und Viehstockwerte anbetraf, so z. B. für das ehemalige Hereroland. Im Gegensatz zu den Statistiken einiger amtlicher Dienststellen sind die Aufzeichnungen der ansässigen Farmer bedeutend detaillierter und oft über viele Jahrzehnte lückenlos geführt worden. Dies liegt u. a. daran, dass für einige Bereiche von amtlicher Seite keine Statistiken geführt werden resp. diese zeitlich schlecht auflösen (so z. B. über Fluktuation, Größe und Zusammensetzung des Viehstocks um Okakarara). Andererseits liegt dies nicht nur an dem Fehlen der Informationen, sondern hat eher rein verwaltungstechnische und organisatorische Gründe. Daher musste in solchen Fällen, wo amtliches Material nur lückenhaft resp. zeitlich schlecht auflösend Auskunft gab, aus eigenen Befragungen und Beobachtungen Rückschlüsse auf die benötigten Daten gezogen werden.

Innerhalb des Untersuchungsgebiets wurden verschiedene Untersuchungsflächen nach folgenden Überlegungen ausgewählt und aufgenommen:

- Sie mussten alle in dem Ausschnitt der Radardaten liegen, so dass eine Abdeckung durch alle drei Sensoren (C-, L-, und X-Band, s. auch Kap. 3.2.1) gegeben war.
- Von ihnen sollten Daten in bezug auf die lokalen Niederschlagsverhältnisse sowie der Nutzung verfügbar sein resp. mit vertretbaren Mitteln verfügbar gemacht werden können.
- Die Vegetationsbedeckung sollte innerhalb von einigen hundert Metern Ausdehnung in alle vier Himmelsrichtungen mehr oder weniger homogen sein, um die Fehlertoleranz hinsichtlich fehlerhafter Lagebestimmungen zu erhöhen. Ebenso sollte dadurch der Einfluss des sog. *speckle noise* (Randunschärfen von Einzelpixeln) bei der Weiterverarbeitung der Radardaten verringert werden.
- Sie sollten bei der späteren Auswertung der Radardaten in diesen eindeutig auffindbar sein.
- Ihr Relief sollte in sich möglichst homogen sein.

- Sie sollten möglichst unterschiedliche Raumausschnitte abdecken, d. h. in ihrer Oberflächenform untereinander möglichst verschieden sein.
- Sie durften nicht von Zuschusswasser (wie z. B. im Rivierbett) beeinflusst sein.

Anhand vorhandener topographischer und geologischer Karten, Luftbildern sowie der Radardaten wurde vorab ein Untersuchungsgebiet bestimmt. Innerhalb dieses Gebiets wurden dann nach der Auswertung aktueller (1996) Luftbildbefliegungsdaten erste potentielle Untersuchungsflächen festgelegt. Diese wurden anschließend im Gelände aufgesucht und ihre Eignung für die Erhebung der Daten zur Trockenmasse (Gehölze, annuelle und perenne Gräser) und bodenphysikalischen Daten geprüft (s. o.).

Auf allen Untersuchungsflächen wurden zudem im Flächenzentrum Exposition, Hangneigung und Höhenlage mit Kompass, Neigungsmesser und barometrischem Höhenmesser bestimmt. Der Höhenmesser wurde dazu jeweils auf einem Festpunkt geeicht und die ermittelten Höhen der Probeflächen mit abgegriffenen Höhenwerten aus der Topographischen Karte 1:50.000 verglichen. Die durch die beiden Methoden ermittelten Höhen wichen dabei nie mehr als 5 m voneinander ab, so dass der barometrische Höhenmesser sehr gut zur Höhenbestimmung benutzt werden konnte. Die Koordinaten der Probeflächen wurden mit Hilfe eines GPS Garmin 12xl registriert. Die Genauigkeit des GPS wurde im Gelände an koordinatenmäßig bekannten Festpunkten überprüft. Die Überprüfung ergab, dass das GPS zur Ermittlung der Lagekoordinaten gut eingesetzt werden konnte (mittlerer Lagefehler $\pm 15-20$ m im Vergleich zu Kartenablesungen), obwohl sich manchmal größere Abweichungen zwischen den Koordinaten aus der Topographischen Karte und denen vom GPS berechneten zeigten. Die Gründe dafür sind unbekannt. Zur Höhenbestimmung erwies sich das GPS als völlig ungeeignet (mittlerer Fehler ± 400 m im Vergleich zu Kartenablesungen bzw. dem Höhenmesser).

Mit Bezug auf die Reliefsituation der Aufnahmeflächen, die zur Kalibrierung untereinander möglichst verschieden sein sollten um das Untersuchungsgebiet repräsentativ wiedergeben zu können, muss folgendes angemerkt werden. Das Untersuchungsgebiet bietet aus geomorphologischer Sicht keine große, im vorgestellten Modell anwendbare³⁸, Formenvielfalt. Dementsprechend konnten nur einige wenige, in ihrer Ausprägung unterschiedliche Reliefelemente aufgenommen werden. Dies waren neben den mehr oder weniger ebenen Flächen im Sandveld nur die Hanglagen am Waterberg. Insgesamt dominierten unter den

³⁸ Ausgeschlossen waren alle Flächen, die besonders von Zuschusswasser beeinflusst sind. Dies sind insbesondere alle Depressionen (Vleys) und Flächen um Rivierläufe sowie Unterhänge/Hangfußlagen

aufgesuchten und eingemessenen Aufnahmeflächen sandige Flächen mit mächtiger Sandauflage, abgesehen von den zwar schuttreicheren, aber stark von Feinerde durchsetzten Hangpartien des Großen- und Kleinen Waterbergs. Nur im W und NW des Untersuchungsgebiets wurden vereinzelt flachgründige Böden mit vergleichsweise hohem Skelettanteil angetroffen. Diese Flächen werden durch die Aufnahmeflächen 14 und 15 dargestellt (vgl. Abb. 6, S. 64).

Weitere Geländeerkundungen im Jahr 1998/99 ergaben keine weiteren potentiellen Beprobungsflächen hinsichtlich unterschiedlicher Reliefelemente. Dazu muss beachtet werden, dass die Wahl der Flächen, neben der rein formellen und nicht immer erfolgten Zustimmung des Eigentümers, auch immer davon abhing, ob sie innerhalb des Ausschnittes der Radarkanäle lag. Dieser war, vorgegeben durch die Aufnahmeabdeckung des X-Bandes, maximal 45 km breit. Insofern waren hier der Wahl der Probeflächen sehr enge Grenzen gesetzt. Eine Ausweitung des Untersuchungsgebiets kam insofern nur nach NE oder SW in Frage. Dies wurde jedoch aufgrund von Geländebegehungen und Farmerbefragungen verworfen, da sich keine anderen, als die schon hinlänglich bekannten Oberflächenformen ergaben und dem Autor zudem der Zutritt zu zwei Farmen verweigert wurde. Bei anderen Farmern stellte sich heraus, dass keine brauchbaren Niederschlagsaufzeichnungen vorhanden waren (z. B. unvollständige Eintragungen, keine kontinuierlichen Messungen etc.). Außerdem sollte vermieden werden, durch zu weit von den Kalibrierungsstandorten entfernte Probeflächen in ein anderes Niederschlagsregime zu gelangen. Ob dies, verglichen mit der im Untersuchungsgebiet herrschenden Niederschlagsvariabilität, tatsächlich relevant unterschiedlich ausgefallen wäre, bleibt fraglich.

Es erwies sich als schwierig, Gebiete zu finden, deren Vegetation über eine größere Fläche homogen war. Da es sich beim Sandveld im Untersuchungsgebiet um einen seit ca. 1910 weidewirtschaftlich³⁹ unterschiedlich intensiv genutzten Raum handelt, ist keine von Nutzung unbeeinflusste Vegetationsformation zu erwarten (*sensu* Walter & Volk, 1954: 96ff). Allenfalls ist dies für den Großen Waterberg zutreffend. Die Nutzung hat v. a. durch die Einrichtung von umzäunten Kamps ihre Spuren hinterlassen. So konnte beobachtet werden, dass einzelne Kamps einer Farm z. T. völlig verschiedene Vegetationsstrukturen besaßen, was Menge und Zusammensetzung der Gras- und Gehölzschicht anbetraf. Solcherart beeinflusste Flächen bezeichnet Leser (1982: 114) als 'anthropogene Pflanzengesellschaftsareale'. Auch mit

³⁹ Über Intensität und Art der Weidewirtschaft (z. B. Stand-, Umtriebsweide etc.) seit Beginn der weidewirtschaftlichen Nutzung sind kaum Informationen bekannt. Seit Anfang der 50er Jahre wird überwiegend nach dem Prinzip der Umtriebsweide gewirtschaftet

Hinsicht auf Erosionsschäden durch Tritt oder Degradation durch Verbiss unterschieden sich die Kamps sowohl ein und derselben Farm als auch verschiedener Farmen untereinander. Hält man sich dann noch die Variabilität des Niederschlags vor Augen, ist die als „Dornbuschsavanne“ bezeichnete Vegetationsformation kleinräumig betrachtet höchst heterogen. Dies zusammengenommen machte es kompliziert, in sich homogene Flächen für die Beprobungen zu finden. Allein durch die Abmilderung des strikten Begriffs „homogen“ resp. Verkleinerung des „homogenen“ Areals wurde es möglich, in sich homogene Untersuchungsflächen einzurichten. Diese Flächen weisen eine ungefähre Größe von je vier ha auf.

3.3.1 Vegetationsaufnahme und Trockenmassebestimmung

Nachdem geeignete Flächen gefunden waren, verlief die Geländearbeit zur Aufnahme der Biomasse wie folgt: Innerhalb der jeweiligen Flächen wurde eine repräsentative Probefläche aufgenommen. Dabei wurde auf einer Fläche von ca. 50×50 m Kantenlänge die Gehölz-Vegetation registriert (Arten, Höhe, Kronendurchmesser, Stammdurchmesser in ca. 50 cm Höhe, bei Vielstämmigkeit jeder einzelne). Die Einzelstammessungen wurden anschließend addiert und gemittelt. Auf mehreren repräsentativen Flächen von je 1 m² wurde die vorhandene Grasvegetation abgeerntet. Dabei sind die Gräser in ca. 1 cm Höhe abgeschnitten und von anhaftendem Schmutz etc. gereinigt sowie ihre Gattungs- und Artzugehörigkeit soweit möglich noch in frischem Zustand im Gelände bestimmt worden. Sämtliche Gräser wurden nach dem Abschneiden gewogen.

Durch wiederholte Wägung zeichnete sich einmal der Verlauf des Wasserverlustes ab, während sich der Gesamtwasserverlust im Labor nach 24 h Trocknung im Trockenschrank bei 105 °C ergab. Für die Gewichtsbestimmung im Gelände standen nur einfache Waagen zur Verfügung, deren Messgenauigkeit bei ±5 g (für Gräser) resp. ±1 kg (für Gehölze) lag, bezogen auf die jeweilige gewogene Masse dürften die Fehler jedoch unbedeutend sein. Alle weiteren Messungen sind in Windhoek mit Waagen durchgeführt worden, deren Genauigkeiten besser als ±0,01 g (für Gräser) resp. ±0,1 kg (für Gehölze) gewesen sind. Insgesamt dürften die so entstandenen Ungenauigkeiten bei der Gewichtsbestimmung keinen Einfluss auf die Kalibrierung und Überprüfung des Modells gehabt haben. Mit Bezug auf die Ermittlung der Trockenmassewerte der einjährigen Gräser ergaben sich aufgrund von deren meist geringer Dichte nur niedrige Werte. Die Trockenmassewerte der annuellen Gräser sind daher relativ ungenau bestimmt, was sich von Fall zu Fall in einer Über- oder Unterschätzung der Trockenmasse pro ha ausdrücken kann.

Die Vegetationsaufnahme stellt insgesamt keine rein floristische Beschreibung der Arten-Zusammensetzung dar, die auf eher pflanzensoziologische Aussagen bezüglich Vergesellschaftung oder Deckungsgrad etc. abzielt. Bei den beschriebenen Vegetations-Aufnahmen wurden neben der Gattungs- und Artbestimmung (s. u.) nur die Biomassewerte der drei Wuchsformen ermittelt. Die Aufschlüsselung der Wuchsformen in die Klassen annuelle und perenne Gräser sowie Gehölze erfolgte nach Bestimmung der jeweiligen Gattung und Art. Die Gattungs- und Artbestimmung der Vegetation wurde anhand namibischer bzw. südafrikanischer Fachliteratur im Gelände vorgenommen. Konnte die Artenzugehörigkeit bei Gräsern nicht eindeutig geklärt werden, was besonders häufig bei Gräsern ohne Fruchtstand der Fall war, sind entsprechend die Eigentümer der jeweiligen Flächen befragt worden. In einigen Fällen, in denen auch dann noch keine Bestimmung möglich war, wurden diese Grasproben getrennt gelagert und zu einem späteren Zeitpunkt im *National Herbarium and Botanical Research Institute* bzw. dem *Department of Agriculture, Water and Rural Development* (beide Windhoek) bestimmt. So ließen sich fast alle Grasproben eindeutig den annuellen oder perennen Gräsern zuordnen.

Die aufgenommenen Teilflächen wurden photodokumentiert, ihre Position mit einem GPS-Empfänger bestimmt und ihre Lage kartographisch festgehalten. Als Maßstab für die spätere Schätzung der Gehölzbiomasse diente eine Meßlatte zur groben Bestimmung der Gesamthöhe und des Stammdurchmessers der Gehölze. Dazu wurde die Latte an einen ausgewählten Baum gestellt, der quasi das Zentrum der Teilfläche darstellte und der Baum mit umgebender Vegetation photographiert. Die Photodokumentation sollte in einem späteren Arbeitsschritt zur Kontrolle der Trockenmasseschätzung der Gehölzvegetation benutzt werden. Dadurch sollte auf relativ einfache und schnelle Art die Trockenmassebestimmung für weitere Flächen durchgeführt werden, ohne von jedem einzelnen Baum den Stammdurchmesser aufnehmen zu müssen. Somit sollte ein möglichst großer Stichprobenumfang gebildet werden, um Einflüsse von Ausreißern bei der späteren Regressionsschätzung der Prädiktoren aus den Radarfernerkundungsdaten abzumildern. Das Abschneiden, Bestimmen und Wiegen der Gräser hätte jedoch weiterhin durchgeführt werden müssen. Diese Methode musste jedoch verworfen werden, da in den meisten Fällen die Gehölzdichte so hoch war, dass mehrere Photos aus unterschiedlichen Positionen jeder Fläche hätten gemacht werden müssen, um die Stammdurchmesser einigermaßen genau bestimmen zu können. Des Weiteren war es auf diese Art nicht möglich, die vielen schmalen Stämme bei vielstämmigen Büschen zu erfassen, wie auch die zweifelsfreie Zuordnung einzelner Büsche bei vielen Aufnahmen nicht gegeben war.

Für Namibia ergibt sich ein deutlicher Mangel an Erhebungen zur Bestimmung der Biomasse von Gräsern und Gehölzen. Zu dieser Problematik sind nach Kenntnis des Autors nur zwei Arbeiten erschienen. Dies ist einmal eine pflanzensoziologische Arbeit von Rutherford (1975) über die Pflanzengemeinschaften des Omuverume-Plateaus des Waterbergs mit der Bestimmung der Biomasse der unterschiedlichen Wuchsformen. Einige Ergebnisse daraus sind in Erkkilä & Siiskonen (1992: 126, 139, 142f) zitiert. Weiterhin existiert eine Arbeit von Reed et al. (1997) zur Trockenmassebestimmung von invasiven Gehölzen. In Namibia existieren daher nur für einige wenige Gehölzarten sog. Durchmesser- bzw. Massetafeln, anhand derer sich die Trockenmasse der betreffenden Baumart errechnen lässt. Es handelt sich hierbei ausschließlich um Gehölze, die im Zusammenhang mit dem Phänomen der Verbuschung stehen. Dies sind *Acacia mellifera* ssp. *detinens*, *Dicrostachys cinerea* ssp. *africana* und *Terminalia prunoides*. Analog der Vorgehensweise von Reed et al. (1997) wurden von diesen Gehölzen jeweils die Stammdurchmesser in ca. 50 cm Höhe aufgenommen, bei vielstämmigen Büschen wurde aus den Einzelstammessungen das arithmetische Mittel gebildet (mittlerer Stammdurchmesser). Die Trockenmasse der Gehölze wurde anschließend nach einem, an die Berechnungsmethode von Reed et al. (1997) angelehnten Verfahren, bestimmt. Reed et al. (1997) bestimmten das Trockengewicht schematisch mit einem linearen Regressionsansatz, was dazu führte, dass Stämmen <30 mm Ø eine negative Masse zugerechnet wurde. Ausgehend von diesen Ergebnissen und unter Berücksichtigung eigener Beobachtungsergebnisse zu Blattmasse und Wassergehalt wurde das Reed'sche Berechnungsverfahren abgeändert und vereinfacht, so dass auch Trockengewichte von Gehölzen mit Stammdurchmessern <30 mm berechnet werden konnten. Dazu wurde zu den von Reed et al. (1997) ermittelten Daten ein weiterer Datenpunkt (0,0) zugefügt und der Zusammenhang mittlerer Stammdurchmesser/Trockengewicht mittels eines Polynoms 2. Ordnung dargestellt. Ausgehend von diesen Ergebnissen wurden für die drei o. g. Gehölzarten folgende Formeln zur Berechnung der Trockenmasse in kg pro ha aus den gemittelten Stammdurchmessern ermittelt. Hierbei steht y für das Ergebnis in kg TM und x für den gemittelten Stammdurchmesser in mm:

- *Acacia mellifera* ssp. *detinens* $y=0,0076x^2$ ($R^2 = 0,96, P=0,005$) (4)
- *Dicrostachys cinerea* ssp. *africana* $y=0,0043x^2$ ($R^2 = 0,93, P=0,005$) (5)
- *Terminalia prunoides* $y=0,0036x^2$ ($R^2 = 0,91, P=0,01$) (6)

In allen drei Fällen ist das Bestimmtheitsmaß sehr hoch und gibt Auskunft über die Güte der nach dieser Methodik ermittelten Trockenmassen der Gehölze. Die von Reed et al. (1997) vorgestellte Methode der Trockenmassebestimmung von Gehölzen bezieht sich *sensu stricto*

nur auf drei Gehölzarten (*Acacia mellifera* ssp. *detinens*, *Dicrostachys cineria* ssp. *africana* und *Terminalia sericea*). Wurden diese auf der Probefläche aufgenommen, kamen die Formeln (4), (5) und (6) zur Anwendung.

Die Trockenmassen aller weiteren Gehölze sind nach Formel (4) berechnet, da diese das höchste Bestimmtheitsmaß zwischen Stammdurchmesser und Trockenmasse besaß. Dadurch ist bei der Bestimmung der Gehölztrockenmasse ein systematischer Fehler begangen worden, der sich in einer Überschätzung der berechneten Gehölzmasse für Gehölze mit geringen Stammdurchmessern (ca. 15–30 mm) ausdrückt. Die Trockenmassen von Gehölzen mit einem Stammdurchmesser von mehr als 80 mm sind dagegen leicht unterschätzt worden. Die korrekte Bestimmung hätte für jede einzelne Gehölzart eine eigenständige Berechnung erfordert, was jedoch aufgrund mangelnder Datengrundlage nicht erfolgen konnte. Um die Beziehung zwischen Stammdurchmesser und Trockengewicht für andere als die vorher genannten Gehölzarten bestimmen zu können, hätte für jede Art eine Stichprobe gezogen werden müssen, was einen nicht zu bewältigenden Arbeitsaufwand nach sich gezogen hätte. Eine solche Erhebung ist probeweise für eine andere im Untersuchungsgebiet häufige Gehölzart (*Boscia albitrunca*) durchgeführt worden. Für diese Gehölzart ergab sich Formel (7) zur Berechnung des Trockengewichts aus dem Stammdurchmesser:

- *Boscia albitrunca* $y=0,0003x^2$ ($R^2 = 0,73, P=0,05$) (7)

Während Reed et al. (1997) vielstämmige Gehölze untersuchten, war *Boscia albitrunca* bei der eigenen Aufnahme von einer primären Einstämmigkeit durch Verbiss sekundär zur Vielstämmigkeit modifiziert worden. Besonders fiel dabei auf, dass der Großteil der sekundären Triebe oberhalb der Messhöhe von 50 cm (vgl. Aufnahmemethode S. 53) angeordnet war und bei der Bestimmung des gemittelten Stammdurchmessers entsprechend unberücksichtigt blieb. Dies sowie der kleinere Stichprobenumfang von N=17 ist Ursache für das vergleichsweise geringe Bestimmtheitsmaß verglichen mit dem der Formeln (4), (5) und (6). Auffällig ist weiterhin, dass Formel (7) den Anschein erweckt, die Dichte des Holzes von *Boscia albitrunca* beträgt nur ca. ein Zehntel der Dichte der leichtesten Holzart (*Dicrostachys cinerea* ssp. *africana*; vgl. (6)). Diese Eigenart ist ursächlich auf die oben bereits genannten Unwägbarkeiten bei der Untersuchung zurückzuführen. Eine Anwendung dieser Formel zur Trockenmassebestimmung unterblieb daher aufgrund der geschilderten Problematik. Die veröffentlichten Beobachtungsdaten zur Trockenmasse der Gehölze (Tab. 8, 10, 14 und 15) wurden der verbesserten Schätzmethode nach Formel (6) zugrundegelegt.

Vergleicht man die in vorliegender Arbeit derart berechneten Trockenmassen der Gehölze, die in einem Bereich von rund 2.000 bis knapp 21.000 kg TM/ha liegen, mit Werten aus anderen Untersuchungen, zeigen sich trotz methodischer Schwierigkeiten und vereinfachender Annahmen gute Übereinstimmungen hinsichtlich der ermittelten Gehölzmassen. Rutherford (1975; zit. nach: Rutherford 1982: 120, 125) ermittelte für eine breitblättrige *Burkea africana/Terminalia sericea*-Savanne auf dem Omuverume-Plateau eine Biomasse von ca. 22.000 kg TM/ha und für eine *Burkea africana*-Savanne in der sog. Nylsvley Savanne Südafrikas eine Masse von ca. 16.000 kg TM/ha (Rutherford, 1979; zit. nach: Rutherford 1982: 120, 125f; Huntley & Morris, 1982: 441ff). Obgleich sich diese Savanntypen in bezug auf die vorherrschende Gehölzart von denen im Untersuchungsgebiet (breitblättriger *versus* schmalblättriger Typus) unterscheiden, dürften auch hier etwaige Messfehler und Simplifizierungen keinen signifikanten Einfluss auf die Modellierung gehabt haben.

3.3.2 Bodenprofilaufnahme und Bodenanalyse

Es wurden insgesamt sieben Profile an drei verschiedenen Standorten beprobt. Bei Profil B1 wurden die Proben im Profil (Profiltiefe: 2 m) aus den Tiefen 0-10 cm, 20-30 cm, 50-60 cm, 116-136 cm, 136-156 cm, 156-176 cm und 176-196 cm gewonnen. An zwei Standorten (Profil B2 und B3) wurden aus drei benachbarten Bohrstockbeprobungen (Anordnung in gleichschenkligen Dreieck, Seitenlänge ca. 50 m) mit einem Handbohrer (Tiefe der Bohrung: 1 m) Proben aus den Tiefen 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm und 80-100 cm als Mischproben⁴⁰ gewonnen (vgl. Abb. 6, S. 64). Aus diesen Proben wurden im Labor des *Agricultural Laboratory* in Windhoek resp. dem Bodenphysikalischen Labor des Instituts für Geographie der Universität Hamburg u. a. C-Gehalte und Korngrößenverteilung bestimmt. Des Weiteren wurde an Stechzylinderproben die Wasserspannung (pF-Wert) bei 0,1, 1 und 15 bar, entsprechend pF-Werten von 2,0, 3,0 und 4,2, im Labor des *Agricultural Laboratory* in Windhoek bestimmt. Dazu wurden aus den Profilen B1, B2 und B3 für die jeweils oben mitgeteilten Entnahmetiefen je fünf Stechzylinderproben gezogen. Für die Bestimmung der zeitinvarianten Zielgröße BWSK wurden die gemittelten Ergebnisse des Profils B2 verwendet.

Aus den Ergebnissen der Sedimentationsanalyse und denen zur Wasserspannung lassen sich Rückschlüsse auf wichtige pflanzenrelevante und ökologische Kenngrößen des Luft- und Wasserhaushaltes, wie nFK, FK und LK (s. u.), ziehen, und die Ergebnisse beider Methoden

⁴⁰ Die in dieser Arbeit mitgeteilten Analysresultate für die Profile B2 und B3 sind die aus den je drei Profilen gemittelten Werte

miteinander vergleichen (Hartge & Horn, 1991; AG Boden, 1994). Da das Bodenwasser in weiten Grobporen nach Niederschlägen schnell abfließt, sind diese i. d. R. auch im feuchten Boden luftgefüllt. Ihr Anteil am Gesamtvolumen des Bodens ist die Luftkapazität (LK) und wird konventionell mit dem Grobporenanteil $>50 \mu m$ gleichgesetzt. Der Wasseranteil, der nach Perkolation des Niederschlagswassers durch die Grob- und Gröbstporen im Boden verbleibt, ist die Feldkapazität (FK)⁴¹. Das von Pflanzenwurzeln aufgrund zu hoher Spannungsenergie in den Feinporen gebundene, nicht nutzbare Wasser, wird 'Totwasser' genannt. Per Definition ist dieser Totwassergehalt an Saugspannungen >15 bar gebunden und entspricht dem Permanenten Welkepunkt (PWP). Der zwischen der FK und dem PWP liegende pflanzenverfügbare Wasseranteil wird als nutzbare Feldkapazität (nFK) bezeichnet. Die Festlegung des PWP auf eine Wasserspannung von 15 bar bzw. pF 4,2 ist eine Konvention, die auf den ersten pflanzenökologischen Untersuchungen an Sonnenblumen basiert (Hartge & Horn, 1991: 180). Wüsten- und Salzpflanzen können jedoch auch noch stärker als mit 15 bar gebundenes Bodenwasser mobilisieren und aufnehmen. Für die Zwecke dieser Arbeit war eine generelle Festlegung des PWP auf 15 bar Saugspannung für die Wuchsformen ausreichend genau und es wurde auf die Einbeziehung detaillierterer artspezifischer Werte verzichtet.

Die C-Gehalte der Proben wurden coulometrisch bestimmt. Je ca. 5 g lufttrockene Feinerde wurden in vorher ausgeglühten und staubfreie Keramikscheffchen eingewogen und bei ca. 500 °C trocken verascht. Die so gefundenen Analysewerte, die den Gesamtkohlenstoffanteil C_t der Probe angeben⁴², wurden anschließend mit dem Faktor 1,724 multipliziert um die Höhe des Humusgehalts zu erhalten. Jede Probe wurde mit fünf Wiederholungen analysiert. Die C-Gehalte lassen sich theoretisch zur Ermittlung etwaiger Durchwurzelungshorizonte resp. der maximalen Durchwurzelung heranziehen. Dies war hier jedoch nicht möglich, da weder bei den Profilgrabungen noch den Handbohrungen Wurzelmatte oder ähnliches angetroffen wurden, nach denen die Durchwurzelungstiefe hätte bestimmt werden können. So sind aufgrund der Ergebnisse zu den C-Gehalten in vorliegender Arbeit allenfalls sehr grobe Aussagen zu etwaigen maximalen Durchwurzelungstiefen möglich. Zudem lässt sich diese, aufgrund fehlender Differenzierung in Gras- und Gehölzwurzeln, nur allgemein treffen und nicht nach Wuchsformen getrennt. Die C-Gehalte lassen sich jedoch für die spätere Berechnung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers heranziehen, da Bodenhumus aufgrund

⁴¹ Zur Diskussion über Begriff und Bestimmung der FK und des PWP vgl. Hartge & Horn (1991: 178ff)

⁴² Davon wäre noch der Anteil des Carbonat-C abzuziehen. Aufgrund der Ergebnisse der Messungen des pH-Wertes und der Untersuchung der Proben mit 10 %-HCl im Gelände, können diese als praktisch carbonatfrei eingestuft werden. Daher wurde auf die Bestimmung des Carbonat-C verzichtet

seiner sehr großen spezifischen Oberfläche u. a. Wasser reversibel anlagern kann und so generell großen Einfluss auf die Eignung eines Standortes als Pflanzenstandort ausübt.

Die pH-Werte wurden in einer wässrigen Lösung (10 g Feinboden auf 50 ml doppelt gereinigtem H₂O) während einer ein- bis zweistündigen Gleichgewichtseinstellung unter mehrmaligem Umrühren mit einer Glaselektrode bestimmt. Diese war vorher mittels Standardpuffern, die auf pH 4 und pH 7 eingestellt waren, geeicht worden. Jede Probe wurde mit fünf Wiederholungen analysiert.

3.3.3 Niederschlagsdaten

Bei der Beschaffung von Niederschlagsdaten konnten Farmer oder der amtliche Wetterdienst Namibias mit Sitz in Windhoek mit Niederschlagsreihen langer Messperioden aushelfen, die über eine hohe zeitliche Auflösung (Tageswerte) verfügen. Aus den Tageswerten ergaben sich die zu Dekaden zusammengestellten Daten zum Antrieb des Simulationskerns SYSTRO. Es war beabsichtigt, möglichst lange Niederschlagsreihen einzusetzen, um ein eventuelles Gedächtnis⁴³ der Vegetation an frühere Trockenmassegehalte auszulöschen. Bei zu kurzen Niederschlagsreihen mussten diese aus Niederschlagsdaten benachbarter Messstationen zusammengesetzt werden. Die zur Kalibrierung und Simulation eingesetzten Niederschlags-Messreihen umfassten 76 Jahre. Alle Farmer im Untersuchungsgebiet führen Niederschlags-Messungen durch. Unterschiede ergeben sich hierbei in räumlicher und zeitlicher Auflösung, da einige Farmer nur direkt am Farmhaus messen, während andere über das gesamte Farmgebiet verteilt Regenmesser aufgestellt haben. Es ist allgemein üblich, dass diese sehr sorgsam und sehr schnell nach Niederschlagsereignissen abgelesen werden. Auch auf dem Waterberg existiert ein relativ dichtes Messnetz von sechs Messstellen, die sich an den Wildtränken befinden. Dazu ist anzumerken, dass diese nur zu festen Terminen, nämlich wöchentlich, abgelesen werden. Dadurch ergeben sich für die Niederschlagsdaten des Waterbergs besondere Fehlerquellen, insbesondere die der Unterschätzung der tatsächlich fallenden Regenmenge, was durch Verdunstung aus dem Behälter resp. Überlaufen bei Starkregen verursacht wird. Doch auch die Zerstörung der Messbehälter durch Wild, namentlich Pavianen, bereitet Schwierigkeiten. Zur Abmilderung des Fehlers wurde daher die Angabe von Jankowitz & van Rensburg (1985) über das Niederschlagsmittel des Waterbergs berücksichtigt und je auf die Einzelmessungen vom Plateau aufgeschlagen.

⁴³ Mit „Gedächtnis“ ist der Einfluss der unbekanntenen Anfangswerte zu Beginn der 76-jährigen Niederschlagsmessreihe gemeint und wie lange dieser erkennbar ist

3.3.4 Bestockungsdaten

Daten zu Bestockung und Herdengröße der Nutztiere stellten die jeweiligen Farmer oder der Staatsveterinärdienst in Otjiwarongo resp. in Windhoek zur Verfügung. Aus den Viehzählungen der Farmer ließen sich teilweise die Fluktuationen der Herdengrößen über 40 Jahre feststellen. Allerdings konnten so die Verhältnisse über die Entwicklung der Herdengrößen hinsichtlich der Anzahl von Großvieheinheiten in einigen Fällen nur grob geschätzt werden, da eine Altersklassifizierung nicht von allen Farmern durchgängig resp. nach unterschiedlichen Gesichtspunkten durchgeführt wird. Ebenso fallen die Anzahl und der zeitliche Abstand zwischen einzelnen Zählterminen je nach Farm unterschiedlich aus. Auch war nicht immer festzustellen, ob und ggf. wie lange eine Probefläche vor der Beprobung beweidet worden war und ob alle Probeflächen immer dieselbe Beweidungsgeschichte aufwiesen. Allerdings ließ sich diese Schätzunsicherheit durch eine Überschlagsrechnung hinsichtlich der Grasentnahme durch die Rinder abmildern. Das Ergebnis ließ den Schluss zu, dass die Grasentnahme nur bei ca. 16-38 kg/ha lag. Insofern ist die genaue Kenntnis des vor der Probenahme liegenden Beweidungstermins vernachlässigbar. Bei dieser Vorgehensweise wird das Prinzip der Umtriebsweide zugrundegelegt, da diese Art der Bewirtschaftung des Farmareals explizit der gleichmäßigen Nutzung der Fläche dient. Implizit wird so der Erfolg dieser Wirtschaftsweise angenommen. Für eine genauere Darstellung des Beweidungseinflusses wäre eine Aufschlüsselung nach Alter und Geschlecht der Tiere hilfreich gewesen sowie die tatsächliche Kenntnis der Beweidungsgeschichte der verschiedenen Kamps.

Wildzählungen der Ranger des Waterberg Plateau Parks ermöglichten eine Bestimmung des Verhältnisses von gras- zu gehölbeweidenden Wildtieren sowie eine Umrechnung in Großvieheinheiten für die beprobten Flächen auf dem Waterberg Plateau. Da solche Zählungsergebnisse in dem Umfang leider nicht für das Sandveld zur Verfügung stehen, musste hier der Wildtierbesatz grob geschätzt werden. Dies gelang anhand eigener Beobachtungen und Angaben von Farmern zur Wilddichte sowie den Ergebnissen einer dreitägigen Zählung vom November 1997, die von Mitgliedern des *Waterberg Conservancy* (Naturschutzverein Waterberg) durchgeführt worden war.

3.3.5 Besondere Probleme der Geländearbeit

Die Festlegung der Beprobungstermine der einzelnen Flächen erwies sich in den meisten Fällen als schwierig. Aufgrund der hohen Variabilität des Beginns der Regenzeit sowie der großen zeitlichen Abstände zwischen einzelnen Regenfällen mit Bezug auf die Erkundung potentieller Probeflächen, mussten potentielle Flächen wiederholt aufgesucht werden, um

Keimung und Wachstum der Gräser verfolgen zu können. Diese Vorgehensweise war zur Festlegung des endgültigen Beprobungstermins unerlässlich. Im Jahr 1997/98 setzte die Regenzeit noch zu einer verhältnismäßig üblichen Zeit Anfang Dezember ein. Die ersten sporadischen Regenfälle traten zwar schon relativ früh Ende Oktober und mit einer recht hohen Ergiebigkeit ein, setzten dann jedoch für längere Zeit aus. Dies äußerte sich in einer hohen Zahl von abgestorbenen resp. verdorrter Gräser. Die Vermutung, dass es sich dabei um Reste der vorangegangenen Vegetationsperiode handelte, stellte sich oft als Fehleinschätzung heraus, da die dafür erforderlichen Kennzeichen an den Pflanzen fehlten. Es handelt sich dabei um abgestorbenes (nekroses) Pflanzenmaterial, welches in zwei Formen unterschieden wird (Halme 1. und 2. Ordnung). Halme 1. Ordnung stellen abgestorbenes Vegetationsmaterial (sprich: Stroh) der aktuellen Vegetationsperiode dar und weisen eine gelbliche Färbung auf. Halme der 2. Ordnung stammen dagegen aus der/den vorangegangenen Vegetations-Periode(n) und weisen eine graue Färbung auf (sog. *moribund material*; Fourie et al., 1985: 25)

Trotz des relativ frühen Einsetzens des Regens, blieb auch in dem Regenjahr 1997/98 die Niederschlagsmenge deutlich unter dem langjährigen Mittel von ca. 386 mm, wobei dieses nur zu ca. 50 % erreicht wurde. Im Gegensatz zum Regenjahr 1998/99 hatten die Gräser jedoch eine größere Pflanzenmasse erreicht, abgesehen von fraßbedingten Einbrüchen. Das Regenjahr 1998/99 setzte im Vergleich zum Regenjahr 1997/98 vergleichsweise spät ein, und zwar erst zum Jahreswechsel (Ende Dezember 1998), so dass das erste sporadische Ergrünen der Vegetation nicht vor dem Jahreswechsel begann. Hierdurch wurde die Geländearbeit sinngemäß stark beeinträchtigt, da eine frühere Beprobung der einzelnen Flächen nicht möglich war. Bis Mitte Januar war das Gras nicht soweit gewachsen, dass es für eine Gewichtsbestimmung im hier verfolgten Sinne hätte gesammelt und gewogen werden können.

Als Illustration der Lage soll folgende Schilderung dienen: Bis Ende Dezember 1998 waren die Heurücklagen der Farmer im Untersuchungsgebiet, die auch in das Hereroland verkauft wurden, bis auf eine Notrücklage für den Eigenbedarf zusammengeschmolzen. Einige Käufer legten bis zu 60 km und mehr zurück, um Heu zu kaufen. Zudem hatten einige Farmer aufgrund der vorangegangenen schlechten Regenjahre Teile ihres Viehstocks auf anderen Farmen, die teilweise bis 200 km entfernt vom gewählten Stützpunkt der Geländearbeiten lagen (vgl. Abb. 6, S. 64), temporär untergebracht.

4. Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Das gewählte Untersuchungsgebiet (Abb. 5) liegt im Bereich des Großen- und Kleinen Waterbergs im zentralen Norden Namibias und hat eine Fläche von rund 2.500 km². Die Eckpunkte lassen sich durch folgende Geographische Koordinaten charakterisieren:

NW	17°00'00" östliche Länge / 20°15'00" südliche Breite
SE	17°30'00" östliche Länge / 20°43'00" südliche Breite

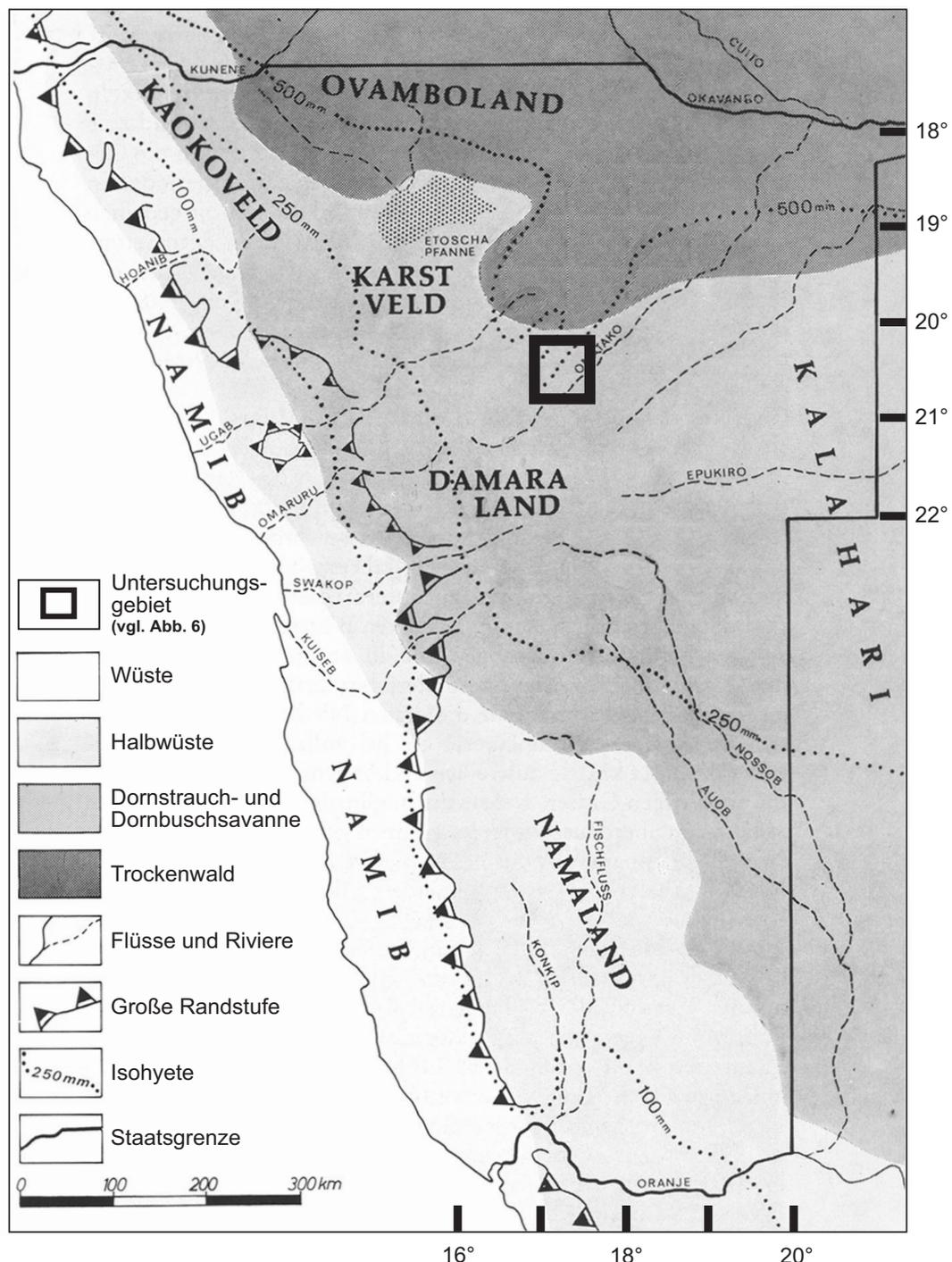


Abbildung 5: Übersicht mit Lage des Untersuchungsgebiets (verändert nach Schwarz, 1977)

Das Relief des Untersuchungsgebiets wird maßgeblich durch die Erhebung des Großen- und Kleinen Waterbergs geprägt. Es umfasst einen Teil der Fläche des Nationalparks 'Waterberg Plateau Park', im W und N gelegene, schwach sandbedeckte Teile des Grundgebirges sowie im E und S Teile des Sandvelds⁴⁴. Das Waterberg Plateau⁴⁵ liegt etwa 15 km NW Okakarara, der Distrikthauptstadt des ehemaligen Hererolandes, und ca. 70 km E Otjiwarongo, Distrikts-Hauptstadt der Region Otjozondjupa (ehemals Distrikt Otjiwarongo). Die Höhenlage des Plateaus im Bereich des Nationalparks und des Kleinen Waterbergs schwankt zwischen 1.930 m im äußersten W (Kleiner Waterberg) und fällt auf Werte um 1.580 m an der Ostgrenze des Parks ab. Das sandbedeckte Grundgebirge wird nordwestlich des Steilabfalls des Großen Waterbergs von Höhenlagen um 1.530 m geprägt, die im Sandveld nahe der Ortschaft Okakarara im SE bis auf Werte um 1.330 m abnehmen. Nach Jaeger (1920, 1921; zit. nach Bähr 1968: Abb. 2) liegt der Waterberg innerhalb der Hauptrumpffläche Namibias und stellt den Rest der Sedimentauflage auf dem Kristallin dar. Leser (1982: 80-84) bezeichnet das Gebiet als 'Berg- und Hochland mit Hügeln und zahlreichen markanten Einzelbergen (Rumpfstufentypus) und Inselbergen'.

Der Nationalpark, der sich ausschließlich auf dem Großen Waterberg befindet, nimmt dabei ungefähr eine Fläche zwischen 20°15' s. Br./17°05' ö. Lg. und 20°25' s. Br./17°28' ö. Lg. ein und umfasst ein Gebiet von ca. 40.500 ha (Jankowitz & van Rensburg, 1985: 305). Das Untersuchungsgebiet lässt sich grob durch folgende Grenzen im Gelände einschließen:

Nordgrenze	die NW Randstufe des Großen Waterbergs,
Südgrenze	eine durch die Farm Okawaka und die Siedlung Omopanda gebildete Linie,
Westgrenze	der westliche Stufenabfall des Kleinen Waterbergs,
Ostgrenze	eine durch die Farm Okamiparara und die Stadt Okakarara gebildete Linie.

Die Grenzen des Untersuchungsgebiets, die Aufnahmeflächen (für Bodenproben und Vegetation), Orte der zitierten Niederschlagsmessungen sowie die Lage des Waterberg Plateau Parks sind in Abb. 6 wiedergegeben⁴⁶.

⁴⁴ Gebiete mit unverfestigtem Oberflächenmaterial werden im südafrikanischen Sprachgebrauch als Sandveld, solche mit verhärtetem Material als Hartveld bezeichnet

⁴⁵ Jeweils vom Plateaurand aus gemessen

⁴⁶ Die Probenahmeflächen sind fortlaufend nummeriert (z. B. **01**). Flächen mit Bodenprobenentnahmen werden mit einem **B** bezeichnet, die Folgeziffer (z. B. **B2**) gibt an, dass die in vorliegender Arbeit genannten Analysresultate (vgl. S. 57 und 81) von diesem Profil stammen

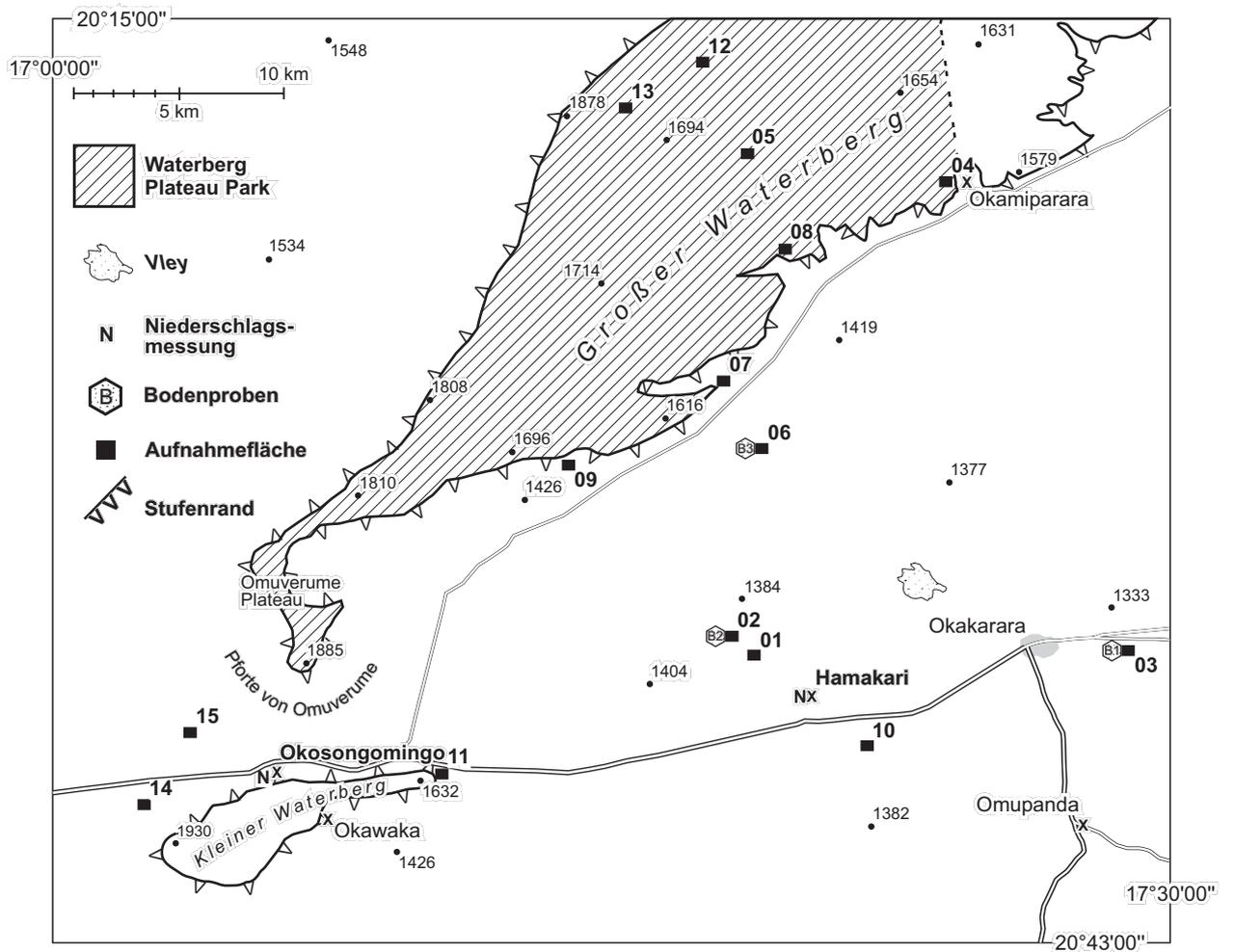


Abbildung 6: Untersuchungsgebiet mit Grenzen im Gelände

4.1 Der Waterberg und seine Umgebung

Der Waterberg ist ein Sediment-Plateau in Reliefumkehr, dessen Schichten insgesamt nach ENE einfallen, bis sie in der durch die Kalahari-Sande aufgebauten Ebene abtauchen (Hegenberger, o. J.: 1). Der höchste Punkt des Plateaus mit 1.930 m befindet sich daher an seiner westlichsten Begrenzung auf dem Kleinen Waterberg. Dies ist ein kleinerer Auslieger, der etwa 3 km SSW des Großen Waterbergs liegt und von diesem durch die sog. 'Pforte von Omuverume' getrennt ist. Die Begrenzungen des Großen Waterbergs bestehen an den nach NW, SW und SE exponierten Flanken aus einem Steilabbruch mit darunter anschließenden schuttbedeckten Steilhängen. Eine Übersichtskarte der Petrographie des Gebiets samt der Lage des Waterberg-Plateaus stellt Abb. 7 dar.

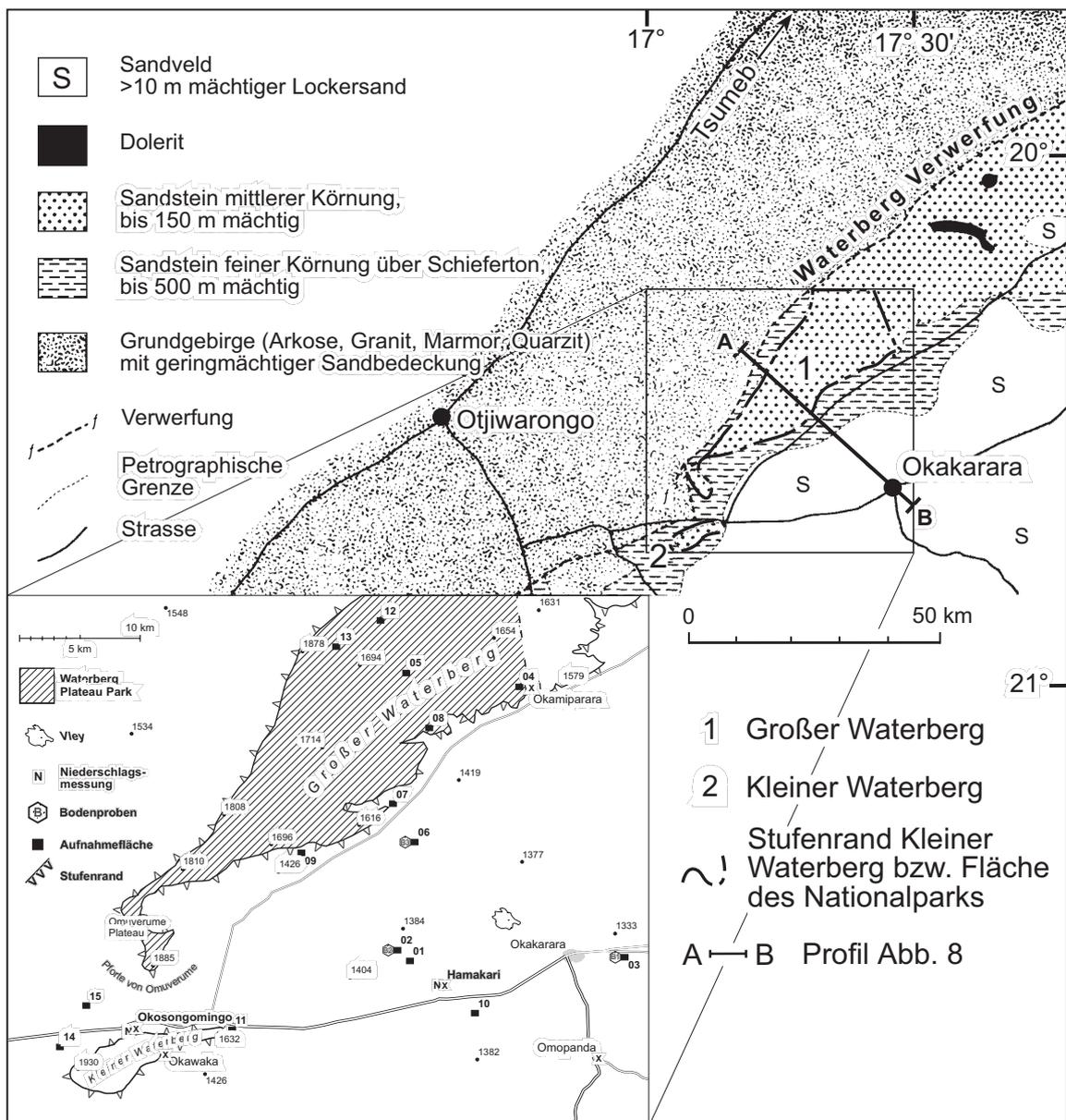


Abbildung 7: Petrographie des Bezirks Otjozondjupa (verändert nach Hegenberger, o. J.)

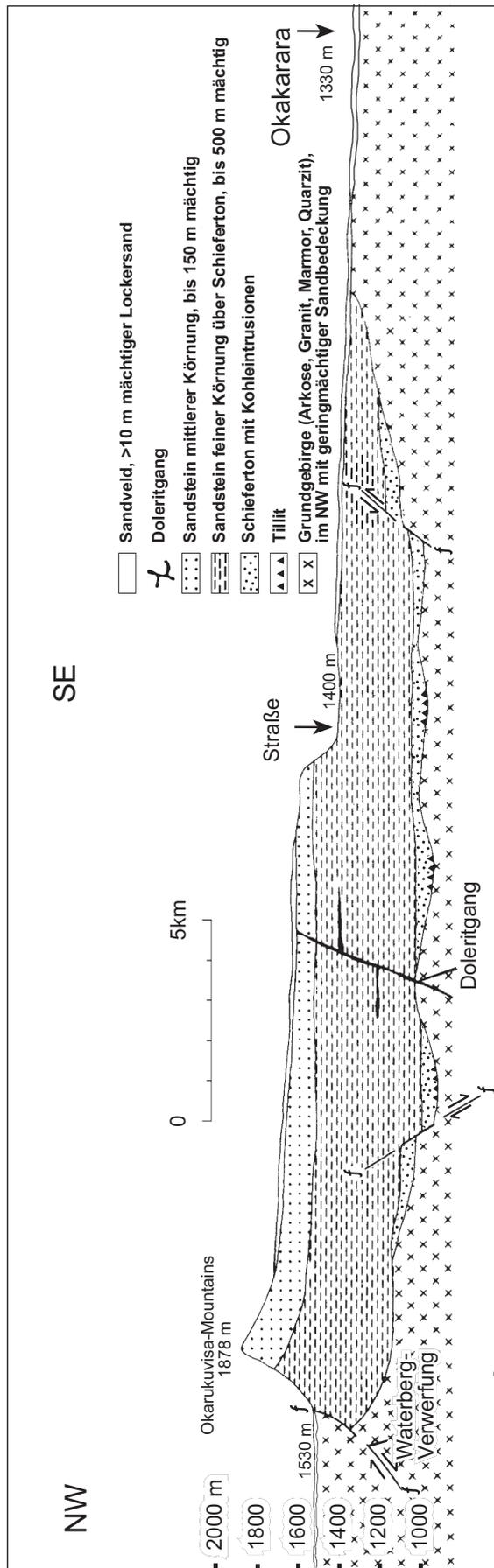


Abbildung 8: Querschnitt durch den Waterberg (verändert nach Hegenberger, o. J.)

Der Schichtaufbau des Waterbergs geht aus Abb. 8 hervor. Den Stufenbildner stellt die Etjo-Formation dar, den Sockelbildner die Omingonde-Formation. Für die vorliegende Arbeit sind die Gesteine maßgeblich, die an der Erdoberfläche vorkommen. Dies sind die Sande der Kalahari sowie die Schichten der Etjo-Formation. Die Etjo-Formation ist am Waterberg bis zu 150 m mächtig (Hegenberger, o. J.: 3). Ihr Gestein ist ein Äolinat und besteht aus bräunlich bis hellgrau gefärbtem mittelfeinem Sandstein mit unterschiedlichem Verkittungsmaterial. So kommen neben Eisenoxid auch Carbonate in Frage. Aufgrund ihres Feldspatanteils sind die teils durch mikrokristallinen Quarz und/oder Anhydrit zementierten Sandsteine als Sub-Arkosen zu klassifizieren (Jerram, 1998: 60). Der Etjo-Sandstein ist deutlich grobkörniger als das Gestein der Omingonde-Formation und von diesem durch eine bis zu 100 m mächtige Übergangszone getrennt. Aufgelagert auf die Etjo-Sandsteine finden sich die äolischen Ablagerungen der Kalahari von unterschiedlicher Mächtigkeit, die aber in einigen Bereichen im Nationalpark lückig sind und dort die Etjo-Formation zutage treten lassen. Als Beispiel hierfür seien die Punkte 08 und 04 (Abb. 6) genannt. Die Omingonde-Formation wird hauptsächlich aus Konglomeraten, Sandstein und Tonschiefer aufgebaut, Kalkkrusten und Calcrete sind selten. Im allgemeinen sind die Sedimente lithologisch sehr gleichförmig und gut sortiert.

Im Bereich des Waterbergs besteht der oberflächennahe Teil der Omingonde-Formation überwiegend aus massivem rot-braunem feintexturisiertem Sandstein, während der untere Teil meist aus Schiefen und Tonstein besteht. In diesen Sandstein sind vereinzelt Quarzit- und Doleritgänge eingelagert (Abb. 7 und 8). Der Dolerit kann nach Hegenberger (o. J.) atypischerweise auch größere Flächen bedecken. Mit Hinsicht auf versickernde Niederschläge üben die Etjo- und der obere Teil der Omingonde-Formation die Funktion des Grundwasserleiters aus, während der untere Teil der Omingonde-Formation als Grundwasserstauer auftritt. Aufgrund des Schichteinfalls tritt das versickernde Niederschlagswasser an den SE-Hängen in Schichtquellen aus. Dieser geologischen Besonderheit verdankt der Waterberg seinen Namen.

Die den Waterberg im Untersuchungsgebiet umgebenden Sturzhalden besitzen meist eine horizontale Ausdehnung von einigen Dekametern bis ca. 1.500 m, während ihre Mächtigkeit meist zwischen 30 und 200 m schwankt. Nach eigenen Beobachtungen treten Hangneigungen bis zu 30° auf, wobei die durchschnittliche Hangneigung ca. 17° beträgt. Dies variiert lokal jedoch stark. Die vorzufindenden Blockgrößen der Sturzhalden sind sehr unterschiedlich und reichen von großen Blöcken bis hinunter auf Größen im Zentimeterbereich. Diese Sturzhalden sind besonders am Hangfuß und Mittelhang stark durchsetzt und unterlagert von Feinmaterial. Dort stocken Gräser, während Gehölze eher die mit grobkörnigem Schutt bedeckten steileren und höhergelegenen Hangabschnitte bewachsen.

Das Sandveld besteht aus den äolischen Ablagerungen⁴⁷ der Kalahari und ist geomorphologisch als Dünenlandschaft anzusprechen, wobei es sich bei dem überwiegenden Teil um sehr große Lineardünen handelt. Nur vereinzelt wird der Kalahari-Sand von Härtlingskuppen durchragt, die v. a. nordwestlich des Großen Waterbergs liegen. I. d. R. handelt es sich bei den Kalahari-Sanden um schwach konsolidierten Lockersand, der lokal durch Eisenoxide zu rötlich-braunem Sandstein, vereinzelt auch durch Carbonate (Hegenberger, 1992: 22f) verkittet sein kann. Calcrete sind ebenfalls für das Sandveld beschrieben worden, sie treten jedoch nur sehr isoliert auf (s. u.). Die äolischen Sand-Ablagerungen finden sich auch auf dem Plateau, wo sie in unterschiedlicher Mächtigkeit die Etjo-Formation bedecken. Die Mächtigkeit der Sande nimmt von den Sturzhalden am südlichen Rand des Plateaus in südöstliche Richtung schnell von Werten um einige Meter auf Mächtigkeiten um mehrere Dekameter zu. Wenige Kilometer südlich von Okakarara beträgt die Mächtigkeit der Sande bereits ca. 70 m (Hegenberger, 1992: 15f, Abb. 9).

⁴⁷ Geologische Übersichtskarte 1:250.000, Blatt 2016 Otjiwarongo, Geological Survey, 1979

Das Sandveld wird von Blümel (in: Besler et al., 1994: 144-148) als tertiäre Deckschicht der sog. Kalahari-Generation mit Kalkkrusten und carbonatischen Sedimenten charakterisiert. Nach (Blümel, ibd.: 146) erreicht die Kalahari-Generation im ehemaligen Hereroland, E der Linie Grootfontein-Otjiwarongo, Mächtigkeiten von bis zu 200-300 m, von denen einige Dekameter carbonatisch und teilweise inkrustiert sein sollen. Bei Okakarara findet sich ein teilweise aufgeschlossenes isoliertes Vorkommen von Calcreten, welches bis knapp unter die Geländeoberfläche kissenartig ausstreicht⁴⁸ und als Vertreter der Kalahari-Generation angesehen werden kann. Der Grund für das sporadische Auftreten der Kalahari-Generation im Sandveld hängt damit zusammen, dass sie teilweise verwittert und ausgeräumt ist (Blümel, ibd.: 148), aber auch mit ihrer unterschiedlich mächtigen Bedeckung durch die Kalahari-Sande. Das oberflächennahe Auftreten von kalkinkrustierten Sanden oder Kalkkrusten ist in diesem Bereich nur durch eine eigene Beobachtung für das Untersuchungsgebiet belegt. Die Beschreibung Blümels (ibd.) kann für das Untersuchungsgebiet daher nicht übernommen werden.

Trockenflüsse, die zwischen den Dünen verlaufen und meist nur während der Regenzeit episodisch Wasser führen, gliedern das Sandveld. Bei diesen Trockenflüssen handelt es sich um sog. Riviere, die, im Gegensatz zu den Omuramben und Oshanas, ein deutlich erkennbares Gerinnebett besitzen (Leser, 1982: 92ff). Dieses besteht aus Kies- und Sandfüllungen unterschiedlicher Korngrößen und ist normalerweise vegetationslos, während auf dem Uferwall ein Galeriewald stocken kann. Nach NW nimmt die Mächtigkeit der Sande ab⁴⁹ und es finden sich hier häufiger Durchragungen in Form von kleineren Kuppen aus Dolomit und Graniten sowie Marmor (Abb. 7). Als Beispiele seien hierfür die Punkte 14 und 15 genannt (Abb. 6). Dieses Gebiet ist allgemein durch die relativ geringmächtige Sandbedeckung im Vergleich zum im SE des Untersuchungsgebiet gelegenen Sandveld gekennzeichnet. Lokal wurde Festgestein nahe oder oberhalb der Geländeoberfläche angetroffen, so dass insgesamt nur vereinzelt mit einem erhöhten Oberflächenabfluss zu rechnen ist.

⁴⁸ Eigene Beobachtung; dieses Vorkommen liegt etwa 4 km E Okakarara und etwa 300 Meter S der Straße D 3805

⁴⁹ Nach der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000, Blatt 2016 Otjiwarongo, Geological Survey, 1979, besitzt dieses Gebiet keine Sandbedeckung mehr (Isopachendarstellung fehlt resp. ist auf 0 m gesetzt). Geländebegehungen haben jedoch ein anderes Bild ergeben. Es gibt sehr wohl eine Sandbedeckung, nur erreicht diese nicht die Mächtigkeiten des Sandvelds, da der Waterberg als Sperre (Leeabdeckung, da Hauptwindrichtung aus östlichen Richtungen) für äolischen Materialtransport wirkt und nur geringere Mengen äolisch transportierter Sande hier abgelagert wurden. Demgegenüber ist es möglich, dass ein größerer Teil des Lockermaterials dieses Gebiets den umgelagerten Verwitterungsschutt der angrenzenden Höhenzüge darstellt. Niedergebrachte eigene Bohrungen wiesen immer eine mindestens 1,5 m mächtige Sandbedeckung nach

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die meist mächtige Sandbedeckung aus Lockersanden ein schnelles Versickern von Niederschlagswasser begünstigt und dies nur auf Flächen mit Festgestein oder mit oberflächennahen resp. oberflächlichen Verkrustungen (hier: Sandstein, seltener Kalkkrusten) gehemmt ist. Oberflächlicher Wasserabfluss ist auf Flächen mit zugeschlagener Sanddecke (Verdichtung durch Regentropfenaufprall mit anschließender Austrocknung und Verkrustung), Sandstein oder Festgestein am höchsten und bei ausreichend hohen Niederschlagsintensitäten auch schon bei kleinen Hangneigungen zu beobachten. Im Vergleich zu den im SE liegenden Flächen ist für im NW des Untersuchungsgebiets liegende Flächen jedoch nur ausnahmsweise mit einem erhöhten Oberflächenabfluss zu rechnen, da nur vereinzelt Flächen mit oberflächlich anstehendem oder oberflächennahem Festgestein beobachtet resp. erbohrt/ergraben wurden. Insofern hat die geringere Mächtigkeit der Sande und das öfter oberflächennah auftretende Festgestein keine abflusserhöhende Wirkung, die modellierungsrelevant wäre.

4.2 Klimatische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet liegt im Einflussgebiet des subtropisch-randtropischen Hoch-Druckgürtels und wird zu den trockenen Randtropen gerechnet (Blüthgen & Weischet, 1980: 521ff). Das Klima wird im wesentlichen durch die Lage des südafrikanischen Subkontinents zwischen den semi-permanenten Hochdruckzellen des Subtropenhochs im Südatlantik und im südlichen Indischen Ozean bestimmt. Das Hoch verändert seine Lage im Jahresverlauf in S-N-Richtung um 5° resp. 6°, in E-W-Richtung um 13° resp. 24° (Engert & Jury, 1997: 287). Insgesamt weist das Untersuchungsgebiet geringe Niederschläge auf und ist durch eine Zweiteilung des Niederschlagsgangs gekennzeichnet. Nach Leser (1982: 91) gehört es zur Zone des semi-ariden Tropenklimas mit 7,5-10 ariden Monaten. Die Saisonalität der Niederschläge und die Ergiebigkeit der Regenzeit in Namibia – und damit des Untersuchungsgebiets – wird heute als komplexes Zusammenwirken verschiedener Subsysteme der atmosphärischen Zirkulation, einschließlich regionaler Komponenten, verstanden (Leser, 1982: 86-89; Tyson, 1986: 95ff; Buch, 1993: 152ff).

Die Höhe wie auch die Verteilung der Niederschläge ist äußerst variabel. Im allgemeinen gilt für Randtropengebiete die klimatologische Regel, dass die Variabilität der Niederschlags-Summen von Jahr zu Jahr um so größer wird, je geringer der langjährige Niederschlag ist. Auf die Möglichkeit einer Periodizität der Jahresniederschläge wies schon Walter (1940: 35f) nach der Analyse der Niederschlagsaufzeichnungen südwestafrikanischer Klimastationen hin, hielt seiner Hypothese jedoch die damals nur unzureichend langen Messreihen entgegen. Walter's Annahme kann daher mit heutigem Datenmaterial untermauert werden. Die Länge der einzelnen überdurchschnittlich feuchten resp. trockenen Perioden beträgt nach Tyson (1975; zit. nach: Buch 1993: 144f) je neun Jahre. Neben dieser quasi 18-jährigen Oszillation können darüber hinaus noch weitere Oszillationen längerer und kürzerer Dauer auftreten und sich überlagern. Die Variabilität der Niederschlagsmenge für die Station Hamakari-Haus ist in Abb. 9 dargestellt. Der neunjährige Zyklus kann für das Verständnis der überdurchschnittlichen Niederschläge der 70er und der unterdurchschnittlichen Regen der 80er Jahre verwendet werden (Buch, 1993). Aufgrund der Überlagerungen verschiedener Zyklen ist eine eindeutige Feststellung des neunjährigen Zyklus aus Abb. 9 jedoch nur bedingt möglich. Insgesamt scheint jedoch ein Trend hin zum vermehrten Auftreten unterdurchschnittlich günstiger Regenjahre zu bestehen, zieht man zum Vergleich die Abweichungen der Niederschlags-Mengen der 90er Jahre heran (Abb. 9). Diese hätten aufgrund der vorher besprochenen Periodizität höher ausfallen müssen. Die Frage, inwieweit dies eine Folge einer globalen 'Klimaverschlechterung' ist oder auf anderen (a)zyklischen Prozessen des Wärmehaushalts der Erde beruht, soll an dieser Stelle jedoch nicht weiter erörtert werden.

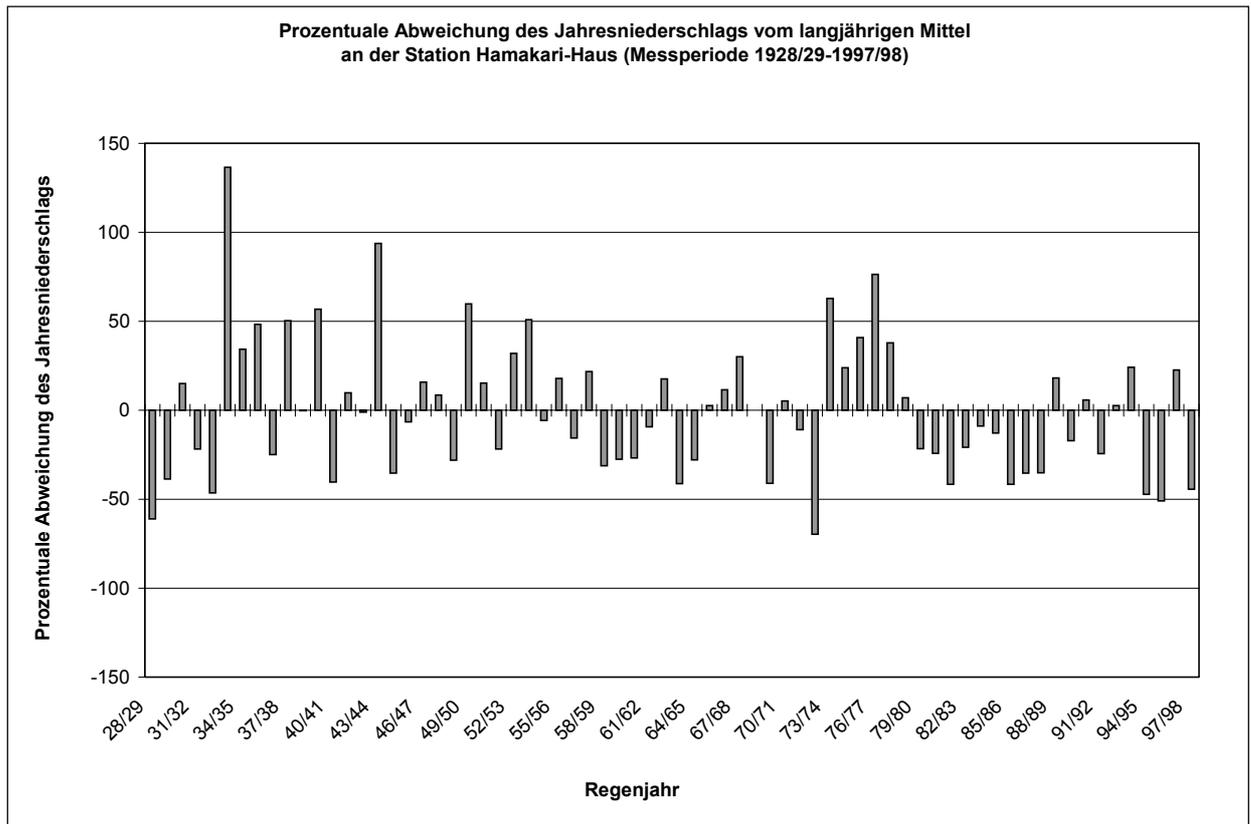


Abbildung 9: Prozentuale Abweichung des Jahresniederschlags vom langjährigen Mittel an der Station Hamakari-Haus (Messperiode 1928/29-1997/98)

Die Temperaturen erreichen ihr Maximum im Sommer (Temperaturen $>40\text{ }^{\circ}\text{C}$ im Schatten; eigene Beobachtung) und gehen in den Wintermonaten stark zurück, wobei es zu gelegentlichen Nachfrösten kommen kann. Insgesamt werden für das Untersuchungsgebiet 0–10 Frosttage pro Jahr angegeben (Erkillä & Siiskonen, 1992: 21, Abb. 5). Für den Großen Waterberg werden mittlere tägliche Maxima von $31\text{ }^{\circ}\text{C}$ im Sommer und während des Winters ein mittleres Minimum von 0– $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ angegeben (Jankowitz & van Rensburg, 1985: 305). Die Klimamessstation Otjiwarongo⁵⁰ verzeichnet für die Monate Juni und Juli mittlere monatliche Minima von $-0,4$ resp. $-1,1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Da jedoch die Gräser während des Südwinters dormant sind resp. in Samenform überdauern, kann davon ausgegangen werden, dass die Temperatur im Untersuchungsgebiet keinen hemmenden Einfluss auf die Vegetation hat, da während der Wachstumsperiode im Südsommer durchweg hohe Temperaturen herrschen⁵¹. Im Zusammenspiel mit den geringen und sporadisch niedergehenden Niederschlägen ergibt sich über das Jahr hinweg ein ganz erhebliches Sättigungsdefizit und damit eine hohe Evapotranspiration. Obwohl diese Daten weder für den Waterberg noch für das Sandveld-Gebiet erhoben werden,

⁵⁰ Die Klimadaten für die Station Otjiwarongo wurden freundlicherweise durch den Deutschen Wetterdienst (Geschäftsfeld Seeschiffahrt) bereitgestellt

⁵¹ Das mittl. tägl. Maximum (Sommer) liegt zwischen $32,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Oktober) und $29,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (März)

lässt sich diese anhand ausgewählter Klimadaten der Station Otjiwarongo abschätzen (Abb. 10, Messperiode 1951-1968).

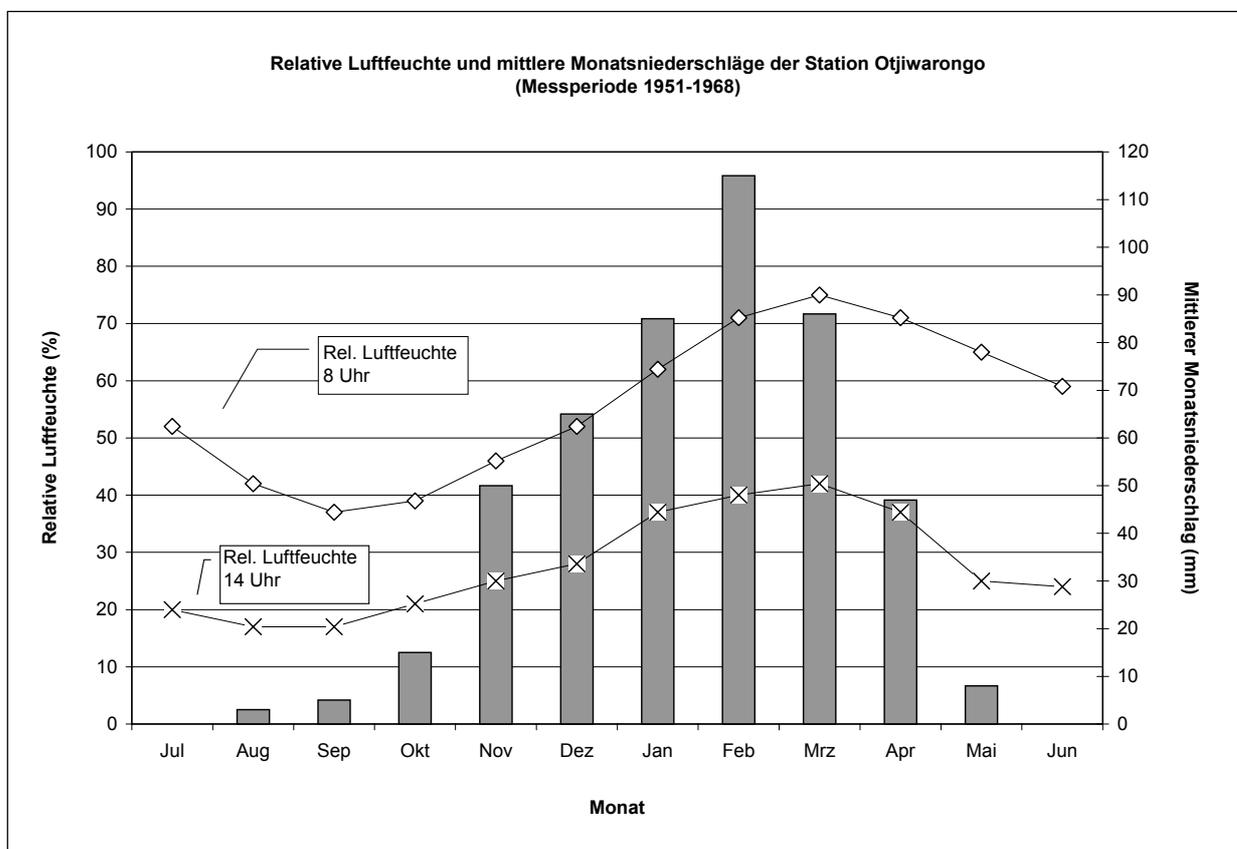


Abbildung 10: Relative Luftfeuchte und mittlere Monatsniederschläge der Station Otjiwarongo (Messperiode 1951-1968)

Die Niederschläge des Untersuchungsgebiets nehmen zum einen eine unimodale Verteilung mit einem deutlichen Sommermaximum (vgl. Abb. 10) und einem fast regenlosen Winter-Halbjahr an. Zum anderen fallen die Niederschläge während der Regenzeit im Südsommer sehr variabel bei äußerst ungleichmäßigen Ergiebigkeiten. Die lokalklimatischen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet sind stark vom Waterberg Plateau geprägt, welches Höhe und Verteilung des Niederschlags in seiner näheren Umgebung durch seine Höhe, Ausdehnung, Lage und Verlauf in SW-NE-Richtung stark beeinflusst. Dadurch werden die Ostwinde als Folge der Reibungskonvergenz in die Höhe gezwungen und regnen sich zumeist an den nach SE exponierten Hängen des Waterbergs ab. Es ist aber auch oft der Fall, dass diese als Starkregen⁵² niedergehenden Schauer teilweise in Form eines selbstverstärkenden Prozesses

⁵² Trotz der hohen Luftkapazität der sandigen Böden, fließt ein hoher Anteil des Niederschlags bei Starkregen oberflächlich ab, versickert jedoch später im Lockersand (vgl. S. 84f und 88). Im Grunde gehen fast alle Niederschläge im Untersuchungsgebiet als Starkregen nieder

auf das gesamte Plateau und das Sandveld übergreifen. Diese Zone erstreckt sich nach eigenen Beobachtungen bis maximal ca. 20 km in das Sandveld. Der Waterberg erhält so im langjährigen Mittel ca. 460 mm Niederschlag⁵³ (Jankowitz & van Rensburg, 1985: 305). Die Beobachtung des tageweisen Gangs der Niederschläge mit deutlichem Niederschlags- und Gewittermaximum am Nachmittag, die für Gebiete der Randtropen angeführt wird (Blüthgen & Weischet, 1980: 549), trifft damit auch auf das Untersuchungsgebiet zu. Dabei fallen die Niederschläge über dem Sandveld oft lokal sehr begrenzt und als heftige Schauer. Eigenen Beobachtungen zufolge kommt es sehr häufig vor, dass der Regen eine Farm erreicht, während zwei km entfernt kein Niederschlag fällt; diese Erscheinung ist den Farmern Namibias geläufig. Buch (1993: 152) berichtet von diesem Phänomen auch aus dem ca. 250 km NW gelegenen Etosha-Nationalpark.

Nach den Niederschlagsaufzeichnungen der Farmer lässt sich feststellen, dass die Niederschlagshäufigkeit und -höhe generell von W nach E abnimmt. Farmflächen, die direkt an den Waterberg angrenzen, verzeichnen häufigere Niederschlagsereignisse und höhere Niederschlagsmengen als plateauferne Farmflächen⁵⁴. Dies soll anhand der absoluten Abweichungen vom Jahresniederschlag für die Farmen Okosongomingo und Hamakari⁵⁵ exemplifiziert werden. Die beiden Farmen liegen ungefähr auf einer W-E verlaufenden Linie, wobei Okosongomingo im Luvbereich des Kleinen Waterbergs liegt, während die Farm Hamakari ca. 17 km S des Großen Waterbergs liegt (vgl. Abb. 6). So erhält die Farm Okosongomingo im langjährigen Durchschnitt etwa 472 mm, während die ca. 35 km weiter östlich gelegene Farm Hamakari nur rund 386 mm Niederschlag erhält. Diese Verhältnisse sind in Abb. 11 dargestellt, in der die Abweichungen der Jahresniederschläge der beiden Farmen voneinander abgebildet sind⁵⁶. Während der Periode von 1928/29 bis 1997/98 war das Regenjahr mit der geringsten aufgezeichneten Niederschlagsmenge der Farm Hamakari das von 1972/73 mit nur 117 mm Niederschlag. Das Regenjahr mit den ergiebigsten Niederschlägen war das von 1934/35 mit 911 mm (korrespondierende Angaben für Okosongomingo: 1932/33: 180 mm, 1933/34: 1.106 mm).

⁵³ Die genaue Messlokalität ist dem Autor unbekannt. Möglicherweise handelt es sich um das *Ranger Camp 'Onjoka'* am südlichen Stufenrand des Waterbergs, ca. 2,5 km SSE der Probefläche 08 (vgl. Abb. 6)

⁵⁴ Freundliche mündliche Mitteilung von Herrn Hinrich Schneider-Waterberg, 25.1.1999

⁵⁵ Messort ist jeweils am Farmhaus

⁵⁶ Ermittelt für die in Abb. 11 angegebenen Zeitreihen (1921/22 resp. 1928/29 bis 1997/98). Leerstellen bedeuten dabei, dass für das betreffende Jahr keine Messung für mindestens eine der Stationen vorliegt

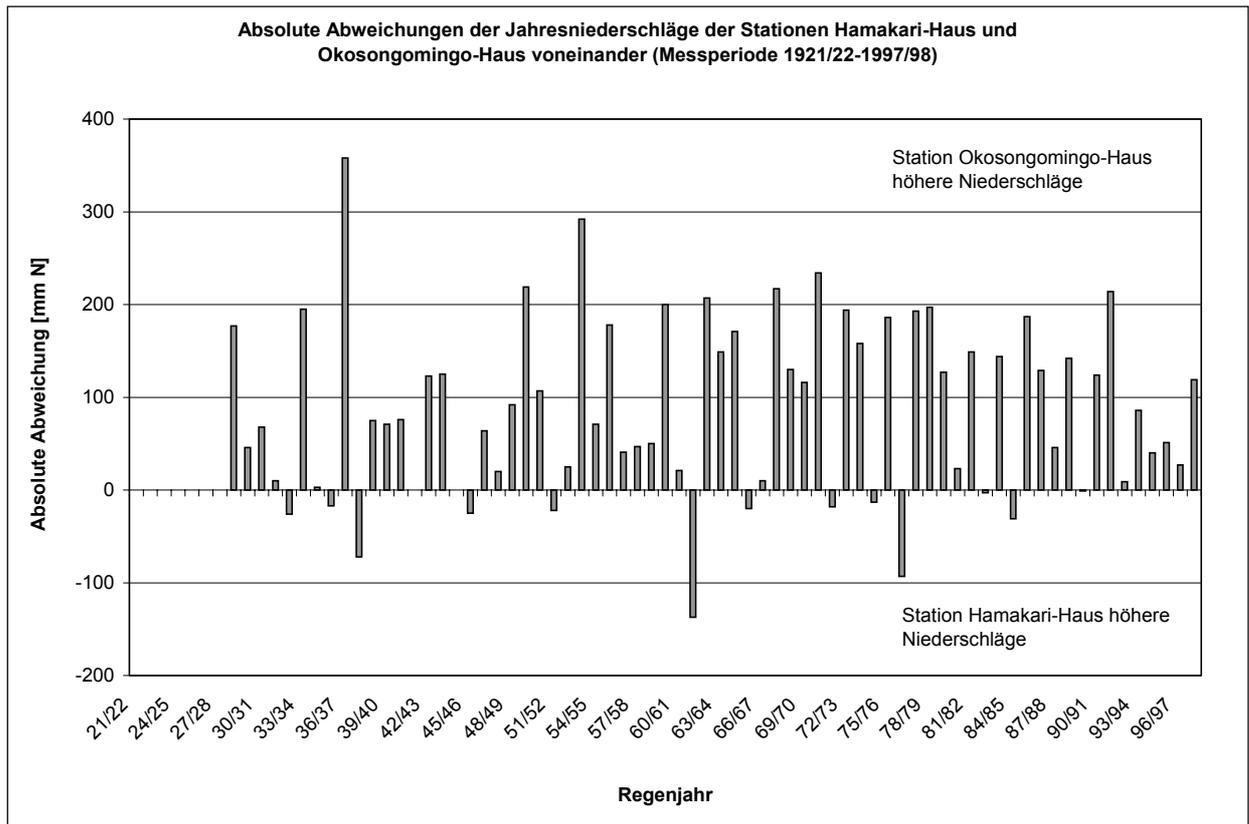


Abbildung 11: Absolute Abweichungen der Jahresniederschläge der Stationen Hamakari-Haus und Okosongomingo-Haus voneinander (Messperiode 1921/22-1997/98)

Beispielsweise lag die relative Variabilität der Niederschläge⁵⁷ für die Farm Hamakari in der Periode von 1989/90 bis 1997/98 bei 29 % (Farm Okosongomingo: 24 %). Für den Zeitabschnitt von 1928/29 bis 1997/98 betrachtet liegt sie bei ca. 30 % (Farm Okosongomingo: 24 %, für die Messperiode 1921/22 bis 1997/98: 32 %). Aufgrund der ähnlichen Werte der relativen Variabilität beider Stationen kann davon ausgegangen werden, dass die unterschiedlich hohen Niederschlagsmengen orographisch bedingt sind und nicht auf ariditätsbedingten Unterschieden beruhen.

Der Anfang der Regenzeit, der für das Untersuchungsgebiet meist mit Anfang bis Ende Oktober angegeben wird, ist sehr variabel. Nach Regendaten der Farm Hamakari kann sie durchaus schon im September, aber auch erst im Dezember beginnen. So setzten die ersten Niederschläge im Regenjahr 1997/98 schon sehr früh Anfang September 1997 ein. Dann folgte jedoch für die meisten Messstationen der Farm eine längere Niederschlagspause von

⁵⁷ Die relative Variabilität $V = \frac{\bar{d}}{|\bar{x}|} \times 100$ ist definiert über den Quotienten aus mittlerer Abweichung und arithmetischem Mittel für einen diskreten Beobachtungszeitraum

vier bis sieben Wochen (dargestellt für die Messstation Hamakari-Haus, Abb. 12). Auch blieb der November mit 4 bis 18 mm registriertem Niederschlag der einzelnen Stationen unverhältnismäßig trocken und der Regen setzte erst ab dem 10. Dezember wieder ein.

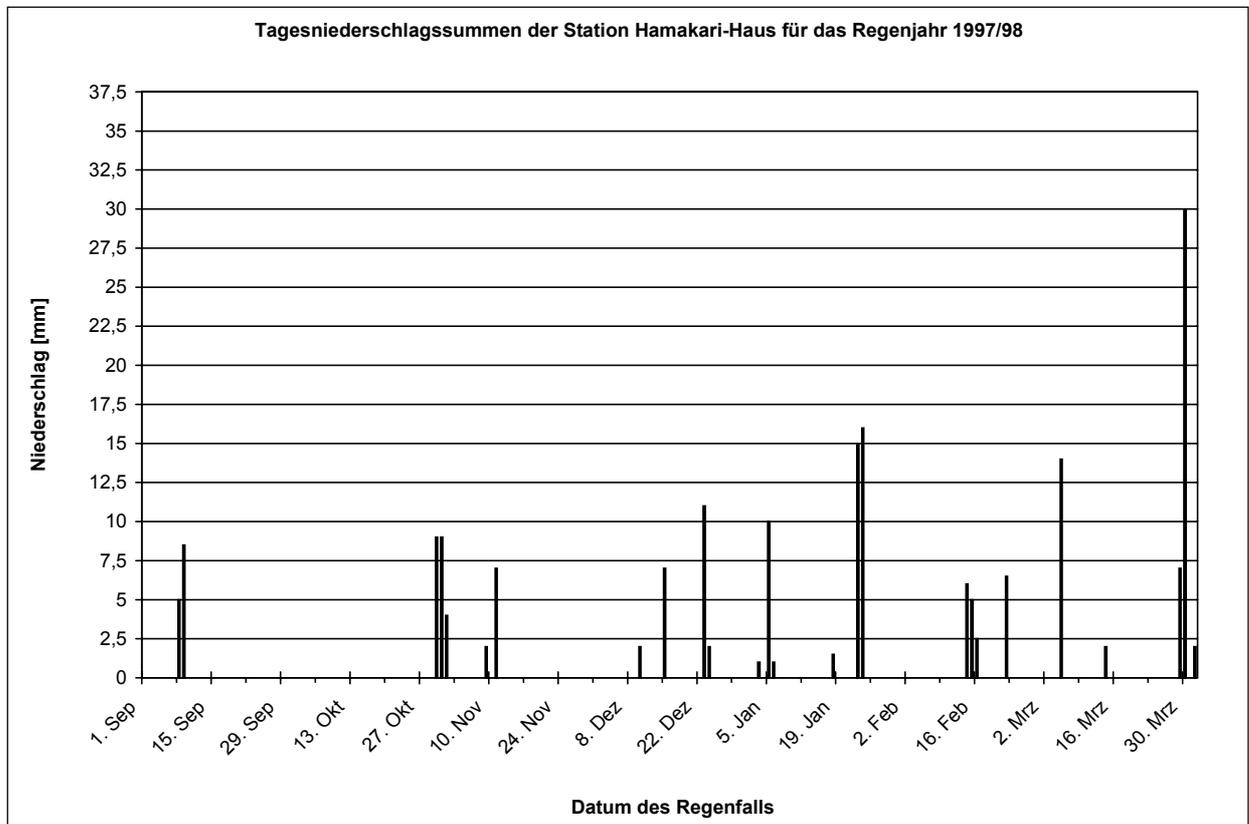


Abbildung 12: Tagesniederschlagssummen der Station Hamakari-Haus für das Regenjahr 1997/98

Die Regenzeit des Regenjahres 1997/98 dauerte nach den Niederschlagsaufzeichnungen der Farm Hamakari vom 8.9.1997 bis zum 1.4.1998. Dabei muss jedoch die mehrwöchige Regenpause ab Anfang September bis Ende Oktober berücksichtigt werden sowie weitere, meist mehrwöchige Unterbrechungen (vgl. Abb. 12). Diese Regenpausen haben zum Absterben vieler Gräser geführt, die mit den ersten Regen bereits Anfang September auskeimten und dann vertrockneten. Insgesamt wird die Regenzeit 1997/98 für das Untersuchungsgebiet als unterdurchschnittlich günstig bezeichnet, da nur ca. 50 % der sonst üblichen Niederschlagsmenge verzeichnet wurde (De Bruine, 1998). Diese geht aus den Berechnungen des Namibischen Meteorologischen Dienstes hervor, die auf interpolierten Werten von 124 Messstationen aus Namibia und den angrenzenden Gebieten in Botswana und der Republik Südafrika beruhen. Nach den Niederschlagsaufzeichnungen der Farm Hamakari wurden, gemessen an der Station Hamakari-Haus, tatsächlich nur ca. 56 % vom langjährigen Mittel registriert.

Im Vergleich zum Regenjahr 1997/98 setzten die Niederschläge im Regenjahr 1998/99 dagegen für die Mehrheit der Messstationen der Farm Hamakari erst ab dem 23. Dezember 1998 ein (vgl. Abb. 13), wobei die nördlichen Richtung Waterberg gelegenen Messstellen schon Anfang Dezember vermehrt Niederschläge registrierten⁵⁸. Aus den Abb. 12 und 13 geht hervor, dass sich der Beginn der „Regenzeit“ sehr variabel gestaltet sowie die zeitlichen Abstände zwischen konsekutiven Niederschlägen durchaus mehrere Wochen betragen können. Dies hat natürlich einen erheblich erschwerenden Einfluss auf Planung und Ablauf von Geländearbeiten, da mangelnder Regen eine verzögerte Graskeimung nach sich zieht sowie Regenpausen Graskeimlinge stark schädigen können.

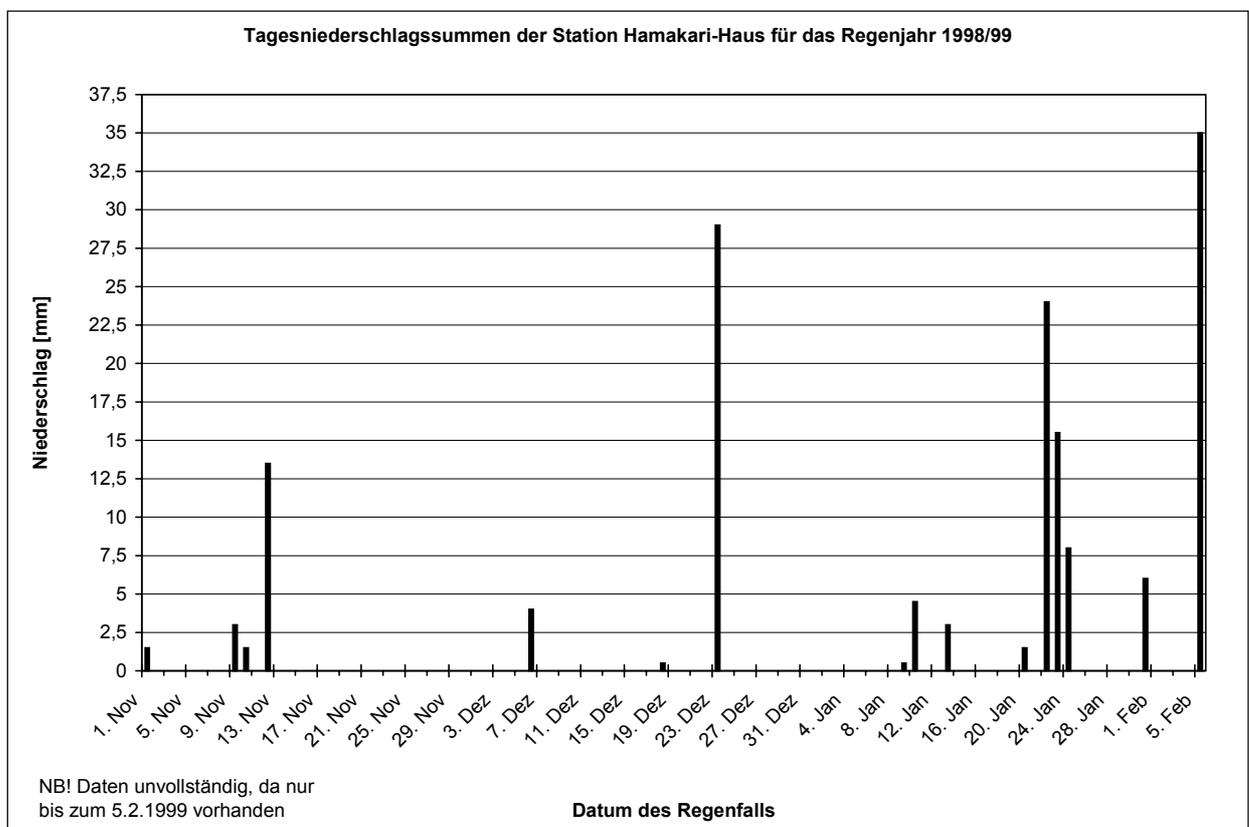


Abbildung 13: Tagesniederschlagssummen der Station Hamakari-Haus für das Regenjahr 1998/99

Aufgrund des ganzjährig hohen atmosphärischen Sättigungsdefizits wird von den infiltrierten Niederschlägen nur ein geringer Teil pflanzenverfügbar. Über diese Mengenverhältnisse existieren jedoch weder Messergebnisse anderer Untersuchungen noch sind darüber Schätzungen bekannt. In Ermangelung anderer Berechnungsansätze wird die hydrologische Wasserbilanz des Untersuchungsgebiets nach dem Ansatz von Whitmore (1971; zit. nach:

⁵⁸ Die Daten dieser Messstellen sind an dieser Stelle nicht dargestellt

Bate et al. 1982)⁵⁹ kalkuliert, um einen groben Überschlag über die hydrologischen Verhältnisse für das Untersuchungsgebiet im Sandveld-Bereich machen zu können (Tab. 4).

Als Eingangsgröße zur Berechnung der hydrologischen Wasserbilanz dient dafür die durchschnittliche Niederschlagsmenge (von 386 mm) der Station Hamakari-Haus über die Zeitspanne von 1928/29 bis 1997/98. Für die Kalkulation werden die von Whitmore (ibid.) mitgeteilten prozentualen Anteile der verschiedenen hydrologisch relevanten Kenngrößen übernommen, und zur Berechnung der Wasserbilanz genutzt. Die Resultate in Tab. 4 können zwar nur als grober Anhalt für die tatsächlichen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet angesehen werden, es zeigen sich jedoch bei einigen Werten gute Übereinstimmungen mit Resultaten verschiedener anderer Untersuchungen.

Tabelle 4: Geschätzte hydrologische Wasserbilanz nach Whitmore (1971; zit. nach: Bate et al. 1982)

Input	[mm]	Verlust	[mm]	[%]
Durchschnittlicher Jahresniederschlag	386	Oberflächenabfluss	23	6
		Interzeption	35	9
		Wiederauffüllung Grundwasser	12	3
		Evaporation des Bodens	135	35
		Transpiration	181	47
		Gesamt	386	100

Theron (1964) ermittelte für Grasland in der Region Pretoria eine Grundwasserneubildungs-Rate (GWR) von rund 4 %, während dieser Wert nach dem Modell von Whitmore (ibid.) für das Untersuchungsgebiet ca. 3 % beträgt. Demgegenüber vertritt Mainardy (1998: 78) die Ansicht, dass als GWR eines durchschnittlichen Regenjahres für den Waterberg-Bereich ein Wert von nur ca. 1 % angenommen werden kann, ohne jedoch den mittleren Jahresniederschlag eines derartigen Regenjahres zu beziffern⁶⁰. Auf die Niederschlagsverhältnisse des Untersuchungsgebiets bezogen entspricht dies einer GWR von nur ca. 4 mm. Weiterhin geht aus Tab. 4 hervor, dass über 30 % des Niederschlags allein durch Evaporation von der Bodenoberfläche

⁵⁹ Der Ansatz von Whitmore (1971; zit. nach: Bate et al. 1982) liegt den Berechnungen in Tab. 4 zugrunde. Er basiert auf den Beobachtungen Whitmore's in Südafrika und hat für das gesamte Land Gültigkeit. Ausgenommen davon ist ein ca. 3 % des Staatsgebiets umfassender Küstenstreifen. Der Ansatz stellt in diesem Sinne ein Basismodell für den universellen Einsatz im südlichen Afrika dar

⁶⁰ Weiterhin heißt es dort, dass "im Einzelfall und in Jahren mit ausgiebigen Niederschlägen Neubildungsraten von 30 mm/a, d. h. etwa 6 % der durchschnittlichen Niederschlagshöhe, vorkommen." (Mainardy, 1998: 78). Danach errechnet sich ein Jahresniederschlag von 500 mm für Jahre mit ausgiebigen Niederschlägen

und dem oberflächennahen Bodenbereich verloren gehen. Aufgrund der hohen Durchlässigkeit und Armut des Substrats an wasserlöslichen Mineralien, konnten nirgends Evaporite, Kalkkrusten o. ä. Bildungen beobachtet werden. Nach den Ergebnissen in Tab. 4 ist weniger als die Hälfte des Jahresniederschlags pflanzennutzbar. Dabei macht der Anteil der Verluste durch Oberflächenabfluss⁶¹ (ca. 6 %) und Interzeption (ca. 9 %) insgesamt nur ca. 15 % aus.

Der Gang der Niederschläge nimmt großen Einfluss auf die Phänologie der Vegetation, während temperaturbedingte Effekte in Form von Früh- oder Spätfrösten eher gering ausgeprägt sind. So waren nach eigenen Beobachtungen zu Beginn des Dezembers 1998 noch fast 80 % aller Büsche im östlichen Bereich des Untersuchungsgebiets ohne grünes Laub und ausgedehnte Flächen wiesen nur verdorrtes Gras auf. Besonders dramatisch stellte sich die Lage im ehemaligen Hereroland-West dar, wo kaum grünes Gras vorhanden war und die Viehbesitzer gezwungen waren Heu zu kaufen. Nur im Bereich des Kleinen Waterbergs und auf dem Großen Waterberg hatten ergiebige Niederschläge schon zu einem Austreiben der Büsche und zur Keimung der ersten Gräser geführt. Mit den ersten ergiebigeren Regen Ende Dezember 1998 setzte die Graskeimung dann auch für Teile des Sandvelds ein. Das Graswachstum wurde Ende Januar 1999 und Anfang Februar durch weitere Niederschläge begünstigt und auch eine Begrünung der meisten Dornbüsche setzte ein. Die intrasaisonale Trockenperiode hatte jedoch zum Absterben einiger junger Dornbüsche geführt.

Zusammenfassend können die Witterungsverhältnisse des Untersuchungsgebiets als sehr variabel charakterisiert werden, mit einer hohen Varianz des Beginns sowie der Verteilung und Höhe der Niederschläge während der Regenzeit. Die klimatologische Regel des scharfen Übergangs zwischen Regen- und Trockenzeit für Gebiete der Randtropen (nach Blüthgen & Weischet, 1980: 549) lässt sich daher nicht auf das Untersuchungsgebiet übertragen. Dies kann Folge der übergeordneten klimatisch wirksamen Prozesse oder auch lokalklimatisch beeinflusst sein, z. B. durch die Erhebung des Waterbergs. Es kann festgehalten werden, dass durch die hohe Niederschlagsvariabilität im besonderen Maße die Vegetation negativ beeinflusst wird, insbesondere Gräser und kleine resp. junge Büsche. Ebenso kommt es aufgrund ausbleibender Niederschläge zu einem verspäteten Austreiben der Vegetation, wie 1998/99 beobachtet. Davon relativ wenig betroffen sind größere Bäume, die sich tieferliegende Wasserreserven erschließen können. Junges Buschwerk wird aber u. U. stark geschädigt. Die Auswirkungen auf die Weideverhältnisse können je nach Einsetzen und Dauer der Regenzeit

⁶¹ Dieser scheint nach dem Ansatz von Whitmore (1971) im Vergleich zur Annahme im Modell SYSTRO (pauschal 17,6 % des Dekadenniederschlags) als stark unterschätzt

schwerwiegende ökologische wie auch betriebs- und volkswirtschaftliche Folgen haben. Gleichfalls werden dadurch die Beobachtungsergebnisse stark beeinflusst, da teilweise nur verdorrte resp. sehr wenige lebende Gräser aufgenommen werden können. Auch lassen sich durch die hohe Niederschlagsvariabilität günstige Beobachtungszeitpunkte kaum im voraus planen.

4.3 Böden und Substratverhältnisse

Die Böden im Untersuchungsgebiet sind stark durch das sandige Ausgangsmaterial der Omingonde- und Etjo-Formation sowie der äolisch abgelagerten Kalahari-Sande geprägt. Im Gegensatz zu den nördlichen Landesteilen sind Lösungswässer, die für Lösungs- und Umlagerungsvorgänge im Substrat zur Verfügung stehen müssen, hier kaum vorhanden. Für die Bodenbildung bedeutendster Prozess ist daher die physikalische Verwitterung. An Umlagerungsprozessen kommt für oberflächennahe Bodenbereiche der Hang- und Sandsteinflächen des Waterberg Plateaus die Hangdenudation in Form von episodischen Schichtspülungen in Betracht, während der äolische Transport für die Flächen des Sandvelds und die sandbedeckten Teile des Waterbergs ausschlaggebend ist.

Das im Untersuchungsgebiet vorkommende oberflächennahe Substrat besteht bis auf wenige Ausnahmen durchweg aus Lockersand und ist homogen. Dies ist Folge der langen Bodenentwicklung des Substrats, der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des sandigen Ausgangsmaterials sowie der Art der Ablagerung. Die Gefügestruktur ist fast ausschließlich ein Einzelkorngefüge, in einigen Fällen konnte auch ein Kohärentgefüge infolge Verkittung durch Eisenoxide beobachtet werden. Klassifiziert werden diese, oft intensiv rot gefärbten Böden als *Rhodic/Chromic Arenosols* aus Kalahari-Sanden (Buch, 1993: 160f), während sie in der Legende der *FAO Soil Map of Namibia* (o. J.: 4, 9) zu den *Cambic Arenosols* gestellt werden. Ganssen (1963: 48) benennt als Exempel einen etwa 15 km S des Untersuchungsgebiets ergrabenen Bodentyp auf der Farm Heimaterde als *Braunen Boden mit leichter Textur*. Scholz (1973: 4f) bezeichnet sie analog als *red-brown soils with sandy texture*. Trotz der Fülle von Bezeichnungen stellen diese Böden insgesamt entweder in-situ Pedogenesen seit dem Beginn des Quartärs oder umgelagerte Sedimente solcher Bodenbildungen dar (Buch, 1993: 161; Ganssen, 1963: 17, 33) und sind aufgrund ihres hohen Sandanteils und ihrer niedrigen Humus- und Tongehalte als *Arenosols* anzusprechen (Deckers et al., 1998: 49f). Im Vergleich zu den Böden des Sandvelds stellen die Böden des Waterberg Plateaus hinsichtlich ihres Tongehalts eine Ausnahme dar, da sie durchschnittlich einen doppelt so hohen Tongehalt aufweisen als die des Sandvelds (Jankowitz, 1983: 134-156). Der Einwand von Leser (1982: 116), dass diese Verwitterungsdecken im engeren Sinn nicht die Anforderungen an die Bodendefinition erfüllen, ist zwar nach bodenkundlicher Auffassung zutreffend, für vorliegende Arbeit jedoch nicht relevant, da neben Böden auch Verwitterungsdecken bzw. Substrat die Funktion als Pflanzenstandort erfüllt.

Im W und NW des Untersuchungsgebiets (Abb. 6, Probeflächen 14 und 15) treten zu diesen Sandböden noch andere Bodentypen. Dies ist Folge der lokal geringermächtigen Sand-

Bedeckung und dem häufigeren Auftreten von mehr oder weniger zersetztem Festgestein, welches besonders aus kristallinen Kalken⁶² aufgebaut wird, an oder nahe der Oberfläche (vgl. S. 65 und 68f). Solche Böden bezeichnet Ganssen (1963: 58f) als *Graue Böden leichter Textur aus Kalk*. Charakterisiert sind sie u. a. durch einen geringmächtigen A-Horizont von wenigen cm bis ungefähr 5 dm mit darunterliegendem, mehr oder weniger zersetztem Gestein und leicht erhöhten pH-Werten zwischen 6,7–8. Bei solch geringmächtigen Böden ist dann mit einem erhöhten Oberflächenabfluss zu rechnen, wenn direkt auf den A-Horizont ein mC-Horizont⁶³ folgt. Eigene Beobachtungen konnten diese Horizontabfolge jedoch nicht verifizieren. Allerdings wurden aufgrund der schweren Grabbarkeit, die durch einen hohen Anteil von Gesteinsresiduen verursacht war, von diesen Böden keine Bodenproben für Laboranalysen erhoben.

Ein Auszug der Analyseresultate (für Profil B2 und B3 gemittelt; vgl. S. 57) für drei verschiedene Profile aus dem Sandveld (B1, B2, B3; vgl. Abb. 6) findet sich nachstehend in den Tabellen 5, 6 und 7.

Tabelle 5: Analyseresultate für Profil B1

Tiefe (cm)	Wasser (Gew.-%)	pH (H ₂ O)	Humus (%)	T	U ⁶⁴	fS	mS	gS	nFK ⁶⁵ (mm)	Ld ⁶⁶ (g/cm ³)	LK (%)	Wassergehalt ⁶⁷ (Vol.-%)		
												2,0	3,0	4,2
0-10	0,28	7,3	0,37	4	4,9	39,2	42,8	9,2	14,7	1,56	42,6	8,0	1,4	1,4
20-30	0,88	5,3	0,28	5	5,1	40,2	41,0	8,8	14,8	1,54	42,5	8,3	1,7	1,4
50-60	1,48	5,5	0,17	7	4,9	36,7	39,4	12,3	18	1,47	43,9	9,8	2,5	2,1
116–136	1,65	5,5	0,18	7	6,3	38,9	38,1	10,0	36,1	1,45	43,5	9,9	2,5	2,2
136–156	1,66	5,4	0,20	7	6,2	38,4	39,7	8,9	36,1	-	-	9,7	2,2	1,6
156–176	1,60	5,6	0,17	7	6,1	38,8	38,7	9,7	36,1	-	-	11,9	2,5	1,7
176–196	1,75	5,5	0,17	7	5,0	38,3	39,5	10,4	36,1	-	-	11,2	2,8	2,0

⁶² Nach der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000, Blatt 2016 Otjiwarongo, Geological Survey, 1979

⁶³ m für massiv

⁶⁴ Nur der Gesamtanteil der Schluff-Fraktion wird wiedergegeben, es erfolgt keine Aufschlüsselung der Unterfraktionen des Schluffs (dto. Profil B2)

⁶⁵ Berechnet nach AG Boden (1994)

⁶⁶ Ld für Lagerungsdichte in g/cm³

⁶⁷ Mittel aus je fünf Einzelbestimmungen

Tabelle 6: Analyseresultate für Profil B2

Tiefe (cm)	pH (H ₂ O)	Humus (%)	T	U	fS	mS	gS	Wassergehalt (Vol.-%)			nFK (mm)
0–20	6,4	0,66	9	7,9	35,9	30,7	16,7	14,8	3,9	1,5	30,9
20–40	6,9	0,6	11	6,4	31,0	30,6	21,4	16,2	4,9	1,5	36,5
40–60	7,1	0,54	12	7,8	33,4	30,3	17,1	16,6	5,0	1,5	37
60–80	7,3	0,55	13	7,7	31,6	28,8	19,4	17,3	5,3	3,4	37,2
80–100	7,4	0,51	14	7,8	33,3	28,7	15,8	17,6	5,3	3,5	37,5

Tabelle 7: Analyseresultate für Profil B3

Tiefe (cm)	pH (H ₂ O)	Humus (%)	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	nFK (mm)
0–20	5,5	0,67	5	0,2	0,3	4	43	45	2,4	30,3
20–40	5,3	0,41	7	0,3	0,4	3,8	37,6	47,5	3,6	36
40–60	5,4	0,34	8	0,2	0,5	4	40,6	43,6	2,9	36,3
60–80	5,5	0,29	9	0,3	0,4	4,3	38,4	44,4	3,4	36,5
80–100	5,2	0,26	9	0,3	0,4	3,9	38,1	44,7	3,3	36,6

Im allgemeinen sind für die Böden des Untersuchungsgebiets folgende Charakteristika⁶⁸ zutreffend (vgl. Tab. 5–7):

- Sehr hoher Anteil der Mittel- und Feinsandfraktion, Ausprägung der Bodenarten-Untergruppen fast ausschließlich als „*schwach toniger Sand*“ resp. „*feinsandiger Mittelsand*“.
- Niedrige Humusgehalte im Oberboden, sehr niedrige Gehalte im Unterboden.
- Niedrige bis mittlere $pH_{(H_2O)}$ -Werte von ca. pH 5–pH 7 (mäßig sauer bis schwach alkalisch).
- Geringe Werte der pflanzenverfügbaren Wasserkapazität (nFK) für die Grasschicht innerhalb der angenommenen Durchwurzelungstiefe von 0–60 cm.

Aufgrund der langen Bodenbildungszeiten (s. Kap. 4.1) und des stark sandigen Ausgangsmaterials sind die Böden tiefgründig verwittert und entbast, die pH-Werte für den Unterboden liegen durchgängig im mäßig sauren bis sauren Bereich. Die rötlich-braune

⁶⁸ Die Charakterisierung und Interpretation erfolgte anhand von Tabellenmaterial aus AG Boden (1994)

Färbung wird durch den hohen Anteil an Ferrohydroxiden verursacht, die als dünne Überzüge die Sandkörner umhüllen. Die sehr hohen Gehalte an Feinsand (fS) und feinem Feinsand (Feinstsand; ffS) bewirken ein noch geringes bis mittleres Speichervermögen für pflanzenverfügbares Bodenwasser bis in die für Graswurzeln erreichbare Bodentiefe⁶⁹. Entsprechend wird pro dm Bodensäule der oberen 60 cm Boden für die drei vorgestellten Profile durchschnittlich ca. 17 mm pflanzenverfügbares Bodenwasser erreicht (vgl. Leser, 1982: 94, 98f). Dabei zeigt das Profil B1 den geringsten (\bar{x} = 14,8 mm/dm), das Profil B2 den höchsten Wert (\bar{x} = 18,5 mm/dm). Die Differenzen beruhen in erster Linie auf den verschiedenen Korngrößenanteilen der jeweiligen Profile, die sich hinsichtlich der Gehalte an Sand und Ton teilweise deutlich unterscheiden. Dies kann auf dem Vorhandensein unterschiedlichen Ausgangsmaterials beruhen, z. B. bei Profil B3, welches im Saum zwischen Kalahari-Sanden und Omingonde-Formation liegt (vgl. Abb. 7 und 8). Die Differenzen zwischen gemessenen pF-Werten und errechneten nFK-Werten beruhen u. a. auf evtl. Fehlbestimmungen bei der Messung der pF-Werte im Labor und/oder dem Fehlen der Druckstufe pF=1,8. Die Werte für Gew.-% Wasser zeigen, dass Niederschlagswasser in den tiefgründigen und überwiegend sehr feinkörnigen Sanden über längere Zeit gespeichert werden kann (Tab. 5). Es ist aufgrund sehr hoher Saugspannungen für die überwiegende Zahl der Pflanzen jedoch nicht verfügbar. Ausnahmen bilden einige Spezialisten, die dieses Wasser mobilisieren können, was dazu führen kann, dass bestimmte Gehölze und Gräser bereits vor Einsetzen der Regenzeit austreiben. Schilderungen dazu finden sich bei Walter & Volk (1954: 40f) sowie Walter & Breckle (1984: 126f). Angesichts der sehr gleichmäßigen physikalischen Kennwerte ist eine Unterscheidung der Böden anhand ihrer Körnung nur bedingt möglich. Statt dessen müssen Merkmale wie pH-Werte, Leitfähigkeit und Ionenzusammensetzung der Gleichgewichtslösung als Unterscheidungsmerkmale herangezogen werden (Jähniq & Jürgens, 1993). Diese Werte liegen für vorliegende Arbeit nur für ein Profil vor (Tab. 5) und können daher nicht zur weiteren Charakterisierung verwendet werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die erhobenen Bodenmerkmale nicht zur Charakterisierung der Eignung als Pflanzenstandort genutzt werden können, da z. B. Jähniq & Jürgens (1993) an Böden der Namib-Wüste nicht feststellen konnten, ob stark unterschiedliche pH-Werte einen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung des jeweiligen Standortes hatten.

Die, hier nicht dargestellten, Werte für Basensättigung (BS) fallen schnell von hohen Werten (entsprechend 'basenreich' nach AG Boden (1994)) in den obersten zehn cm des Profils auf mittlere bis niedrige Werte in größeren Bodentiefen. Dies liegt am Fehlen fast jeglicher

⁶⁹ Die Bodentiefe, bis zu der 80 % der Graswurzeln angetroffen werden, wird mit 60 cm angenommen und der entsprechende Wert für die *nutzbare Feldkapazität* (nFK) in mm Wasser angegeben

Sorptionsträger, wobei die effektive Kationenaustauschkapazität und die Basensättigung im Oberboden zu einem großen Teil durch Humus, ab einer Tiefe von ca. 30 cm dann fast vollständig durch die Tonmineralfraktion gestellt wird. Es kann damit gerechnet werden, dass die Böden auf dem Waterberg diesbezüglich höhere Werte aufweisen als die des Sandvelds, da der Tongehalt der Böden auf dem Waterberg im Mittel doppelt so hoch ist (Jankowitz, 1983: 134–156). Dies ist möglicherweise durch die vermehrte Ablagerung atmogener Feinpartikel (Schluffe, Tone) oder intensivere Verwitterung (aufgrund höherer Niederschläge) bedingt, da für den oberflächen-nahen Bodenbereich keine petrographischen Unterschiede zwischen Waterberg Plateau und Sandveld bekannt sind, die zu diesem Bild führen könnten (vgl. Kap. 4.1).

Insgesamt sind die Böden an Pflanzennährstoffen (v. a. N und P; hier nicht dargestellt) verarmt, was z. B. durch das Auftreten des Baumes *Terminalia sericea* angezeigt wird (Walter & Breckle, 1984: 154). Die Werte für den Humusgehalt zeigen erwartete Verläufe mit höheren Anteilen im Oberboden und abnehmenden Werten für den Unterboden. Bei geringerem Input von Streu in das System können jedoch auch die Oberbodenwerte gering ausfallen. Dies zeigt sich für das Profil B1 (Tab. 5), welches im ehemaligen Hereroland-West liegt und dessen Vegetation stark degradiert ist (weitflächig zerstörte Grasnarbe, Verbuschung durch *Acacia mellifera* ssp. *detinens*). Die insgesamt niedrigen Werte für den Humusgehalt der vorgestellten Profile rühren in erster Linie von der hohen Mineralisationsrate her. Aufgrund dieser wird praktisch alle Streu innerhalb des Sommers mineralisiert und nicht als Humus im Boden angehäuft (Walter & Volk, 1954: 39; Ganssen, 1963: 30f; Leser, 1982: 119; Walter & Breckle, 1984: 147f). Darüber hinaus spielen aber auch Termiten eine Rolle, die Streu in ihre Bauten ziehen, um diese für ihre Pilzkolonien zu verwenden und sie so der Mineralisation in Oberflächennähe entziehen (Walter & Volk, 1984: 145, 153). Diese Termitenbauten sind v. a. im Sandveld häufig.

Der Boden ist mit für Sandböden typischen Ld-Werten um 1,4 bis 1,6 (Tab. 5) nur gering verdichtet. Aufgrund dieser geringen Verdichtung und der Homogenität des Substrats ist daher kaum mit Behinderungen des freien Wurzelwachstums zu rechnen, zumal Kalkbänke und zementierte Horizonte bis auf ein Vorkommen (vgl. S. 68) nicht beobachtet wurden. Das Wurzelwachstum kann jedoch teilweise auf dem Plateau sowie im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets behindert sein, wo Sandsteine der Etjo-Formation resp. Festgestein in Bodenoberflächennähe anzutreffen sind (vgl. S. 66 und 68). Unter Berücksichtigung o. g. Ausnahmen dürfte die Infiltration von Regenwasser weitgehend ungehindert vonstatten gehen. Folly (1996: 35ff) fand für unterschiedliche Bodentypen einer Savannenlandschaft in der *Upper East Region* im NE Ghana die höchste Infiltrationsgeschwindigkeit von 0,4 mm/Min für einen

Plinthosol und die niedrigste (0,15 mm/Min) für einen *Leptosol*. Diese Werte sind deutlich geringer als die von MacDonald (1978) für ein degradiertes Veld bei Pretoria angegebenen Infiltrationsgeschwindigkeiten von ca. 0,8 mm/Min⁷⁰. Es scheint aufgrund der ähnlichen Bodenverhältnisse angemessen, den von MacDonald (1978) mitgeteilten Wert auf das Untersuchungsgebiet zu übertragen. Doch auch diese Infiltrationsgeschwindigkeit reicht nicht aus, um bei Starkregen eine schnelle Infiltration des Niederschlags zu gewährleisten. Eigene Beobachtungen über das Entstehen von Oberflächenabfluss bei Starkregenereignissen zeigen, dass die Infiltrationsgeschwindigkeit in fast allen Fällen durch die Niederschlagsintensität deutlich übertroffen wird (s. auch Folly, 1996: 36) und so gerade auf geneigten und/oder degradierten Flächen vermehrt Oberflächenabfluss und Bodenerosion eintreten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass aufgrund der langen Bodenbildungszeiten und des sehr homogenen sandigen Ausgangsmaterials im SE des Untersuchungsgebiets Bodentypen entstanden sind, die sich durch Nährstoffarmut, Tiefgründigkeit und geringes Wasserspeichervermögen auszeichnen. Kalkbänke oder Kalkkrusten konnten nirgends beobachtet werden. Abweichend von diesem Bild kommen v. a. im NW des Untersuchungsgebiets vereinzelt Bodentypen vor, die aufgrund ihrer Entstehung auf Festgestein bedeutend flachgründiger und reicher an Gesteinsresiduen sind. Dort, wo lokal Festgestein an oder knapp unterhalb der Geländeoberfläche ansteht, kann mit einer Behinderung der Infiltration und erhöhtem Oberflächenabfluss gerechnet werden. Dies trifft auch auf die Flächen auf dem Großen Waterberg zu, auf denen der Etjo-Sandstein ansteht.

⁷⁰ Besonders der Umstand, dass ein verdichteter Boden eine höhere Infiltrationsgeschwindigkeit haben soll, als ein flachgründiger Rohboden, ist einigermaßen erstaunlich. Dies ist jedoch z. B. bei Wassersättigung des verdichteten Bodens resp. extremer Flachgründigkeit (bei Rohböden) möglich. MacDonald (1978) untersuchte hingegen die Infiltration auf tiefgründigen Sanden

4.4 Vegetation

Insgesamt wird Namibias Landesfläche zu $\frac{2}{3}$ (entsprechend ca. 550.000 km²) von Savannen verschiedener Ausprägung bestanden (Erkkilä & Siiskonen, 1992: 23f; Leser, 1982: 100-104). Die Vegetation des Untersuchungsgebiets gehört hauptsächlich zum Typus der Dornbusch-Savanne. Nach N schließt die Zone des Trockenwaldes an [vgl. dazu auch die Anordnung der Vegetationsformationen bei Giess (1971) und Leser (1982: 100-104)].

Nach Giess (1971) sind im Untersuchungsgebiet⁷¹ drei verschiedene Vegetationsformationen zu beobachten. Dies ist

- die Dornbuschsavanne (in Form von Dornbäumen und Dornsträuchern),
- die Kameldornsavanne (nach der dominierenden Kameldornakazie *Acacia erioloba*), und
- der Ausläufer der Baumsavanne und des Trockenwaldes des Nordwestens Namibias.

Nach eigenen Beobachtungen wird der Waterberg⁷² von einer Baumsavanne bestanden, während sich im Sandveld nach SE und auch nach NW eine Dornbuschsavanne ausbreitet. Die Angaben Giess's über das Auftreten der Kameldornsavanne können für das Untersuchungsgebiet daher nicht übernommen werden. Als Vertreter der Gehölze im Untersuchungsgebiet seien beispielsweise genannt *Acacia mellifera* ssp. *detinens*, *A. tortilis* sowie *Boscia albitrunca*, für annuelle Gräser *Eragrostis porosa* und *Schmidtia kalahariensis* sowie für perenne Gräser *Antheophora pubescens*, *Eragrostis trichophora* und *Panicum maximum*.

Die Verteilung und die Physiognomie der vorherrschenden Vegetationsformation ist geprägt durch Niederschlagsmenge, Art der Nutzung und Substratverhältnisse. Auf Flächen mit mittleren Niederschlägen, extensiver Weidewirtschaft und feinkörnigem Substrat stellt sich eine andere Vegetation ein als auf Flächen mit grobkörnigem Substrat, einer Beweidung nur durch Wildtiere sowie hohen Niederschlägen. Für Hanglagen kann so generell gesagt werden, dass sich eine Grasnarbe grundsätzlich dort einstellt, wo genügend Feinmaterial vorhanden ist, während Gehölze auch auf grobkörnigem Substrat wachsen können: So findet sich am

⁷¹ Die Nomenklatur folgt der von Müller (1985) für die Gräserbestimmung sowie von van Wyk & van Wyk (1997) für die Gehölzbestimmung. Eine vollständige Artenliste der im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Flora findet sich in Tab. 12 im Anhang

⁷² Eine sehr detaillierte Beschreibung der Pflanzengemeinschaften des Waterberg Plateaus findet sich in der Arbeit von Jankowitz (1983)

Unterhang meist Gras, während Mittel- und Oberhang von Gehölzen dominiert werden; Gräser finden sich hier überwiegend auf Feinerdeinseln zwischen den Blöcken. Analoge Exempel finden sich für Sandsteinflächen auf dem Plateau, wo Gräser ausschließlich in sandgefüllten Klüften und Spalten vorkommen. Allerdings sind die Schutthalden des Waterbergs meist so stark von Feinerde durchsetzt, dass eine klare Zonierung der Vegetation wie oben beschrieben eher die Ausnahme als die Regel darstellt und die Graastrockenmasse aufgrund mangelnder Beweidung höher als im Sandveld ausfällt (Tab. 14 und 15).

Die Vegetation der Dornbuschsavanne des Sandvelds wird von Dornbüschen verschiedener Höhe und Kronendurchmesser dominiert. Im allgemeinen sind dies Vertreter der mikrophyllen⁷³ Gattung *Acacia*, die sich durch ihre Bedornung auszeichnen und für Weidevieh aufgrund ihres hohen Gehalts an Polyphenolen und Tanninen relativ ungenießbar sind (Teague, 1989; Strydom & Smith, 1994). Besonders der vielstämmige Busch *Acacia mellifera* ssp. *detinens* ist hier häufig. Er wird häufig in einem Atemzug mit dem ökologischen Problem der Verbuschung genannt. Höher wachsende Gehölze, die über das 3–4 m hohe und nur ausnahmsweise geschlossene Kronendach der Büsche ragen, kommen hier nur vereinzelt vor. Ebenso nehmen breitblättrige Laubbäume im Sandveld nur einen untergeordneten Rang ein. Die Grasschicht ist charakterisiert durch die Dominanz einjähriger Gräser mit vergleichsweise geringer Produktivität. Im Gegensatz dazu steht der Ausläufer der Baumsavanne im Nationalpark auf dem Großen Waterberg, die von einer deutlich breitblättrigeren Vegetation aufgebaut wird und die nur sehr wenige Akazien aufweist, sowohl was Artenanzahl als auch absolute Zahlen angeht. *Acacia mellifera* ssp. *detinens* kommt im Nationalpark auf dem Waterberg nicht vor. Die Grasschicht auf dem Großen Waterberg ist geprägt durch eine hohe Diversität und Produktivität wobei mehrjährige Gräser eindeutig dominieren. Im allgemeinen scheinen von Akazien dominierte Ökosysteme artenärmer als von breitblättriger Vegetation dominierte zu sein (eigene Beobachtungen; Huntley & Morris, 1982: 439f).

In der Savanne stehen die Antagonisten Gräser und Gehölze (Walter & Breckle, 1984: 124ff) in Wettbewerb um das knappe Gut Wasser, was zur Herausbildung dieser besonderen Vegetationsformation führt⁷⁴. Dabei werden zwei grundlegende Strategien angewandt. Die

⁷³ Mikrophyll: kleinblättrig. Die Blätter dieser Gattung sind im Durchschnitt wenige mm lang, paarig gefiedert angeordnet und sklerophyll. Die Akazien besitzen zudem blattartige Phyllodien und eine grüne, assimilierende Rinde und stellen i. a. eine Gattung sehr gut an Trockenheit angepasster Gewächse dar, die ihren Wasserhaushalt aktiv regulieren können

⁷⁴ Bei dieser Betrachtungsweise spielen andere Variablen, wie Beweidung oder Feuereinfluss, eine untergeordnete Rolle (vgl. S. 23ff)

Gräser sind aufgrund ihres oberflächennahen und dichten Wurzelsystems⁷⁵ den Gehölzen im Oberboden im Wettbewerb um das Bodenwasser überlegen. Die Gehölze sind daher auf die Niederschlagsmengen angewiesen, die nicht in der Wurzelzone der Gräser durch das Matrixpotential gebunden sind und dort verbraucht werden, sondern die tiefer in das Profil perkolieren. Bei Starkregenereignissen – oder degradierter Grasschicht – kann der Gesamt-Niederschlag nicht komplett von den Gräsern verbraucht werden. Ein Teil des Niederschlags fließt oberirdisch ab resp. evaporiert von der Bodenoberfläche. Ein anderer Teil perkoliert nach Auffüllung der Zone der Graswurzeln in tiefere Bodenschichten und wird dort entweder von den Gehölzpflanzen verbraucht oder dient zur Wiederauffüllung des Grundwassers. Unter Niederschlagsregimes diesen Typs und bei geschädigter Grasschicht sind daher die Gehölze im Wettbewerbsvorteil.

Zusammenfassend kann die Vegetation des Untersuchungsgebiets in die Formationen der Dornbuschsavanne des Sandvelds und der Baumsavanne auf dem Waterberg gegliedert werden. Die Grasnarbe unterscheidet sich in diesen Fällen deutlich nach Artenzahl und Trockenmasse: Das von einjährigen Gräsern dominierte Sandveld bleibt in beiden Beziehungen hinter dem Waterberg zurück, auf dem mehrjährige Gräser vorherrschen. Mit Hinsicht auf die Gehölzschicht wird das Sandveld von kleinblättrigen Akazien dominiert, während die Baumsavanne des Waterbergs deutlich mehr breitblättrige Gehölzarten aufweist und nicht vom Prozess der Verbuschung betroffen ist. Allgemein kann das Sandveld als an Pflanzenarten verarmt und als teilweise im Prozess zunehmender Degradation befindlich charakterisiert werden.

⁷⁵ Jackson et al. (1996) rechnen damit, dass sich innerhalb 50 cm Bodentiefe ca. 80 % der Wurzelmasse der Gräser befinden

4.5 Wirtschaftliche Nutzung

Durch die relative Gunst des Waterberg-Gebiets aufgrund seines Wasserreichtums – im Vergleich zu den umliegenden Gebieten – haben sich hier schon früh Menschen niedergelassen und mehr oder weniger dauerhaft gesiedelt. Dabei war die Landnahme durch weiße Siedler bis ins ausgehende 19. Jahrhundert nahezu unbedeutend (Bähr, 1968: 30ff). Erst nach der Niederwerfung einzelner Stämme und der Befriedung Namibias setzte eine verstärkte Siedlungstätigkeit ein, die jedoch durch den 1. Weltkrieg unterbrochen wurde. Am Waterberg begann der Verkauf von Farmland erst ab Ende 1907⁷⁶. Es kann davon ausgegangen werden, dass erst mit Betriebsanfang, also einige Jahre nach o. g. Daten, eine dauerhafte Beeinflussung der Vegetation durch die Nutzung der weißen Siedler begann.

Die Wirtschaftsweise der weißen Siedler unterschied sich in folgenden Punkten von der eingeborenen Bevölkerung:

- Permanente Siedlungsweise
- Genau umgrenzte Besitztümer
- Vom Farmer bestimmte einheitliche Bewirtschaftung
- Einführung nicht-nativer Feldfrüchte und eines unangepassten Viehstocks

Je nach Regenfall und Marktlage gab es am Waterberg neben der Viehwirtschaft noch gänzlich andere Produktionsformen. Ab 1932, bis teilweise in die 60er Jahre, wurden Bewässerungskulturen oder Mais angebaut und Weidewirtschaft mit Karakulschafen betrieben. In einem Gebiet mit ungünstigen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen, wie dem Untersuchungsgebiet, stellt die extensive Weidewirtschaft auf lange Sicht jedoch die einzig wirtschaftlich vertretbare Landwirtschaftsform dar (Schwarz, 1980: 303f). Diese Feststellung betrifft neben dem Sandveld auch den Kleinen Waterberg sowie den Großen Waterberg. Die weidewirtschaftliche Nutzung des Großen Waterbergs begann im Vergleich zu den Flächen des Sandvelds bedeutend später, da es erst ab 1904 einen begehbaren Weg hinauf gab⁷⁷. 1907 wurde der Große Waterberg zum 'Tierschutzgebiet Nr. 4' erklärt. Erst nach Aufhebung dieser Proklamation 1928 (Schneider, 1998: 30) begann die weidewirtschaftliche

⁷⁶ Die Farm Okosongomingo (ursprünglich 5.000 ha) wurde am 24. Oktober 1908 und die Farm Hamakari (ursprünglich 5.000 ha) am 30. Dezember 1908 verkauft (Mossolow, 1992: 46)

⁷⁷ 1904 legten Pioniere ausgehend von der Missionsstation (Abb. 6, Aufnahme­fläche 9) diesen Weg an (Mossolow, 1992: 45), der zu einem militärisch genutzten Beobachtungsposten führte. Er existiert heute nicht mehr

Nutzung des Großen Waterbergs. Mit der Erklärung der Okarukuvisa-Berge am NW-Steilabfall des Großen Waterberg 1956 zum 'National Monument' wurde das restliche Plateau in fünf Farmflächen geteilt, deren ehemalige Grenzen noch heute im Nationalpark teilweise als Brandschneisen oder Fahrspuren genutzt werden (Abb. 14; ehemalige Kampfgrenzen durch dreistellige Farmnummer dargestellt). Sämtliche Nutzung wurde 1972 eingestellt, als der Nationalpark 'Waterberg Plateau Park' eingerichtet wurde. Der Kleine Waterberg ist bis in die 70er Jahre weidewirtschaftlich nicht genutzt worden, da erst Mitte der 70er Jahre eine Straße hinauf angelegt wurde. Das zwischen dem Großen- und Kleinen Waterberg gelegene, schwer zugängliche Omuverume-Plateau ist demgegenüber nie von Rindern beweidet worden; die Vegetation dort entspricht nach Rutherford (1975) der potentiell natürlichen.

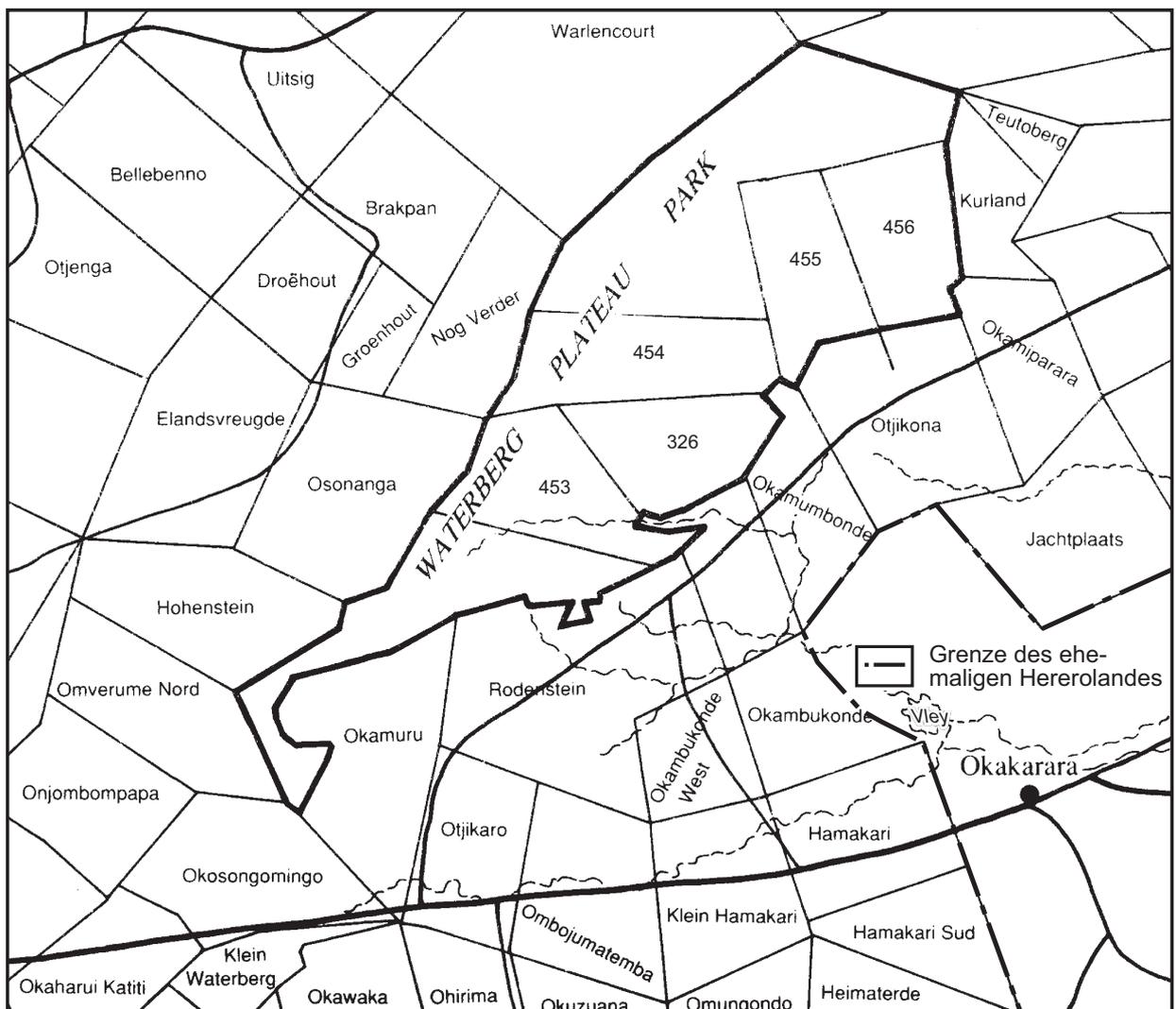


Abbildung 14: Der Waterberg Plateau Park und das umliegende Farmland (verändert nach Schneider, 1998)

Die Schafhaltung hatte im Untersuchungsgebiet Anfang der 30er Jahre noch einen bedeutenden Stellenwert: Das Verhältnis von Rindern zu Schafen lag damals noch bei 1:1 bis 1:4. Bis in die 60er Jahre nahm diese Relation jedoch zu Gunsten der Rinderhaltung auf Werte deutlich über 4:1 zu (Bähr, 1968: 45ff, Abb. 28). Der Anteil der Schafe am gesamten Viehstock im ehemaligen Distrikt Otjiwarongo betrug Anfang der 80er Jahre nur noch ca. 6 % (Leser, 1982: 129ff). Seitdem ist die Schafhaltung bis auf die Eigenversorgung der schwarzen Bevölkerung im ehemaligen Hereroland mit Fleisch und Milch völlig zum Erliegen gekommen. Heutzutage dominiert im Untersuchungsgebiet, mit Ausnahme des Hererolandes, die extensive Weidewirtschaft mit überwiegend eingeführten europäischen und amerikanischen Rinderrassen.

Diese Verschiebung in der Wirtschaftsweise hin zu dominierender Rinderhaltung hat, gerade im Zusammenspiel mit Dürreperioden, zum Prozess der Verbuschung geführt (u. a. Walter, 1954; Walter & Volk, 1954; Huntley, 1982; Walter & Breckle, 1984: 131ff; O'Conner, 1991; Skarpe, 1991, 1992; Strohbach, 1992), dem große Flächen Namibias unterliegen. Diese tritt offenbar unter allen Niederschlagsverhältnissen ein, sofern ein Schwellenwert der Bestockungsdichte überschritten wird, der durch das langjährige Niederschlagsmittel bestimmt ist (Schwarz, 1980: 313f; Jeltsch et al., 1997a). Aufgrund anderer Nahrungspräferenzen der Ziegen (vgl. S 19f) werden diese in der Regel nicht im Zusammenhang mit der Verbuschung genannt. Eine Überstockung mit Ziegen führt primär zur Schädigung von Futterbüschen.

Der Verbuschungsprozess führt zwangsläufig zur Abnahme der Tragfähigkeit der Weideflächen. Dabei dominieren besonders junge Büsche bis 2 m Höhe, die bis zu 75 % der gesamten Buschpopulation ausmachen (Bester & Reed, 1997b: 2). Diese können teilweise so dicht stehen, dass sich ganze Farmflächen in undurchdringlichem Dornbusch mit einer Buschdichte bis über 21.000 Büschen pro ha wandeln (Bester & Reed, ibd.) und so der landwirtschaftlichen Nutzung entzogen werden. Namibische Untersuchungen (Bester & Reed, 1997a: 2) nennen für die Dornbuschsavanne, zu der auch das Untersuchungsgebiet gezählt wird, mittlere Buschdichten von 6.000 Büschen pro ha Farmland. Bester & Reed (1997a) gehen weiterhin davon aus, dass alle Savannengebiete Namibias nördlich 23° S, entsprechend einer Fläche von ca. 17 Mio. ha, von Verbuschungserscheinungen unterschiedlichen Ausmaßes betroffen sind.

Es ist nicht eindeutig feststellbar, wann der Verbuschungsprozess im Untersuchungsgebiet einsetzte, noch, wie schnell er verlief oder ob er heute zum Stillstand gekommen ist. Für das Molopo-Gebiet im nördlichen Südafrika gibt Donaldson (1969: 1ff) einen Zeitraum von nur 20 Jahren zwischen der Hochzeit der Besiedelung (1945) und dem Auftreten von deutlichen

Verbuschungserscheinungen an. Daher scheint die Annahme plausibel, dass der Prozess der Verbuschung im Untersuchungsgebiet in einer ähnlich kurzen Zeitspanne ablief und vermutlich Ende der 30er Jahre bis Mitte der 40er Jahre einsetzte. Verstärkend auf das Einsetzen des Prozesses können noch folgende Umstände gewirkt haben. Zum einen erreichte die Landausstückung mit ca. 6,5 Mio. ha Farmland unter der südafrikanischen Mandatszeit Mitte der 30er Jahre ihren Höhepunkt, zum anderen waren die Regenjahre der zweiten Hälfte der 30er Jahre überdurchschnittlich ergiebig. Insgesamt können diese Faktoren den Farmern einen Anreiz zur Vergrößerung des Farmlandes und ihres Viehstocks – gleichbedeutend einer Erhöhung der Bestockungsdichte – gegeben haben. In einer Befragung einiger Farmer im Untersuchungsgebiet wurde dem Autor die ‘Verbuschung’ als größtes Problem angegeben.

Regierungsrichtlinien⁷⁸ aus der Mitte der 70er Jahre geben für das Waterberg-Gebiet noch eine Bestockungszahl von einer GVE auf acht bis zehn ha Weidefläche (Leser, 1982: 142ff) an. Diese Zahl ist in vielen Fällen sicher noch überboten worden, wodurch der Weidedruck nochmals stieg. Auch durch die Einführung der sog. Umtriebsweide⁷⁹ Anfang der 50er Jahre, auf deren Bedeutung und Sinn schon Walter (1940) hingewiesen hatte, ließ sich der Fortgang der Weidedegradation nicht aufhalten. Viele Farmer waren der irrigen Ansicht, dass parallel dazu die Bestockungsdichten erhöht werden könnten. Somit wurden die positiven Effekte der Umtriebsweide, wie Boden- und Vegetationserhaltung, wieder aufgehoben. Eigenen Erhebungen zufolge betrug die Bestockungsdichte Ende der 50er Jahre noch ca. eine GVE auf zehn ha und ist seitdem teilweise bis auf eine GVE auf 40 ha zurückgegangen. Nach Bester & Reed (1997a: 2) sind die Werte im ehemaligen Bezirk Otjiwarongo von einstmals einer GVE auf fünf bis zehn ha (1970) bis auf eine GVE auf 15 bis 20 ha (1998) zurückgegangen. Diese Werte sind jedoch saisonal stark verschieden, da in der Regenzeit mit einer GVE auf 20 ha höher bestockt wird als in der regenlosen Trockenzeit mit einer GVE auf 40 ha. Bei den Differenzen zwischen Trocken- und Regenzeit ist zu berücksichtigen, dass ein Teil der Rinder im Südwinter auf Ausgleichs- oder angepachteten Flächen ‘geparkt’ wird. Ebenso wird jahreszeitlich die Standdauer verändert, indem während der Regenzeit ungefähr wöchentlich, während der Trockenzeit nur ungefähr monatlich umgestellt wird⁸⁰. Die Einhaltung sowie die Dauer solcher Ruhezeiten fallen auf den verschiedenen Farmen jedoch unterschiedlich aus und sind auch von der Qualität der Winterweide abhängig.

⁷⁸ Jeltsch et al. (1997a: 1505ff) vertreten die Auffassung, dass offiziell empfohlene Bestockungszahlen innerhalb von 20 bis 100 Jahren zur Verbuschung führen

⁷⁹ Im Gegensatz zur sog. Standweide wird das Vieh beim System der Umtriebsweide in einem festgelegten Rhythmus von einem Kamp in ein anderes getrieben; es rotiert somit

⁸⁰ Umstellen bedeutet in diesem Sinn das Umstellen der Herde von einem Kamp in einen anderen

Die Farmer im Untersuchungsgebiet sind sukzessive dazu gezwungen worden, ihre Bestockungsdichte immer weiter zu verringern und so der verminderten Tragfähigkeit des Ökosystems anzupassen. Dieser Prozess hat jedoch im Sinne einer Schadenbegrenzung viel zu spät eingesetzt. Generell lässt sich für alle Farmen am Waterberg ein Rückgang der Größe des Viehstocks feststellen, was exemplarisch am Beispiel einer Farm im Untersuchungsgebiet⁸¹ in Abb. 15 dargestellt wird. Hauptgrund dafür ist die abnehmende Tragfähigkeit des Ökosystems. Dieser Rückgang ist periodisch immer wieder unterbrochen worden, z. B. bei sehr guter Absatzlage für Rindfleisch oder überdurchschnittlich ergiebigen Regenjahren. Gleichzeitig kann aufgrund des Kurvenverlaufs gezeigt werden, dass die Bestockungsdichte über Jahre hinweg unangemessen hoch gewesen ist, was für die Farm mit Bezug auf die Verbuschung z. T. extreme Folgen gehabt hat. Lt. Angaben des betreffenden Farmers sind ca. 70–80 % seines Farmlandes verbuscht bzw. verunkrautet.



Abbildung 15: Entwicklung des Rinderbestandes der Farm Ombujomatemba am Waterberg (1941/42-1998/99)

Kaum ein Farmer nutzt automatisierte Hilfsverfahren zur Berechnung von Weidetagen für die einzelnen Farmkamps, obwohl sich dadurch übermäßige Schädigungen der Vegetation

⁸¹ Aus datenschutzrechtlichen Gründen wird die Fluktuation des Viehbestandes nur indiziert wiedergegeben

begrenzen ließen. Das dafür notwendige Datenmaterial ist jedoch kaum vorhanden und für das Gros der Farmer offenbar schwer zu beschaffen. Dies gilt weniger für Niederschlagswerte als für Daten zur Vegetationszusammensetzung und Trockenmassewerten der einzelnen Kamps. So wird bei dem Computerprogramm 'Grazeman'⁸², welches auf der Farm Okosongomingo eingesetzt wird, eine detaillierte Beschreibung der Vegetationsverhältnisse gefordert. Deren Aufnahme im Gelände setzt einen erheblichen Arbeitsaufwand voraus – unter Berücksichtigung der Größe der Farm Okosongomingo von knapp 55.000 ha – und eine intime Kenntnis der ökologischen Ansprüche der verschiedenen Grasarten. Ebenso fordert das Programm eine hohe Messstellendichte zur Niederschlagsbestimmung, die ebenfalls nicht alle Farmer praktizieren. Insofern sind dem Einsatz solcher Programme Grenzen gesetzt.

In den meisten Fällen scheint eine Buschbekämpfung unökonomisch, gemessen am Wert des Landes (Huntley, 1982: 115f). Bester & Reed (1997a) geben als Bekämpfungskosten des Busches *Acacia mellifera* ssp. *detinens* pro Stamm 11 Namibische Cent⁸³ an, bei einem Landwert im Distrikt Otjiwarongo von ca. N\$ 180 pro ha. Bei einer im Untersuchungsgebiet vom Autor beobachteten Buschdichte von maximal 1.500 Büschen pro ha Farmland entstünden so Bekämpfungskosten von rund N\$ 165 pro ha. Bei einer Farmgröße von ca. 15.000 ha, wovon hypothetisch 50 % verbuscht sind, müsste der Farmer demnach fast 1,24 Mio. N\$ investieren, ein Betrag, der von kaum einem Farmer aufgebracht werden kann⁸⁴. Dabei sollte allerdings beachtet werden, dass bei Buschbekämpfungen mit Pestiziden, bei der eine Absterberate der Büsche von 56 % erzielt wurde, eine Zunahme der Produktivität der Grasschicht zwischen 100 und 200 % festgestellt werden konnte. Rein rechnerisch entspricht diese Produktivitätszunahme einer Wertschöpfung aus der Fleischrindproduktion von bis zu 200 Mio. N\$ pro Jahr (Bester & Reed, 1997a). Insofern lohnt sich der Mehreinsatz an Arbeit und finanziellen Mitteln; allerdings nur für finanzkräftige Farmer, da sich die Mehrausgaben schon kurz- bis mittelfristig wieder amortisieren. Zugleich kann so auf mittel- bis langfristige Sicht das ehemalige Verhältnis zwischen Gräsern und Gehölzen der Savanne wiederhergestellt werden. Dies setzt natürlich voraus, dass der Farmer Maßnahmen zur Erhaltung der Grasschicht kennt und streng berücksichtigt.

⁸² 'Grazeman' ist ein Programm, welches exklusiv für die Farm Okosongomingo hergestellt wurde. Nach Kenntniss des Autors wird es auch nur auf dieser Farm eingesetzt und ist nicht weiter verbreitet. Auf keiner der sonstigen Farmen im Untersuchungsgebiet werden derartige oder vergleichbare Programme angewendet. Insgesamt ist der Einsatz von EDV-Programmen zur Farm-Verwaltung als sehr gering ausgeprägt einzustufen

⁸³ Entsprechend ca. vier Pfennigen

⁸⁴ Anfang der 80er Jahre wurden interessierten Farmern von der südafrikanischen Mandatsregierung für die Buschbekämpfung zinsvergünstigte Kredite angeboten. Dieses Programm wurde Mitte der 80er Jahre terminiert

Zusammenfassend kann für die wirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebiets gesagt werden, dass mit dem Einzug der weißen Siedler Anfang des 20. Jahrhunderts ein nachhaltiger Umschwung der Produktionsform eintrat. Dieser hat, v. a. im Zusammenspiel mit klimatischen Ereignissen (insbesondere überdurchschnittlich trockenen Perioden), einen ganz erheblichen und negativen Einfluss auf die Zusammensetzung der Savannenvegetation gehabt. Durch das Einführen klimatisch unangepassten und selektiv weidenden Großviehs ist die natürliche Vegetation stark verändert worden, indem hauptsächlich die Häufigkeit mehrjähriger Gräser abgenommen, die der annuellen Gräser und Kleingehölze dagegen zugenommen hat. Selbst bei Einstellung jeglicher weidewirtschaftlicher Nutzung, würde sich erst nach mindestens 40 Jahren eine Vegetation eingestellt haben, die in etwa der des (relativ) ungestörten Ausgangszustands ähnelt. Gegenwärtig wird die Vegetationszusammensetzung von stark bedornten Kleingehölzen dominiert, während die Häufigkeit hochwertiger, in der Regel mehrjähriger Gräser stark abgenommen hat und diese teilweise durch annuelle Gräser ersetzt worden sind.

5. Ergebnisse

5.1 Kalibrierung des Simulationskerns SYSTRO mit CALBOWA

Zur Kalibrierung von SYSTRO bezüglich der Modellparameter p_1, \dots, p_n wurde ein Standort im Sandveld Namibias gewählt, wo besonders einfache Bodenverhältnisse eine zuverlässige Bestimmung der BWSK erlaubten und zudem alle übrigen notwendigen Informationen (Daten zu Niederschlag, Nutzung und Vegetation) mit vertretbaren Mitteln verfügbar gemacht werden konnten.

Die Abweichung $K(p_1, \dots, p_n)$ des beobachteten Biomassetripels (mb_1, mb_2, mb_3) vom erwarteten (me_1, me_2, me_3) ist zu Beginn der Studie versuchsweise als Fehler

$$K(p_1, \dots, p_n) = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \frac{(me_i(p_1, \dots, p_n) - mb_i)^2}{(mb_i + 1)}} \quad (8)$$

operationalisiert worden. Die Fehlerfunktion $K(p_1, \dots, p_n)$ setzt sich aus den drei Fehlerkomponenten der Wuchsformen zusammen, die jeweils proportional dem absoluten Wert der beobachteten Trockenmassen sind. Dies bedeutet, dass ein Trockenmasseunterschied bei den einjährigen Gräsern von 80 zu 100 kg soviel wiegt, wie ein Trockenmasseunterschied bei den Gehölzen von 16.000 zu 20.000 kg. Das hat zur Folge, dass das Modell eine gute Anpassung an die Beobachtungsdaten besonders durch Anpassung an die Komponenten geringster Dichte erreicht, auf Kosten der Anpassung an die höheren Trockenmassedichten. Da die einzelnen Wuchsformen jedoch aufgrund ihrer unterschiedlichen Biomassen verschieden genau gemessen worden waren, war der Fehlerbeitrag zu K jeweils bei den Trockenmassedichten der Gehölze am größten. Dies wirkt sich störend aus, da die Komponente geringster Dichte jeweils die einjährigen Gräser sind.

Durch die Einführung eines Absolutfehlers ließ sich diesem Mangel abhelfen, da nur die absoluten Differenzen zwischen Erwartungswert me_i und Beobachtungswert mb_i berücksichtigt werden, unabhängig von der Größe des jeweiligen Wertes me_i bzw. mb_i . Damit werden zuerst die Gehölze angepasst, dann die mehrjährigen Gräser und schließlich die einjährigen Gräser, bei denen die Messungenauigkeit der Beobachtungswerte am höchsten ist. Der Absolutfehler wird nach Formel (9) operationalisiert.

$$K(p_1, \dots, p_n) = \sum_{i=1}^3 |me_i(p_1, \dots, p_n) - mb_i| \quad (9)$$

Die Datei für den Antrieb von SYSTRO enthielt die für die betreffende Fläche ermittelte Niederschlagsreihe über die Dauer von 76 Jahren in Dekadenwerten sowie Angaben zu Bestockung, Wuchsformenspektrum (in kg TM/ha) und den Werten der Bodenwasser-Speicherkapazität für b_1 und b_2 in mm pflanzenverfügbarem Bodenwasser.

Die auf das Testgebiet bei der Berechnung anzuwendende Gräserbeweidung durch Rinder ist im Modell elastisch implementiert und orientiert sich am 7-jährigen gleitenden Mittel der Jahresniederschläge. Aufgrund des Fehlens von Wiederholungsbeobachtungen zur Wildtier-Dichte wurde die Gehölzentnahme durch das Wild proportional dem Angebot an Futter gesetzt. Der Einfluss der Wildtiere konnte dann anhand von Wildzählungen und Beobachtungen zu den Äsungsgewohnheiten der Tiere (Bergström, 1992; Owen-Smith, 1994; Jessen, 1996; Bester & van Eck, 1998) grob geschätzt und im Beweidungsmodul berücksichtigt werden.

Bei den Kalibrierungsläufen stellte sich heraus, dass die aktuell auf den Farmen ermittelte Beweidungsrate bei weitem nicht ausreichte, um den beobachteten Biomasseschwund zu erzeugen. Eine Durchsicht der Daten zeigt, dass der Viehstock der Farmen im Untersuchungsgebiet seit den 40er Jahren des 20. Jahrhunderts mehr oder weniger kontinuierlich abgenommen hat (Abb. 15, S. 93). Im Gegenzug hatte sich die Trockenmasse der Gräser jedoch nicht entsprechend erholt. Dies legt nachstehende Schlussfolgerungen nahe:

- Der Prozess der Verbuschung hat vor ungefähr sieben Jahrzehnten im Untersuchungsgebiet eingesetzt und hält bis heute an (vgl. S. 91ff).
- Die Vegetation besitzt eine Art von 'Gedächtnis' für ehemalige Bestockungsdichten.

Aufgrund dieser Erkenntnisse musste SYSTRO an den Fall intensiver Beweidung, entsprechend den aktuell erhobenen Geländedaten, wie auch gesondert an einen Fall ohne Beweidung angepasst werden. Für den Fall ohne Beweidung wird ein Biomassenspektrum von (200, 3.000, 14.000) kg TM/ha aufgrund der von Walter & Volk (1954: 96ff) mitgeteilten Jahresproduktion der Gräser von rund 10 kg/ha pro Millimeter Jahresniederschlag angenommen. Die Werte stehen in Einklang mit eigenen Beobachtungen zur Gräser-trocken-Masse auf dem Waterberg, der weidewirtschaftlich nicht genutzt wird (vgl. S. 16f).

Da nicht bekannt war, welche Vegetationszusammensetzung zu Beginn der eingelesenen Niederschlagsreihe, d. h. vor 76 Jahren, geherrscht hatte, wurden als Anfangswerte die aktuell (1997/98) ermittelten verwendet. Durch den langen Modellierungsvorlauf sollte erreicht werden, dass das Gedächtnis an die unbekanntes Anfangswerte gelöscht wurde und diese das Ergebnis nicht mehr beeinflussen konnten. Es zeigte sich, dass dies, bedingt durch den langen Vorlauf, auch konsequent eintrat. Selbst fünffache und noch höhere Anfangswerte veränderten jeweils das Ergebnis bei sonst unveränderten Parametern nicht. Dabei ergab sich, dass das Gedächtnis der Vegetation an ehemalige Trockenmassewerte mindestens 40 Jahre zurückreicht, jedoch nicht länger als 67 Jahre. Einflüsse von unbekanntes Anfangswerten können also mit einem Vorlauf, der mindestens 67 Jahre beträgt, ausgelöscht werden.

Es hat wenig Sinn, sämtliche internen Modellparameter, wie z. B. für Tragfähigkeitsschranken oder Wachstumsparameter, mitzuteilen, weil sie nur modellspezifische Gültigkeit haben. Sie hängen in ihren Beträgen ganz vom gewählten Modellzeitschritt⁸⁵ ab und besitzen unabhängig von den speziellen Modellannahmen und Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet keine allgemein übertragbare Gültigkeit. Über ihre Herleitung ist schon an früherer Stelle in vorliegender Arbeit berichtet worden (vgl. S. 31ff und Kap. 3.1.2).

⁸⁵ Der Modellzeitschritt beträgt eine Dekade

5.2 Schätzung der BWSK mit dem Modell BOWA

Mit dem fertigen Modell BOWA erhält man ein Instrument zur Schätzung des gesuchten Kriteriums BWSK aus den beobachteten Prädiktoren

- quantitatives Wuchsformenspektrum (mb_1, mb_2, mb_3) in kg TM/ha,
- gemessene Niederschlagsreihe in Dekaden bis zum Zeitpunkt der Beobachtung,
- Art und Intensität der Beweidungsentnahme,
- aus der Höhendifferenz zum Kalibrierungsstandort über den hypsometrischen Temperaturgradienten geschätzter Unterschied in den Sättigungsdefiziten der Luft und damit in den Wachstums- und Stand-by-Verbrauchsraten an Bodenwasser.

Das Schätzmodell definiert den Fehler S als Funktion der BWSK-Werte $b1$ und $b2$ und sucht diejenigen Werte auf, für die $S(b1, b2)$ minimal wird. Der Simulationskern SYSTRO wird dabei durch die 76 Jahre umfassende Niederschlagsreihe in Dekadenwerten sowie der Beweidungsintensität und Art der Beweidung bis zur Dekade der Geländebeobachtung angetrieben. Die erwarteten Werte des Biomassevektors $me_i(b1, b2)$ werden als Funktion von $b1$ und $b2$ aufgefasst und an die beobachteten Werte mb_i angepasst. Dies wird nach Formel (10) operationalisiert:

$$S(b1, b2) = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \frac{(me_i(b1, b2) - mb_i)^2}{(mb_i + 1)}} \quad (10)$$

In einem Fehlerminimum $S > 0$ kommen die Messfehler gebündelt zum Ausdruck, können jedoch nicht auf einzelne Fehlerquellen zurückgeführt werden. Auch ist es möglich, dass sich systematische Fehler ggf. addieren oder gegenseitig kompensieren.

Ferner bleibt zu berücksichtigen, dass während der Anpassung des Modells der Fehler S als Gesamtfehler die Unterschiede zwischen beobachteter und erwarteter Trockenmasse angibt und ebenfalls starken Schwankungen ausgesetzt war. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Fehlerfunktion $S(b1, b2)$, als Fläche über $b1$ und $b2$ aufgefasst, sehr 'uneben' ist, was die Anwendung eines Gradientenverfahrens unmöglich machte. Der gesuchte Zusammenhang ist bestimmt von vielen lokalen Minima und Maxima. Das Verfahren der Zufallssuche brachte hier eine Verbesserung, da innerhalb definierter Ausschnitte der kleinste Fehler gesucht wurde, der

dann durch weitere Verengung der Messschritte langsam eingeschachtelt wurde. Um das globale Minimum von $S(b_1, b_2)$ zu finden, mussten die Rasterweiten anfangs infolgedessen groß gewählt und sukzessive verkleinert werden. Auch hier bleibt jedoch eine Rest-Unsicherheit, da bei bestimmten Anfangswerten der Suche u. U. Bereiche unberücksichtigt blieben, die ein niedrigeres lokales Minimum aufweisen.

Modellierungsläufe zeigten, dass SYSTRO selbst bei geringfügigen Änderungen der Werte der BWSK hohe Ausschläge der entsprechenden Vegetationswerte lieferte. Es war anfangs nicht klar, weshalb dieses Modellverhalten eintrat. Eingehendere Beobachtungen dieses Verhaltens ergaben letztendlich, dass diese Ausschläge auf unterschiedliche Anfangsdaten des Austreibens zurückzuführen waren. Diese konnten, je nach Wasserverfügbarkeit, an völlig unterschiedlichen Zeitpunkten – jedoch innerhalb der angenommenen Grenzdaten – liegen, was entsprechend zur Berechnung völlig unterschiedlicher Trockenmassewerte führte. Setzten die Niederschläge in einem Regenjahr relativ spät ein und fielen sie mehr oder weniger konzentriert, so führte dies zwangsläufig zur Berechnung von höheren Biomassewerten, als wenn die Regenzeit früh einsetzt, die Niederschläge jedoch nur sporadisch fielen. Insofern bildet die zugrundeliegende Theorie mit den getroffenen Modellannahmen das Verhalten der Savannenvegetation gut ab. Dies kann durch eigene Beobachtungen im Untersuchungsgebiet bestätigt werden.

Tab. 8 zeigt neben den ermittelten Bodenwasserspeicherkapazitäten (b_1, b_2) auch die angepassten erwarteten Trockenmassen⁸⁶ der Vegetation (me_1, me_2, me_3) im Vergleich zu den beobachteten (mb_1, mb_2, mb_3) an. Die erwarteten Trockenmassen der Flächen 01 bis 13 wurden anhand der Geländebeobachtungsdaten von 1997/98 geschätzt, da für die Flächen des Waterberg-Plateaus 05, 08, 12, 13 für das Regenjahr 1998/99 keine Niederschlagsmessungen vorlagen. Die Schätzung der erwarteten Trockenmassen der Flächen 14 und 15 beruht auf Beobachtungs- und Niederschlagsdaten von 1998/99. Die Fläche 04 auf dem Waterberg konnte aufgrund fehlender Niederschlagsdaten nicht berücksichtigt werden. Ein Vergleich der Differenzen zwischen Beobachtungs- und Erwartungswerten der Trockenmasse zeigt, dass diese für alle drei Wuchsformen generell gering ausfallen. Die Residuen zeigen kein nachvollziehbares räumliches Muster und sind zufällig verteilt. Ein Vergleich der Vorhersagegüte für die einjährigen Gräser mit der für die mehrjährigen Gräser lässt ebenfalls keinen Trend erkennen.

⁸⁶ Die zum Zeitpunkt der Beobachtung aufgrund der Modellannahmen erwarteten Werte

**Tabelle 8: Gegenüberstellung der Beobachtungs- (mb_i) und Erwartungswerte (me_i) der Trockenmasse der Gräser und Gehölze
H für Hanglage**

Fläche			Beobachtete Werte (mb_i) (kg TM/ha)			Erwartete Werte (me_i) (kg TM/ha)		
	$b1$ (mm)	$b2$ (mm)	Annuelle Gräser	Perenne Gräser	Gehölze	Annuelle Gräser	Perenne Gräser	Gehölze
01	132,0	271,9	600	160	13.000	604	159	13.001
02	154,9	312,2	500	140	20.000	473	127	21.000
03	148,9	279,6	560	140	9.700	560	113	9.700
04	-	-	100	590	5.200	-	-	-
05	106,4	244,9	100	700	3.000	97	699	3.000
06	137,4	266,8	700	200	11.300	539	275	11.299
07 _H	134,9	282,1	100	1.300	19.800	98	1.278	19.801
08	88,3	279,2	50	550	14.900	20	550	14.900
09 _H	121,0	266,0	100	900	14.400	59	900	14.400
10	118,8	244,5	200	1.000	2.500	190	1.028	2.500
11 _H	130,2	294,8	400	320	18.200	401	408	18.197
12 _H	129,0	291,0	200	1.200	7.200	760	1.773	10.000
13	121,2	281,0	100	3.000	2.000	100	2.377	2.000
14	122,3	298,4	70	1.230	14.800	56	1.229	14.800
15	162,1	327,7	170	900	12.400	180	904	12.400

Es fällt auf, dass die Gehölzbiomasse jeweils mit einer sehr guten Übereinstimmung zwischen Beobachtungs- und Erwartungswert wiedergegeben wird. Der Grund dafür ist in der Einführung des Absolutfehlers zu suchen, bei dem zuerst die Gehölze, dann die mehrjährigen Gräser und schließlich die einjährigen Gräser, bei denen die Messungenauigkeit der Beobachtungswerte am höchsten ist, angepasst werden. Die Anwendung dieser Fehlerdefinition hat zur Steigerung der Vorhersagegüte für alle Wuchsformen geführt.

Die gefundenen Werte für $b1$ schwanken zwischen 119 mm und 162 mm für das Sandveld und zwischen 88 mm und 129 mm für den Waterberg. Die Ergebnisse für das Sandveld stehen im Einklang mit den Ergebnissen der Berechnung der nFK aus den Texturdaten der Profile (vgl. S. 81ff) und ebenfalls mit Angaben in Deckers et al. (1998: 51f) für Böden vergleichbarer Textur. Da im Vorfeld davon ausgegangen worden ist, dass die Textur der Böden des Waterbergs derer des Sandvelds entspricht, wurden auf dem Waterberg keine Bodenproben entnommen. Insofern können die gefundenen Werte für den Waterberg nicht überprüft werden. Aufgrund der Angaben von Jankowitz (1983) über die Korngrößenzusammensetzung der Böden des Waterbergs, die einen höheren Tongehalt als die des Sandvelds aufweisen sollen,

kann angenommen werden, dass die für den Waterberg gefundenen Werte ebenfalls realistisch sind. Entsprechend der weitaus höheren Trockenmassewerte der Gehölze fallen die Werte der Residualgröße b_2 mit 272 mm und 328 mm für das Sandveld und 245 mm und 291 mm für den Waterberg bedeutend höher aus als die für b_1 .

Die Hanglagen (vgl. Abb. 6 und Tab. 8) zeigen unerwartet hohe Werte in bezug auf b_1 und b_2 . Dies widerspricht der allgemeinen Auffassung von Hanglagen, die einerseits eine spärliche Grasschicht aufgrund hoher Anteile von Grobmaterial im Wurzelraum aufweisen, und andererseits eine Zonierung in Hangfußbereich, Mittel- und Oberhang mit sich sukzessive ausdünnender Grasschicht. Dieser unerwartete Befund begründet sich wahrscheinlich im hohen Anteil von Feinmaterial der Etjo-Formation und des geringen Verwitterungswiderstands des anfallenden Schutts, so dass beständig neues Feinmaterial nachgeliefert wird, welches ein gut durchwurzelbares Substrat für Gräser darstellt.

Im Vergleich mit b_1 hat der Wert b_2 nur die Bedeutung eines Mindestwerts. Ein größerer Speicherinhalt wird von den Gehölzwurzeln nicht ausgefüllt, weil die Erschließung dieses Speicherraums nicht nötig und damit aus der Sicht der Gehölze unrentabel ist. Begründet ist dies in der Architektur und räumlichen Ausdehnung des Wurzelsystems der Gehölze, welches horizontal weit ausstreicht und dem Baum so ein großes Bodenwassereinzugsgebiet verleiht. Es überwiegt dabei jedoch der Anteil der Senkwurzeln in die Tiefe. Der durch das Schätzverfahren bestimmte Wert von b_2 gibt tatsächlich den Mindestwert des potentiell verfügbaren Speicherinhalts für die Gehölze wieder. Dies wird durch eine Steigerung von b_2 während des Ablaufs des Schätzmodells erreicht. Sobald der Wert b_2 genügt, wird er nicht weiter vergrößert. Da es quasi von 'Wirtschaftlichkeitserwägungen' der Gehölze abhängig ist, kann b_2 nicht aus reinen Bodeneigenschaften abgeleitet werden und muss in der nachfolgenden Betrachtung ausgeschlossen bleiben. Der auf diese Weise ermittelte Wert für b_2 drückt dementsprechend nicht die Menge des maximal zur Verfügung stehenden Bodenwassers für die Gehölze aus, sondern nur die für die jeweilige beobachtete Biomasse benötigte Menge. Insofern hat b_2 keine Bedeutung für das Ergebnis dieser Arbeit, deren Ziel die Schätzung von b_1 ist. Ebenso wie der Schätzwert b_2 ist auch der Schätzwert für b_1 genau bestimmt. Wird er zu groß gewählt, wird zu wenig Wasser an die Gehölze resp. b_2 weitergegeben, und die Überschätzung drückt sich in der Wiedergabe einer zu geringen Gehölzmasse aus. Ist er umgekehrt zu klein angesetzt, ist das Gleichgewicht zu Ungunsten der Gräser gestört und die Gehölze dominieren.

Die Kalibrierung führte zu der Erkenntnis, dass die aktuell aus Farmwerten ermittelte Beweidungsrate bei weitem nicht ausreichte, um einen Biomassebestand zu erzeugen, der

den beobachteten niedrigen Werten entsprach (vgl. S. 97). Die Erwartungswerte lagen jeweils deutlich über denen der Beobachtungswerte. Es war daher nötig, eine zusätzliche Regelgröße in das Beweidungsmodul zu implementieren. Dies geschah durch die Hinzunahme des Weidefaktors wf , der das Vielfache der oben beschriebenen 'normalen' Farmbestockung angibt. Der Weidefaktor wf dient zur Schätzung der älteren, unbekannteren Beweidungsgeschichte soweit, als die aktuell beobachteten Vegetationsverhältnisse darauf zurückgehen. Es ist daher im folgenden nicht mehr nur ein Modellierungslauf pro Lokalität mit starren Beweidungsannahmen für die Gräser gerechnet worden. Vielmehr wurde durch die Variation von wf , für eine gegebene Kombination von $b1$ und $b2$, das Minimum der Funktion $F(b1, wf)$ in Abhängigkeit von wf gesucht, zu dem die beobachtete Trockenmasse am besten passt. Die Fehlerfunktion $F(b1, wf)$ wird analog zu (10) formuliert:

$$F(b1, wf) = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \frac{(me_i(b1, wf) - mb_i)^2}{(mb_i + 1)}} \quad (11)$$

Gemäß der zugrundeliegenden Theorie und der Suche des Minimums der Funktion $F(b1, wf)$ in Abhängigkeit von wf , sind die Parameter Bodenwasserspeicherkapazität ($b1$ und $b2$) und Weidefaktor wf interkorreliert. Dahinter steckt die Überlegung, dass höhere Beweidungsraten dieselbe biomassereduzierende Wirkung wie eine Verringerung der Bodenwasserspeicherkapazität haben. Der Weidefaktor wf ist dabei als Zusatzinformation zu betrachten, welche die Theorie Walter's über den edaphischen Parameter hinaus vorhersagt. Je nach Größenwahl von wf , ändert sich das Ergebnis für $b1$ und $b2$. Aufgrund der oben dargestellten Bedeutung von $b2$ im Modellkontext (vgl. S. 102), wird auf die Darstellung von $b2$ an dieser Stelle verzichtet. Die Unterschiede fallen je nach Größenordnung von wf mit Werten für $b1$ von bis zu 35 mm unterschiedlich hoch aus.

Die Ergebnisse dieser Modellierungsläufe sind in Tab. 9 dokumentiert. Es wurde diejenige Weidebelastung angenommen, welche die beste Anpassung an die beobachteten Werte bei der Variation von $b1$ und $b2$ lieferte. Somit lässt sich der Einfluss der Beweidung auch ohne Vorkenntnisse über aktuelle Bestockungsdichten – ausgedrückt als Beweidungsintensität (BI) – realistisch darstellen und der Weidezustand charakterisieren. Je höher BI ausfällt, desto schlechter der Zustand der Weide. Die Ergebnisse der Modellierungsläufe hinsichtlich der Beweidungsintensität lassen den Schluss zu, dass das Untersuchungsgebiet verschieden intensiv beweidet wurde und wird. Diesbezüglich lassen sich die Ergebnisse für eine grobe räumliche Gliederung des Untersuchungsgebiets in drei unterschiedlich intensiv weidewirtschaftlich genutzte Bereiche heranziehen. Die drei Teilbereiche sind

- das Waterberg Plateau, mit der geringsten durchschnittlichen⁸⁷ Bestockungsdichte und einer mittleren BI von 0,5,
- das kommerziell genutzte Farmland, welches den flächenmäßig größten Teil des Untersuchungsgebiets ausmacht, mit einer mittleren Nutzungsintensität und einer durchschnittlichen BI von 4,
- das als 'communal area' ausgewiesene ehemalige Hereroland-West (*Hereroland Wes*) mit einer Beweidungsintensität von 7, was auf eine hohe Übernutzung hinweist

Tabelle 9: Ergebnisse der Modellierung hinsichtlich der Größe der Beweidungsintensität BI H für Hanglage

Fläche	Beweidungsintensität BI	Fläche	Beweidungsintensität BI
01	3,0	09 _H	4,7
02	4,0	10	4,0
03	7,0	11 _H	2,5
05	1,0	12 _H	0,25
06	7,0	13	0,0
07 _H	4,0	14	1,7
08	0,7	15	3,0

An drei, untereinander verschiedenen Flächen, soll im folgenden exemplarisch vorgeführt werden, wie sich die geographisch relevante Verteilung der BI darstellt. Die Ergebnisse von Modellierungsläufen für diese drei Teilbereiche, dargestellt durch die Testflächen 02, 03 und 08, finden sich in Abb. 16. Die drei ausgewählten Flächen (vgl. Abb. 6, S. 64) liegen im kommerziell genutzten Farmland (Punkt 02), im ehemaligen Hereroland (Punkt 03) und im Waterberg Plateau Park (Punkt 08). Das Fehlerminimum gibt dabei für eine gegebene Kombination von $b1$ und $b2$ das Ergebnis der bestmöglichen Schätzung für BI bei Anpassung an die beobachteten Biomassewerte an (vgl. S. 103).

Das kommerziell genutzte Farmgebiet mit seiner Umtriebsweide scheint nach diesen Ergebnissen bei einer $BI=4$ eine eher konservierende Wirkung auf die Vegetation auszuüben, obwohl nach eigenen Beobachtungen auch hier die Biodiversität und die Biomasse der Grasschicht im Vergleich mit dem Waterberg Plateau Park (s. u.) zurückgegangen sind. Das

⁸⁷ Arithmetisches Mittel aus den Ergebnissen in Tab. 9

kommunale Gebiet im ehemaligen Hereroland-West weist dagegen eine starke Übernutzung des Ökosystems mit einer BI von 7 auf. Entsprechend hoch ist die Schädigung der Grasschicht. Hier fehlt ein übergreifendes Weidemanagement mit Umtriebsweide sowie eine Parzellierung mit angepasst großen Weidekampfs. Doch gerade dies ist für die kommunalen Gebiete nicht vorgesehen. Die Gesamtfläche lässt sich quasi als Allmende charakterisieren, wo das Vieh mehr oder weniger frei und unbeaufsichtigt grasen kann. Dementsprechend hoch und regellos ist die Weidebelastung der Gräser und Futterbüsche durch Groß- und Kleinvieh. Kleinere Einzäunungen der jeweiligen Viehbesitzer wurden auf Geländebegehungen zwar angetroffen, sie sind im Grunde jedoch illegal und werden im Regelfall nicht geduldet. So ist es nicht verwunderlich, dass dort große Flächen keine Grasnarbe mehr aufweisen, degradiert sind und so der Winderosion ausgesetzt werden. Wenn hier keine schnellen und geeigneten Gegenmaßnahmen gegen die anhaltende Übernutzung getroffen werden, ist es nicht mehr weit bis zur vollständigen Zerstörung und Desertifikation.

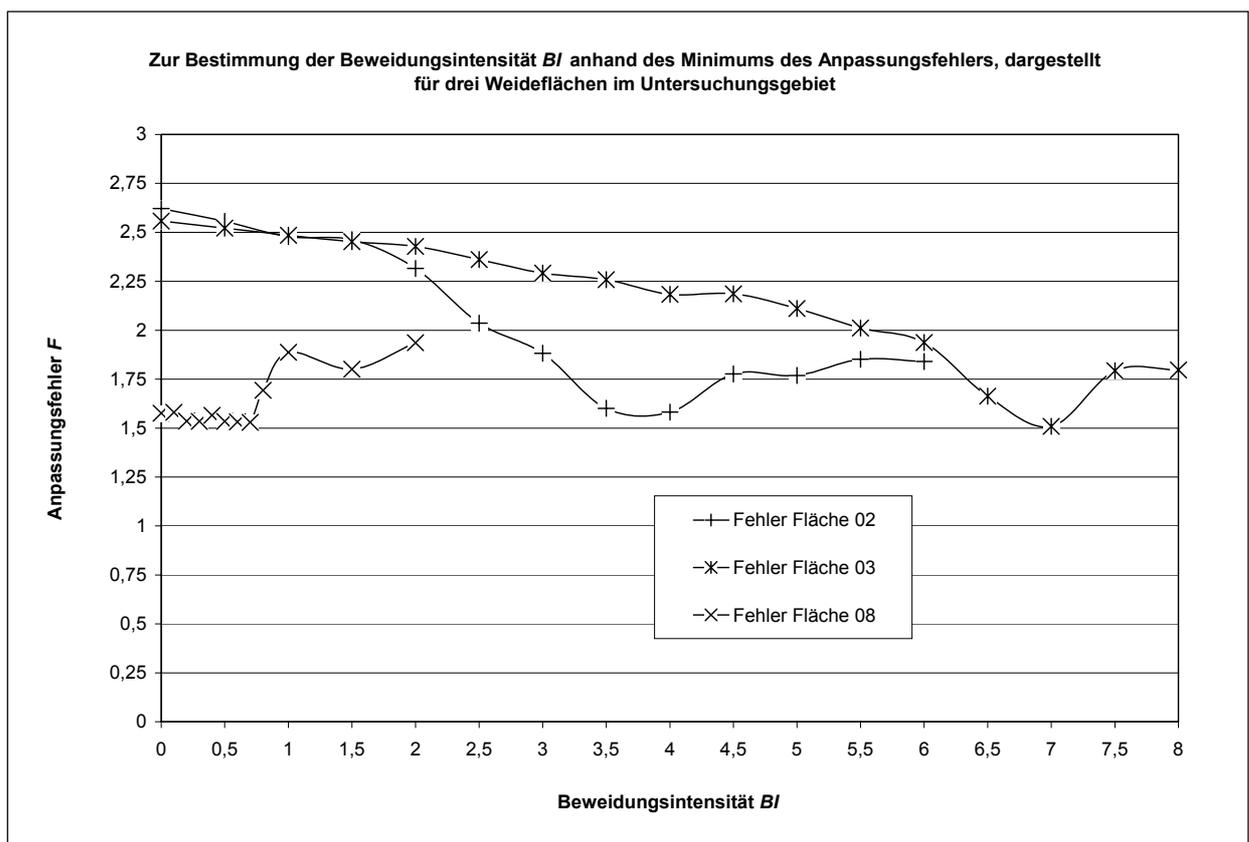


Abbildung 16: Zur Bestimmung der Beweidungsintensität BI anhand des Minimums des Anpassungsfehlers, dargestellt für drei Weideflächen im Untersuchungsgebiet

Der Waterberg sticht im Vergleich mit den beiden angesprochenen Teilgebieten durch seine sehr niedrigen Werte der Beweidungsintensität heraus, deren Mittel ungefähr bei $BI=0,5$ liegt.

Erreicht wird dies durch ein strikt eingehaltenes Weidemanagement mit einer sorgsam kalkulierten Anzahl an Wild im Nationalpark, einer genauen Kenntnis der Trockenmasse der Grasschicht sowie einem Feuermanagement, das auf Reduktion bestimmter invasiver Gehölze (in diesem Fall *Terminalia sericea*) ausgerichtet ist. Positiv auf die Vegetation, im Sinne einer hohen Gräserbiomasse, hat sicherlich auch der Umstand gewirkt, dass der Waterberg nicht kontinuierlich beweidet worden ist sondern immer wieder 'Ruhephasen' erlebt hat. Zudem ist er, aufgrund seiner Unzugänglichkeit, erst seit den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts beweidet worden (vgl. S. 89f).

5.3 Flächenhafte Schätzung der BWSK aus Fernerkundungsdaten

Das mit dem Simulationskern durchgeführte Verfahren ermöglicht zwar überhaupt eine Schätzung der BWSK, doch ist das Verfahren wegen des sehr aufwendig zu beschaffenden Datenmaterials für eine flächendeckende Kartierung nicht anzuwenden. Für diesen Zweck wurde der Versuch unternommen, die BWSK mit Fernerkundungsdaten als Prädiktoren zu schätzen. Aufgrund der Notwendigkeit, Bodeneigenschaften unter der Oberfläche zu erfassen, eignen sich nur in den Boden eindringende langwellige Radardaten. Solche werden für das Untersuchungsgebiet im C-, L- und X-Band der SIR-C/X-SAR-Mission⁸⁸ angeboten. In der Auswertung mit *ground range*-Qualität lassen sich die Untersuchungsflächen aufgrund genauer Geländekenntnis im Radarbild auffinden und deren mehrere Pixel umfassende nähere Umgebung durch einen Vektor von zusammenfassenden, den *speckle noise*⁸⁹ ausgleichenden Intensitätswerten der rückgestreuten Energie wiedergeben. Für die Bestimmung der BWSK wurden die Flächen 01 bis 13 mit Trockenmassedaten von 1997/98 verwendet. Als zusätzliche Stützstellen konnten später noch die Flächen 14 und 15 mit Trockenmassedaten von 1998/99 mit einbezogen werden. Die 1998/99 neu aufgenommene Fläche 04 auf dem Waterberg Plateau konnte hingegen nicht verwendet werden, da für sie keine Niederschlagsdaten für das Jahr 1998/99 vorlagen.

Die Intensität der Radarechos in den einzelnen Kanälen hängt nicht nur von den zu erfassenden intrinsischen Bodeneigenschaften ab, sondern auch vom momentanen Feuchte-Zustand des Bodens und der Vegetation, dem Einfallswinkel des Radarstrahls auf die Erdoberfläche sowie dem lokalen Hangneigungswinkel im Bereich des Aufnahmestandorts. Diese unerwünschten Signale müssen daher vor der quantitativen Weiterverarbeitung auspartialisiert werden. Für den geschätzten Einfluss des Inzidenzwinkels θ des Radarstrahls, unter dem die Aufnahmefläche erscheint, gilt:

$$\theta = \beta + [\alpha * \cos(\rho - \varepsilon)] \quad (12)$$

⁸⁸ Spaceshuttle-Mission der NASA, DLR und ASI im April 1994. Für weitere Informationen der NASA s. URL: edcwww.cr.usgs.gov/landdaac/sir-c/sir-c.html und der DLR s. URL: isis.dlr.de/XSAR

⁸⁹ 'Speckle' bezeichnet den Anteil von 'Rauschen', der jeweils um die direkt betrachteten Pixel als 'Störinformation' liegt

Hierbei ist α der Hangneigungswinkel, β der Einfallswinkel des Radarstrahls auf die horizontale Ebene, ρ der Richtungswinkel der Flugspur und ε der Richtungswinkel⁹⁰ der Hangexposition. Von den zu betrachtenden Punkten müssen daher jeweils Daten zur Hangneigung, Hangexposition und der Entfernung zur Flugspur, die den Einfallswinkel des Radarstrahls beeinflussen, gegeben sein.

Wie Pultz et al. (1997) und auch Wang et al. (1997) übereinstimmend feststellen, ist die aktuelle Bodenfeuchte vornehmlich durch die HH-Polarisation im C- und L-Band – hier in Form der Variablen *CHH* und *LHH* dargestellt – repräsentiert. Die HH-Polarisation kann daher zur Auspartialisierung der aktuellen Bodenfeuchte verwendet werden. Als Prädiktoren für die BWSK werden je die Intensitäten der HV-Polarisation *CHV* und *LHV* wie auch die der Gesamt-Rückstreuung *CTP* und *LTP* gewählt. Um den in ihnen enthaltenen Signalanteil aus Bodenfeuchte, Wassergehalt der Vegetation, Vegetationsbedeckung und Inzidenzwinkel θ auszupartialisieren, wurden jeweils mit multipler linearer Regressionsrechnung die vier Residuen *CHVr*, *LHVr*, *CTPr* und *LTPr* aus den als Prädiktoren benutzten Kanälen *CHH*, *LHH*, *XVV* und $\cos(\theta)$ geschätzt. Die vier auf diesem Wege gefundenen Schätzgleichungen⁹¹ für die um den geschätzten Einfluss bereinigten Residuen lauten entsprechend:

$$CHVr = -0,09124 + 0,15589 \times LHH + 0,00014 \times XVV - 0,00533 \times CHH + 0,11368 \times \cos(\theta) \\ R^2 = 0,81 \quad (13)$$

$$LHVr = -0,06181 + 0,15191 \times LHH + 0,00006 \times XVV - 0,00692 \times CHH + 0,07458 \times \cos(\theta) \\ R^2 = 0,95 \quad (14)$$

$$CTPr = -0,01953 + 0,06029 \times LHH + 0,00003 \times XVV + 0,21977 \times CHH + 0,02851 \times \cos(\theta) \\ R^2 = 0,99 \quad (15)$$

$$LTPr = -0,01514 + 0,28738 \times LHH + 0,00002 \times XVV - 0,00117 \times CHH + 0,01829 \times \cos(\theta) \\ R^2 = 0,99 \quad (16)$$

⁹⁰ Sämtliche Winkel werden im Gradmaß gemessen, die Richtungswinkel im Uhrzeigersinn gegen Gitternord

⁹¹ Die Gleichungen werden nur auf die ersten fünf Nachkommastellen gerundet aufgeführt, für *bIs* (vgl. S. 109) wird nur eine Nachkommastelle angegeben

Anschließend wurden nur diese Residuen $CHVr$, $LHVr$, $CTPr$ und $LTPr$ als Prädiktoren für die gesuchte invariante Bodeneigenschaft $b1$ verwendet. Die Regressionsrechnung liefert dann die Schätzgleichung für $b1s^{92}$ aus den Radardaten der Stichprobe:

$$b1s = 129,1 + 161.105,9 \times LHVr - 6.982 \times CHVr + 31.625,3 \times CTPr - 633.114,1 \times LTPr$$

$$R^2 = 0,90 \quad (17)$$

Für die Berechnung von $b1s$ aus den Radardaten der Stichprobe ergibt sich ein Bestimmungskoeffizient von $R^2 = 0,90$. Eine unverzerrte Angabe der Schätzgenauigkeit hätte für Modell-Anpassung und davon unabhängigen Test je getrennte Beobachtungsdaten erfordert. Aufgrund des großen Aufwands der Datenerhebung steht insgesamt nur eine Stichprobe vom Umfang 14 zur Verfügung. Sie muss für Modellanpassung und Test zugleich genutzt werden. Der unverzerrte erklärte Varianzanteil R_g^2 in der Grundgesamtheit wird nach

$$R_g^2 = R^2 - \frac{p(1 - R^2)}{n - (p + 1)} \quad (18)$$

geschätzt, wobei $p=4$ die Anzahl der Prädiktoren und $n=14$ den Stichprobenumfang bedeuten. $R_g^2 = 0,86$ zeigt einen mit Hangneigungs- und Fernerkundungsdaten 'erfassten' Anteil von 86 % der Varianz von $b1$ an.

Um die Schätzgleichungen (15) bis (19) in der Praxis für eine Kartierung von $b1$ anzuwenden, müssten die Hangneigungsdaten α und ε flächenhaft bekannt sein. Die Erstellung eines solchen Geländemodells stellt allerdings immer einen erheblichen Aufwand dar. Deshalb ist es lohnenswert, vorab zu ermitteln, welcher Einfluss auf das Ergebnis von einem Geländemodell zu erwarten ist. Da in der Stichprobe auch steile Hangpartien des Waterbergs enthalten sind, darf man von einer Rechnung ohne den Prädiktor $\cos(\theta)$ ein verlässliches Bild vom Wert des Geländemodells in diesem Zusammenhang erwarten. Es ergibt sich so $R^2 = 0,63$, was gegenüber einer Schätzung mit Einschluss des Geländemodells eine erhebliche Einbuße von 27 % repräsentiertem Varianzanteil und einen relativen Verlust von fast 43 % bedeutet. Es ist daher bei der Anwendung der hier vorgestellten Berechnungsmethode in Gebieten mit einer relativ unruhigen Topographie dringend erforderlich, Daten zur Hangneigung und zur Exposition in die Untersuchung mit einzubeziehen.

⁹² Beim Ergebnis $b1s$ steht s für geschätzt

Auf das Untersuchungsgebiet bezogen, verteilen sich die Residuen zwischen den mit BOWA modellierten und nach der Regressionsrechnung mit Radarfernerkundungsdaten gefundenen Werten für b_1 , wie in Abb. 17 dargestellt.

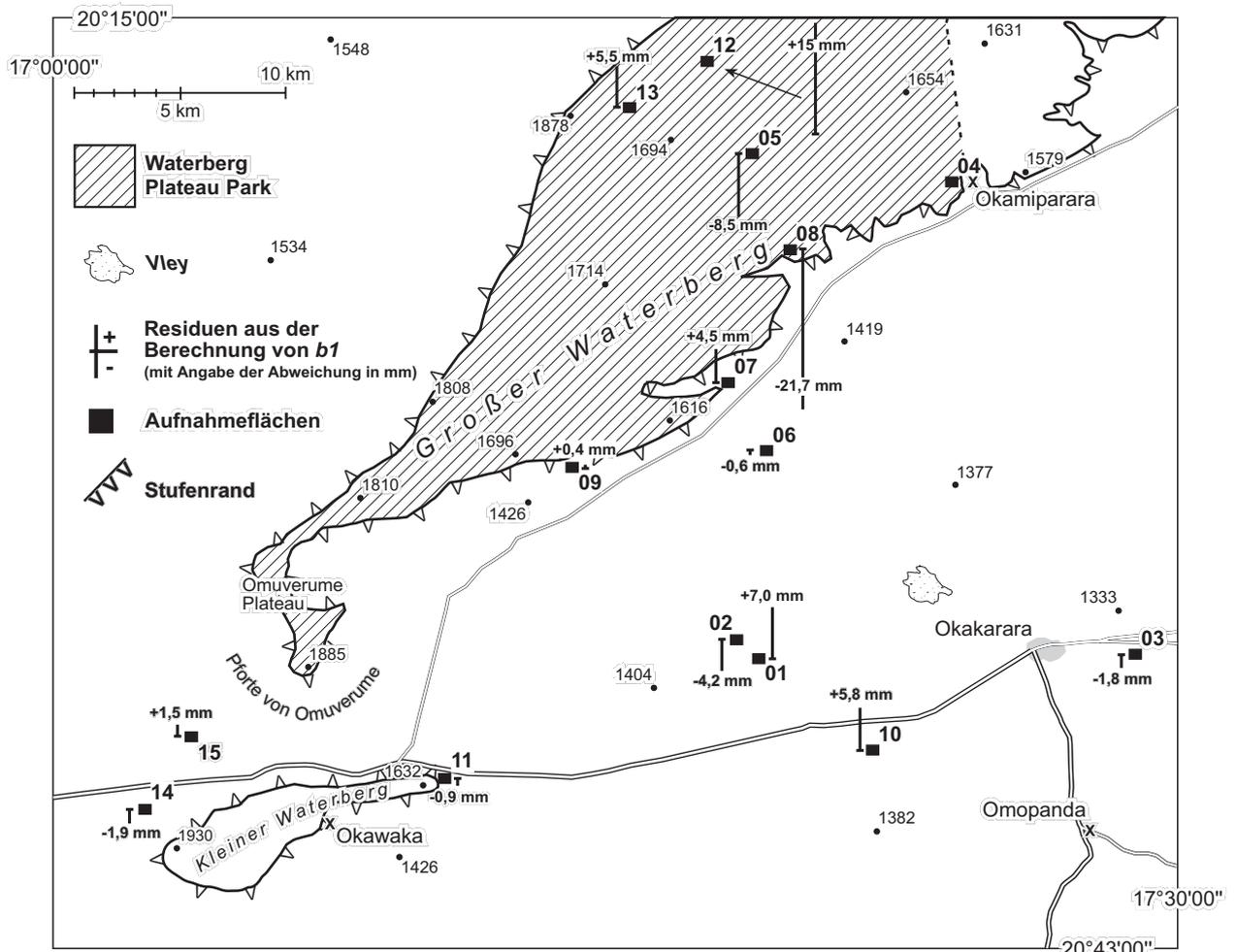


Abbildung 17: Flächenhafte Darstellung der Residuen zwischen Modellierung mit BOWA und Ansatz mit SIR-C/X-SAR-Fernerkundungsdaten

Bei der flächenhaften Darstellung der Residuen fällt auf, dass diese offenbar zufällig verteilt sind und es kein klar interpretierbares Raummuster gibt. Sowohl im Sandveld als auch auf dem Waterberg kommen negative und positive Abweichungen vor, wobei der Waterberg jeweils die höchsten negativen wie positiven Abweichungen aufweist. Die Hangbereiche zeigen mit Ausnahme von Punkt 07 nur sehr geringe Abweichungen zwischen den mit BOWA geschätzten und den mit dem Regressionsmodell errechneten Werten, ebenso die beiden im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets gelegenen Punkte 14 und 15. Demgegenüber fallen die Abweichungen im Sandveld und besonders auf dem Waterberg höher aus. Die höchste Abweichung zeigt sich bei Punkt 08 auf dem Waterberg mit rund -22 mm. Der Grund dafür ist

möglicherweise darin zu suchen, dass diese Fläche in einem Gebiet mit vermehrtem Auftreten von Sandstein liegt und die Lockersandbedeckung an diesem Punkt geringmächtig ausfällt. Die generell höheren Abweichungen auf dem Waterberg gegenüber den Werten für das Sandveld beruhen wahrscheinlich auf der nicht völlig korrekten Modellierung der Beweidungsentnahme. Der Grund dafür liegt in den speziellen örtlichen Gegebenheiten mit unterschiedlich mächtiger Lockersandbedeckung und dem Auftreten von Festgestein im kleinräumigen Wechsel.

5.4 Flächenhafte Kartierung der BWSK mit Fernerkundungsdaten

Zur flächendeckenden Kartierung der BWSK mit Radarfernerkundungsdaten wurde ein Kartiergebiet ausgewählt, welches die Landschaftselemente

- Hochfläche des Waterberg Plateaus,
- Stufenkante mit Sturzhalden und Taleinschnitten, und
- Teile des Sandvelds

umfasst. Durch die Wahl dieses Ausschnittes, der sich in N-S Ausdehnung über das *Ranger Camp 'Onjoka'* südlich des Plateaus erstreckt, wurden alle in der Aufnahme erfassten Oberflächenformen und Substrattypen abgedeckt.

Das Testgebiet liegt in einem von den Koordinaten

NW	17°20'30" / 20°23'15"
SE	17°22'30" / 20°26'30"

aufgespannten Rechteck. Es misst ca. 3x6 km und besteht aus einem Gitter von insgesamt 1.800 Einzelflächen mit einer Größe von je 100x100 m (Abb. 18). Von jedem Zentrum einer Einzelfläche (Bezugspunkt der Rasterfläche bzw. Gitterpunkt) wurden Daten zur Exposition und Hangneigungslänge ermittelt. Die Hangneigungslänge setzt sich aus den Größen Hangneigungswinkel und dem von diesem Winkel beeinflussten Hangabschnitt zusammen. Ausgehend von der Neigungslänge ist in einem weiteren Schritt die Neigung in Grad für jeden Gitterpunkt kalkuliert worden. Da der Höhenunterschied zwischen dem am höchsten und am tiefsten gelegenen Punkt nur ca. 200 m beträgt, wurde auf die Einbeziehung der absoluten Meereshöhe verzichtet, da die Beeinflussung des Inzidenzwinkels nur maximal 0,17° betrug. Es ist daher anzunehmen, dass die unterschiedlichen Meereshöhen den Betrag der Rückstreuung nicht nennenswert beeinflussen. Als Kartengrundlage diente die Topographische Karte 1:50.000, die photographisch auf den Maßstab von 1:10.000 vergrößert wurde. Da die Kartengrundlage nur über eine Äquidistanz der Isohypsen von 20 m verfügt, ist dieser durch Interpolation vorab auf 10 m resp. auf 5 m im Stufenbereich verdichtet worden. Aus den vorhandenen Radardaten des C-, L- und X-Bandes sind rechteckige Pixel mit einer Kantenlänge von 100 m erzeugt worden; es wurden also jeweils 64 Pixel mit den ursprünglichen Abmessungen von je 12,5x12,5 m zusammengefasst. Aus diesen 64 Einzelwerten wurde für die Rückstreuung je ein arithmetischer Mittelwert für die Kanäle CHH,

CHV, CTP, LHH, LHV, LTP und XVV gebildet, der zur weiteren Berechnung von $b1s$ verwendet wurde.

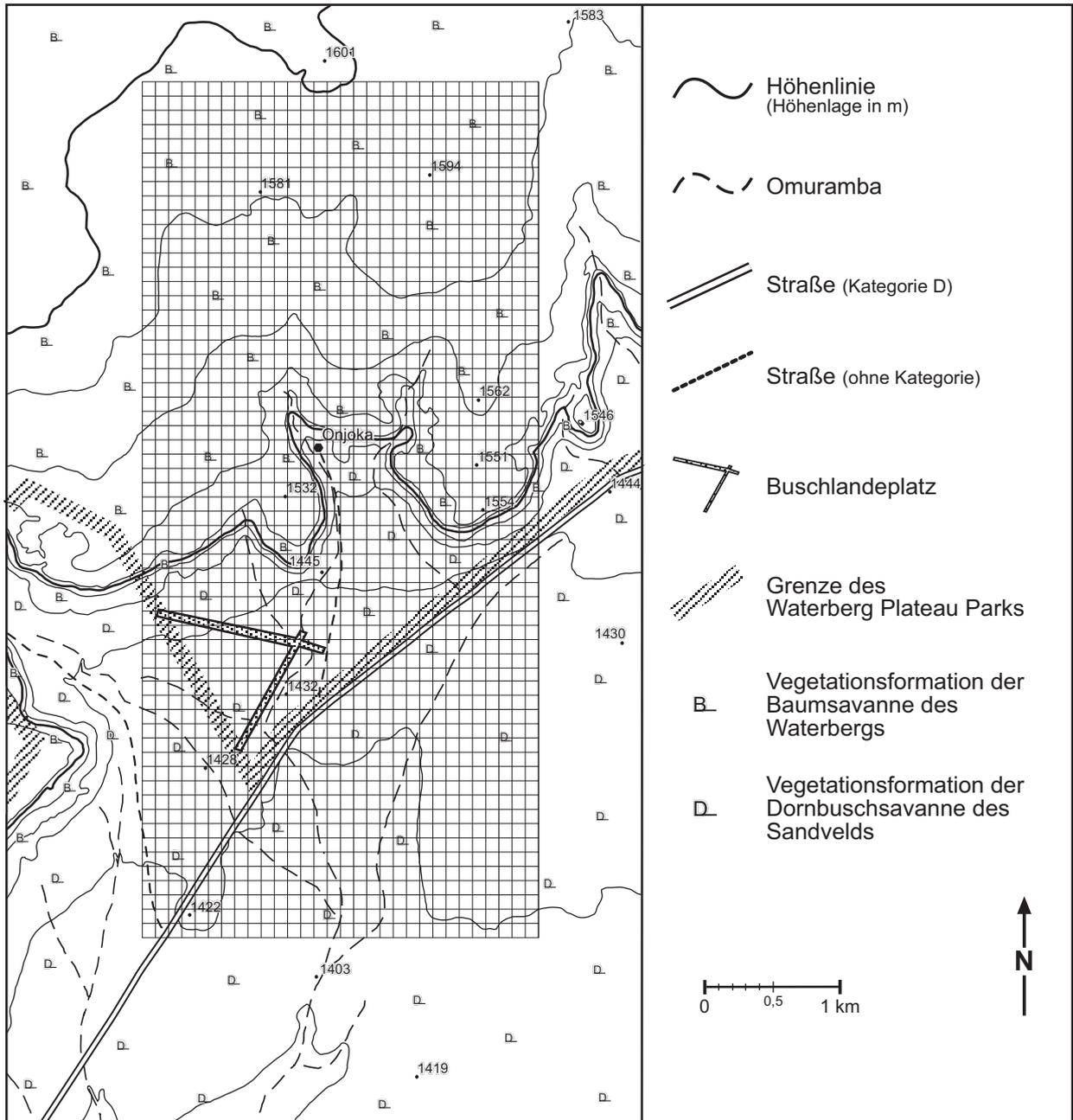


Abbildung 18: Lage des Messgitters für die flächenhafte Kartierung von $b1s$ mittels SIR-C/X-SAR-Fernerkundungsdaten

In einem weiteren Schritt wurde die Entfernung jedes einzelnen Gitterpunktes zur Flugspur des Messgeräts ermittelt. Dies diente der Berechnung des lokalen Einfallswinkels des Radarstrahls für jeden Punkt, der sich aus Flughöhe und Entfernung zur Flugspur ergibt. Gemäß Formel (12) ließ sich so der wahre Einfallswinkel des Radarstrahls berechnen und entsprechend sein

Einfluss auf die Höhe der rückgestreuten Energie ($\cos(\theta)$ in (17)). Negative Ergebnisse für $b1s$ wurden jeweils durch $b1s=0$ ersetzt. Das Auftreten von negativen Werten für $b1s$ ist an die Art der Regressionsrechnung geknüpft, der ein lineares Regressionsmodell zugrunde liegt. Durch die Verwendung eines nicht-linearen Modells hätte dies vermieden werden können. In (17) hat die Prädiktorvariable LTP_r den größten negativen Einfluss auf $b1s$. Ist deren Wert entsprechend hoch, bei geringen Werten der übrigen Kanäle, werden negative Ergebnisse errechnet (vgl. Formel (17), S. 109). Insgesamt wurden nur 45 negative Werte errechnet. Von diesen entfallen 20 auf das Waterberg Plateau, 4 auf die Hangbereiche und 21 auf das Sandveld. Von den 1.800 Einzelflächen entfallen 845 ($\cong 47\%$) auf das Sandveld, 901 auf den Waterberg ($\cong 50\%$) und 54 ($\cong 3\%$) auf die Hangbereiche. Die Flächenanteile des Plateaus und des Sandvelds können als ungefähr gleich groß betrachtet werden (vgl. Abb. 18 und 19).

Abb. 19 zeigt die Verteilung von $b1s$ im kartierten Gebiet. Die sandigen Bereiche der Hochfläche des Waterbergs, wie auch des tiefergelegenen Sandvelds, zeigen auf den ersten Blick ein leicht erhöhtes Vorkommen mittlerer bis hoher Werte für den Waterberg an. Eine statistische Analyse hinsichtlich der Werteverteilung (F-Test, $P=0,013$) zeigt jedoch, dass diesbezüglich keine statistisch signifikanten Unterschiede auftreten. Für beide Flächen gilt übereinstimmend, dass niedrige bis mittlere Werte für $b1s$ dominieren ($b1s$ bis 120 mm). Der Anteil der als $b1s=0$ klassifizierten Werte ist für das Sandveld und den Waterberg beinahe identisch (20:21). Die Verteilung der mit $b1s>200$ mm klassifizierten Werte weist für den Waterberg eine scheinbare Häufung auf. Es wurde daher versucht, Hinweise für das Auftreten dieser Extremwerte zu finden. Dies wurde mit Hilfe der Topographischen Karten 1:50.000 sowie Luftbildern untersucht. Besonders bei der stereoskopischen Auswertung der Luftbilder wurde deutlich, dass das Relief des Waterbergs insbesondere im Bereich bis ca. 300 m von dem Steilabfall lokal sehr unruhig und stark zerklüftet ist. Dieser Umstand spiegelte sich nur unzureichend in der Topographischen Karte wieder. Das Hauptaugenmerk wurde daher auf die Ermittlung reliefbedingter Ursachen für das Auftreten der Extremwerte geworfen. Die Analyse ergab für das Auftreten der mit $b1s=0$ klassifizierten Flächen eine überwiegende Bindung an Geländemerkmale. Die mehrheitlich Anzahl derart für das Sandveld klassifizierten Flächen liegt im *Ranger Camp 'Onjoka'* im Radarschatten der Verwaltungsgebäude, während andere Pixel in diesem Bereich zusätzlich dem Gerinnebett eines kleinen Omuramba folgen, der ca. 90° zur Flugrichtung des Spaceshuttles verläuft. Auf dem Waterberg verläuft ein solcher Transsekt in NNE Richtung. Die Vermutung, dass diese Anordnung dem Verlauf einer Kluft bzw. einem Doleritgang entspricht, konnte nicht verifiziert werden. Dies ergab sich nach Überprüfung der Geologischen Karte und Luftbildern sowie nach der Auswertung der Spektralsignatur der entsprechend klassifizierten Pixel aus den Radardaten.

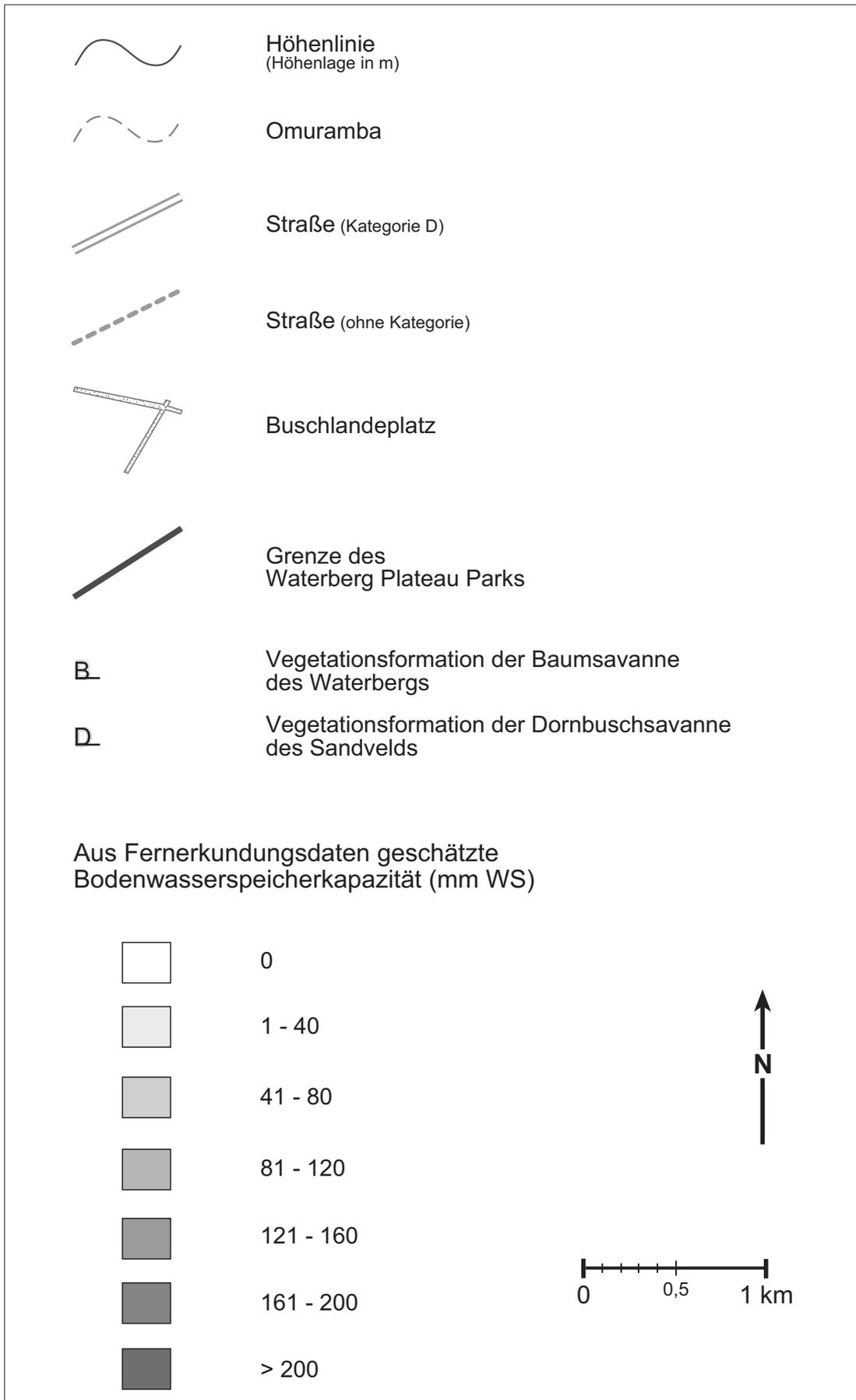


Abbildung 19: Ergebnis der flächenhaften Schätzung von *bIs* aus SIR-C/X-SAR-Fernerkundungsdaten



Stattdessen zeichnet der mehrheitliche Teil dieser Pixel topographische Elemente, wie vegetationsfreie Brandschneisen bzw. Fahrpisten, nach. Die übrigen als $b1s=0$ klassifizierten Werte liegen sowohl dem Radar ab- wie auch zugewandt. Ihr Auftreten auf dem Waterberg bzw. im Sandveld ist nicht an Bereiche höherer Reliefenergie oder Hindernisse gebunden, die z. B. zu einer Lage im Radarschatten führen könnten, und daher nur schwierig nachvollziehbar.

Für die Werteklasse >200 mm ist auffallend, dass an einem Sporn des Waterbergs, ca. 1 km S Onjokas, eine Häufung dieser Klasse auftritt, die sich mehr oder weniger parallel der 1.500 m-Isohypse entlangzieht. Dieser Transsekt folgt deutlich dem Steilabbruch des Plateaus. Hinsichtlich der hier auftretenden hohen Hangneigungswinkel wären eher sehr geringe Werte für $b1s$ realistisch. Möglicherweise ist das Auftreten der hohen Werte an dieser Lokalität an die Art der Auswertung gebunden, die in einer Mittelung von 64 Einzelwerten sowie der manuellen Ermittlung von Hangneigungslänge und Exposition besteht. Die Genauigkeit der Verschneidung von C- und L-Band mit dem X-Band liegt bei ca. $\pm 12,5$ m. Eine falsche Platzierung von Passpunkten kann daher bedeuten, dass eine Szene 'verrutscht', was gerade im Hangbereich zu großen Fehlklassifikationen von $b1s$ führt.

Auch die Hanglagen zeigen mehrheitlich ähnliche Werte für $b1s$ wie die Ebenen. Die erwarteten niedrigeren Werte für $b1s$ der Hangbereiche stellen sich aufgrund der Charakteristika der beprobten Hänge nicht ein. Der Grund dafür ist in den Charakteristika der beprobten Hänge zu suchen, die nicht dem generellen Bild der Vegetationszonierung einer auf Feinerde stockenden Grasflur am Unter- und Mittelhang sowie dominierender Gehölze am Oberhang entsprechen. Dies wird als Folge der starken Durchsetzung der Hänge mit Feinerde gedeutet, die o. g. generelles Bild stark modifiziert und es einer Grasflur ermöglicht, fast den gesamten Hang zu bewachsen. Ausgeschlossen davon sind die steilsten Hangabschnitte, die daher nicht beprobt werden konnten. Um den Einfluss von Grobschutt besser herausarbeiten zu können, ist es daher nötig, das Modell an grobschuttreichen grasarmen Hängen neu zu kalibrieren. Die mit $b1s > 200$ mm klassifizierten Werte zeigen eine genau parallele Exposition zur Flugspur des Shuttles und daher eine sehr hohe Rückstreuung.

Es ergeben sich hinsichtlich der Anwendbarkeit und Aussagekraft der hier dargestellten Arbeitsweise einige Einschränkungen. Der mit der Bereitstellung der Werte für Hangneigung und Exposition verbundene Arbeitsaufwand (vgl. S. 112ff) ist, bei der hier durchgeführten Art der Auswertung, sehr hoch. Da jedoch Informationen zur lokalen Topographie für die Kartierung von $b1$ mit Radardaten dringend erforderlich sind, wäre der Einsatz eines GIS und digitalisierter Geländedaten resp. eines digitalen Geländemodells in einem solchen Fall

vorteilhaft. Dies gilt insbesondere dann, wenn $b1$ für größere Flächen kartiert werden soll. In vorliegender Arbeit konnte dieser Weg jedoch nicht beschritten werden, da dazu weder das benötigte Geländemodell existiert noch auf Grundlage des vorhandenen Kartenmaterials realisiert werden konnte. Flächendeckende digitalisierte topographische Daten stehen in Namibia noch nicht zur Verfügung. Die Ableitung von Exposition und Neigung aus solchen Daten mit einer genügend hohen Genauigkeit machen den Einsatz von Spezialprogrammen und dementsprechend rechenstarken Computern erforderlich.

Eine weitere Einschränkung der Anwendbarkeit der vorgestellten Methode zur flächendeckenden Kartierung der BWSK mit Radarfernerkundungsdaten ergibt sich generell aus der geringen Anzahl an Stichprobenpunkten der Untersuchung und einer zu geringen Spannweite aufgenommener Geländemerkmale. Ebenso wird die Übertragbarkeit des Modells und der vorgestellten Berechnungsmethode auf andere Gebiete dadurch eingeschränkt, dass die in vorliegender Arbeit verwendeten Radardaten für Namibia nicht flächendeckend vorliegen, sondern nur für schmale, das Land diagonal überdeckende Beobachtungstreifen.

Insgesamt gibt das Ergebnis die zu erwartenden Werte der Bodenwasserspeicherkapazität im gewählten Kartenausschnitt gut wieder. Die aus den Radardaten gewonnenen Werte der BWSK entsprechen den aus den Texturdaten kalkulierten Werten für die nFK (vgl. S. 81ff) und stimmen mit den Angaben aus Deckers et al. (1998) überein. Auf die Güte des Vorhersageergebnisses hat auch die Berücksichtigung des Inzidenzwinkels θ großen Einfluss (vgl. (12), S. 107). Durch die Verwendung von Radardaten in *ground range*-Darstellung und deren Abgleich mit Kartenmaterial und Luftbildern konnten die Gründe für das Auftreten von Flächen, die mit $b1s=0$ klassifiziert wurden, überwiegend mit deren Lage im Radarschatten, bedingt durch Gebäude o. ä., erklärt werden. Insofern kann die hier vorgestellte Methode für die flächendeckende Kartierung von $b1$ mit Radarfernerkundungsdaten als geeignet charakterisiert werden.

6. Diskussion

Die vorliegende Arbeit präsentiert den Versuch, die pflanzenverfügbare Bodenwasser-Speicherkapazität (BWSK) der semi-ariden Dornbuschsavanne Namibias darzustellen und diese flächenhaft zu kartieren. Dieses wurde durch die Anwendung eines digitalen dynamischen Simulationsmodells (BOWA) unter Verwendung von Fernerkundungsdaten der SIR-C/X-SAR-Mission vom April 1994 erreicht. Die für die Kalibrierung des Modells erforderlichen Daten wurden im Laufe von zwei Forschungsaufenthalten während des Südsommers je zum Jahreswechsel 1997/98 und 1998/99 im Bereich des Großen Waterbergs im nördlichen Teil Central-Namibias erhoben.

Das Modell BOWA bildet die für die Produktivität kritischen Züge der Pflanzenformation der Savanne ab und ist als Wettbewerbsmodell zur Abbildung der theoretischen Vorstellungen Heinrich Walter's (vgl. Walter, 1940; Walter & Volk, 1954) hinsichtlich der unterschiedlichen Anpassungen und des verschiedenen Konkurrenzverhaltens von Gräsern und Gehölzen um die Ressource Bodenwasser konzipiert. Grundlegend für die Theorie ist die Annahme zweier verschiedener Durchwurzelungsstrategien, nämlich die intensive Durchwurzelung des Oberbodens seitens der Gräser sowie eine oberflächenferne extensive Durchwurzelung seitens der Gehölzpflanzen. Walters Gedanke besteht ursprünglich darin, dass diese beiden Bereiche mehr oder weniger voneinander getrennt sind. Neuere Untersuchungen dazu (z. B. Belsky, 1994; Seghieri, 1995) zeigen, dass diese Annahme nicht grundsätzlich korrekt ist. Es ist sehr häufig der Fall, dass Gräser und Gehölze Wurzelbereiche besitzen, die sich zumindest teilweise überlappen. Dies gilt v. a. für Gehölze, die knapp unter der Bodenoberfläche horizontal weitreichende Oberflächenwurzeln anlegen, die komplementär zu ihren tiefreichenden Senkwurzeln sind, wie z. B. für viele Akazien. Die Annahme einer völligen Trennung dieser beiden Bodenbereiche ist daher nicht realistisch. Bei der modellhaften Betrachtung muss dies jedoch nicht als zwingend vorausgesetzt werden. Es reicht bereits die Konkurrenzüberlegenheit einer Wuchsform um das Bodenwasser in einem Bodentiefenbereich aus, um der Theorie zu genügen (Walker et al., 1981: 474; Walker & Noy-Meir, 1982: 561ff; Knoop & Walker, 1985: 249).

Die Konzentration der Graswurzeln im oberen Bodenbereich beruht auf der selteneren Durchfeuchtung tieferer Bodenhorizonte, so dass die Strategie der Gräser einer aktiven intensiven Durchwurzelung in größeren Tiefen nicht rentabel wäre. Insofern ist die Annahme der Ausdehnung von b_1 bis 60 cm Bodentiefe berechtigt. Der Bereich b_2 , in dem die Gehölze den Gräsern im Wettbewerb überlegen sind, schließt sich entsprechend ab 60 cm Tiefe an b_1 an und wird durch Überschusswasser, welches aus b_1 in tiefere Bodenbereiche perkoliert,

aufgefüllt. Da im Bereich b_2 zur Tiefe hin kaum Wettbewerb der Wuchsformen stattfindet, wird er in der vorliegenden Arbeit nicht als kritisch behandelt. Seine vertikale Abmessung beruht allein auf den Ansprüchen der Gehölze und wird im Modell durch eine aufsteigende Veränderung von b_2 geschätzt. Wird die beobachtete Gehölzmasse korrekt reproduziert, findet keine weitere Veränderung von b_2 statt. Insofern gibt b_2 einen Mindestwert wieder, der nicht aus reinen Bodeneigenschaften ableitbar ist. Er dient der zugrundeliegenden Theorie als Residualgröße zur Reproduktion der beobachteten Gehölzmasse.

Die Diskussion verschiedener modellinterner Parameter ist aufgrund der Tatsache, dass sie zum großen Teil an die beobachteten Biomassen angepasst wurden und ihre Gültigkeit ebenso an den Zeitschritt des Modells von einer Dekade gebunden ist, nicht möglich. Dies betrifft neben den Wachstumsparametern wh , ap und wg auch die dichteabhängigen Wasserverbrauchsrate der Vegetation. Die Modellparameter besitzen nur für diese speziellen modellspezifischen Annahmen Gültigkeit und können nicht unabhängig von den Modellannahmen verifiziert werden. Änderungen des Zeitschritts wirken sich entsprechend auf die Gültigkeit – und die Höhe der einzelnen Werte – der im Modell gemachten Annahmen und Parametrisierungen aus, so dass auf ihre Darstellung und Diskussion an dieser Stelle verzichtet wird. Eine Überprüfung der gewählten Relationen, z. B. bei der Annahme über den Beweidungseinfluss des Wildes oder dem Gräserwachstum, könnte, soweit überhaupt möglich, mit unabhängigen Studien erfolgen.

Aufgrund der in Kap. 2.4 (s. S. 23ff) beschriebenen Vorgehensweise und in Ermangelung anderer quantitativer Alternativmodelle mit vergleichbarer Aussageabsicht sowie der oben beschriebenen Umstände, kann eine Überprüfung nur auf Konsistenz mit allgemein akzeptierten und verbal formulierten Vorstellungen gerichtet sein. Eine dieser Vorstellungen stellt die Erkenntnis dar, dass bei zunehmenden Jahresniederschlägen und entsprechend längerer Dauer der Regenzeit eine Zunahme des Gehölzanteils aufgrund der häufigeren Durchfeuchtung tieferer Bodenbereiche auftritt. Bei solchen regenreicheren Bedingungen zeigt auch das Modell höhere Gehölzanteile.

Der Futterbedarf der Haustiere wird über deren angenommenes Durchschnittsgewicht und Nahrungspräferenzen ermittelt. Als Berechnungsgrundlage dient ein Einheitsrind von 450 kg Lebendgewicht (Großvieheinheit, GVE bzw. *large stock unit*), welches als Grasfresser charakterisiert ist (vgl. S. 19f). Aufgrund der Angaben von Farmern wird angenommen, dass 3-jährige Rinder ausgewachsen sind und das Gewicht einer GVE erreicht haben. Jüngere Tiere wiegen entsprechend weniger. Eine solche GVE benötigt pro Tag 13,5 kg TM an Futter. Aufgrund des oft unzureichenden Futterangebots im Untersuchungsgebiet ist jedoch kaum

damit zu rechnen, dass ausgewachsene Rinder hier das o. a. Normgewicht einer GVE erreichen. Vielmehr konnte beobachtet werden, dass z. B. 3-jährige Rinder meist nur rund 300 kg wogen und dementsprechend das Gewicht einer GVE nur zu ca. 67 % erreicht hatten.

Zu den für Fragen der weidewirtschaftlichen Nutzung besonders bedeutsamen Degradations-Erscheinungen bei Überstockung ist die Darstellung der Beweidungsintensität BI ein quantitativer Indikator. Die Beweidungsintensität war eingeführt worden, um die Gras-Biomassen auf dem beobachteten niedrigen Stand zu reproduzieren. Die Ursache dafür ist darin zu sehen, dass die Weideflächen im Untersuchungsgebiet bis in die 80er Jahre überstockt worden sind. Dies hat einen sehr hohen Weidedruck auf die Gräser zur Folge gehabt und zum Rückgang der Grasbiomasse sowie zur Artenverarmung geführt. Eigene Beobachtungen dazu ergeben, dass trotz nachlassenden Beweidungsdrucks, bei einem Rückgang der Bestockung von ca. einer GVE auf acht ha (1:8) Anfang der achtziger Jahre auf Werte um ca. eine GVE auf 30 ha (1:30) im Jahr 1998, keine Erholung der Grasschicht im Sandveld eingetreten ist. Dies wird v. a. deutlich, wenn die Grasbiomassen des weidewirtschaftlich ungenutzten Waterbergs zum Vergleich herangezogen werden.

Die Beweidungsintensität BI lässt sich zur Charakterisierung des Untersuchungsgebiets in verschieden intensiv genutzte Bereiche heranziehen. Anhand des Vergleichs der BI für die Testflächen 02, 03 und 08 (vgl. Abb. 6, S. 64) lässt sich das Untersuchungsgebiet in drei unterschiedlich intensiv genutzte Teilbereiche gliedern. Diese Bereiche zeichnen sich durch eine ungleich stark degradierte Grasschicht aus und liegen im kommerziell genutzten Farmland (Punkt 02), im ehemaligen Hereroland (Punkt 03) und im Waterberg Plateau Park (Punkt 08). Die Ergebnisse sind konsistent mit eigenen Beobachtungen über Zusammensetzung und Biomasse der Grasschicht im Untersuchungsgebiet sowie zu Beobachtungen hinsichtlich des Auftretens und Häufigkeit von Verbuschungserscheinungen und vegetationsloser Flächen. Insofern kann die Beweidungsintensität BI sehr gut zur Charakterisierung des aktuellen Beweidungsdrucks genutzt werden.

Aussagen zu einer Schranke maximaler Dauerbestockung sind mit dem Modell zwar nicht direkt möglich, doch kann auf Grundlage der Höhe von BI eine diesbezügliche Schätzung erfolgen. Werte von $BI \geq 7$, wie sie für das ehemalige Hereroland-West gefunden wurden, deuten auf eine starke Überstockung hin, die kurz- bis mittelfristig zu einem völligen Zusammenbruch der Weide mit nachfolgender starker Verbuschung führt. Dies ist im Hereroland auch eingetreten. Das kommerziell genutzte Farmland weist einen geringeren Wert von $BI=4$ auf. Auch diese Bestockungsintensität hat mittelfristig zum Ausfall wichtiger Weidegräser bei einer noch moderaten Verbuschung geführt und kann daher ebenso als

klimatisch unangepasst charakterisiert werden. Das Risiko einer weiteren Degradation besteht, wenn die Beweidungsintensität nicht weiterhin auf dem heutigen niedrigen Stand von 1:30 gehalten wird. Allerdings ist es nicht möglich, eine Mindestdauer für die Anwendung dieser Bestockungsdichte anzugeben, da selbst 18 Jahre (1980-1998) mit kontinuierlich abnehmender Bestockungsdichte keine Erholung der Grasschicht nach sich gezogen hat. Ergebnisse anderer Studien im SW Botswana (Skarpe, 1986: 16) und in der Nylsvley-Savanne im zentralen Teil Südafrikas (Huntley & Morris, 1982: 437ff) zeigen jedoch, dass der Mindestzeitraum einer ausgesprochenen Schonfrist bei ca. 40 Jahren liegt, was auf das Untersuchungsgebiet bezogen nicht praktikabel ist. Zudem besteht Unklarheit darüber, inwieweit sich der Ausgangszustand wieder einstellt (Walker et al., 1981: 474).

Hinsichtlich einer langfristig nachhaltigen Weidenutzung dürften Werte für $BI \leq 1,5$, wie sie z. B. für den Waterberg gefunden wurden, als ökologisch verträglich gelten. Da die Beweidungsintensität BI als ein Maß für die ehemalige Bestockung im Untersuchungsgebiet aufgefasst werden kann (vgl. S. 103f), ist eine Umrechnung in GVE pro ha nicht direkt möglich. Schwarz (1980: 313f) fand für die absolute Tragfähigkeitsschwelle unter namibischen Verhältnissen eine Proportionalität zum mittleren Jahresniederschlag⁹³. Auf das Untersuchungsgebiet bezogen entspricht dies einer Bestockung von rund einer GVE auf acht ha Weidefläche bei einer BWSK von 110 mm für den obersten Bodenmeter. Dieser Bestockungswert ist ehemals auch von der südafrikanischen Mandatsverwaltung für das Waterberg-Gebiet empfohlen worden (vgl. S. 92). In Anbetracht der eigenen Beobachtungsergebnisse stellt er jedoch eine zu optimistische Schätzung dar und hat als unangepasst zu hoch zu gelten. Heutige Bestockungsdichten von rund einer GVE auf 30 ha oder darunter sind eher den vorherrschenden klimatischen- und Bodenverhältnissen angepasst und können daher als ökologisch verträglich aufgefasst werden. Darüber hinaus müssen jedoch weitere weideerhaltende Maßnahmen berücksichtigt werden (z. B. Umtriebsweide, strikte Einhaltung von Zeiten zur Weideerholung etc.), was insbesondere im 'communal area' des Untersuchungsgebiets nicht der Fall ist. Insgesamt offenbart sich in der Art des Wirtschaftens ein deutlicher Zwiespalt zwischen ökologischer Notwendigkeit und ökonomischem Anspruch des Farmers bzw. der Landbevölkerung.

⁹³ Die absolute Tragfähigkeitsschwelle (GVE pro ha) errechnet sich nach $BD = \left(\frac{N}{3.000} \right)$, (N= Jahresniederschlag in mm), und ist einschränkend abhängig von der Bodenwasserspeicherkapazität der 'oberen Bodenschichten' (Schwarz, 1980: 314)

Die Bestockungsdichte wird im Modell elastisch dargestellt, und zwar proportional zu den 7-jährigen gleitenden Mitteln der Niederschläge. Dies ermöglicht eine dem Verhalten der Farmer angenäherte Modellierung der Entwicklung des Rinderstocks. Eine zuvor angenommene starre Bestockungsdichte von einer GVE auf 20 ha Weidefläche brachte keine mit den Beobachtungswerten verträglichen Ergebnisse. Der Grund für den Übergang zu einer elastischen Beweidung ist zudem darin zu sehen, dass die Anwendung einer starren Beweidungsrate in einem Modell besonders dann Sinn macht, wenn die Folgen von Überstockung (Weidedegradation) möglichst rasch sichtbar gemacht werden sollen (Schwarz, 1980: 312). Dies war jedoch nicht Forschungsabsicht. Der Beweidungseinfluss durch Wild konnte nicht wie entsprechend dem der Rinder in Form einer Orientierung am 7-jährigen gleitenden Mittel der Niederschläge dargestellt werden. Die Futterentnahme des Wildes wurde daher selbstregelnd nur vom Futterangebot abhängig gesehen. Hier galt die Annahme, dass sich das Wild nach Leistungserwartung dem vorhandenen Futterangebot anpasst und nur das entnimmt, was die Gehölze aufgrund ihrer Schutzmaßnahmen zulassen.

Das Wachstum der Gräser richtet sich nach der Wasserverfügbarkeit und kommt bereits bei einer Saugspannung, die bei einem volumetrischen Wassergehalt von ca. 40 % unterhalb der Feldkapazität liegt, zum Stillstand (Danckwerts, 1984; zit. nach: Stuart-Hill et al. 1987: 86). Dies konnte jedoch nur für zwei Spezies (*Themedia triandra* und *Stipagrostis fimbriatus*) gezeigt werden, die im Untersuchungsgebiet nicht gefunden wurden. Der Bereich bis zu einem Wassergehalt von 40 % der FK wird als *growing days*, der anschließende Bereich bis zum PWP als *turgid days* bezeichnet (*sensu* Danckwerts, 1984). Nach Stuart-Hill & Tainton (1989: 199f) steigt die Wasseraufnahmeeffizienz von Gräsern bei sinkenden Bodenwassergehalten im Vergleich zu Gehölzen relativ an. Baines (1989: 115ff) fand für einige Grasspezies eine Steigerung der Wasserverbrauchseffizienz unter Wasserstress⁹⁴. Gleichwohl konnte in keiner der Studien gezeigt werden, ob die absolute Wasseraufnahmeeffizienz von Gräsern bei sinkenden Bodenwassergehalten zunimmt. Im Gegensatz zu Danckwerts (1984) Angaben wird die Einstellung des Graswachstums im Modell erst bei einem Füllungsgrad von $b1$ von $\frac{1}{6}$ angenommen. Bei einer aus Texturangaben errechneten nFK für Gräser von rund 92 mm im Profil B1 würden die Gräser nach Danckwerts (1984) bereits bei einem Restwassergehalt von rund 55 mm das Wachstum einstellen. Diese Grenze wird nach den Modellannahmen erst bei rund 15 mm erreicht, also bei deutlich höheren Saugspannungen. Auf die Modellierung des Graswachstums mit BOWA bezogen würde eine Verlängerung der Periode der *growing days* –

⁹⁴ Für die Studien von Danckwerts (1984), Baines (1989) sowie Stuart-Hill & Tainton (1989) gilt übereinstimmend, dass die Aussagen nicht anhand von Angaben zu Bodensaugspannungen etc. weiter quantifiziert und somit überprüfbar werden

entsprechend 40 mm – ein zu langes Graswachstum bedeuten. Die Frage, inwieweit die Differenz von 40 mm aus der Angabe Danckwerts (1984) und den Modellannahmen zu einem überhöhten Graswuchs im Modell geführt hat, erübrigt sich jedoch, da die Verbrauchsraten im Lauf der Kalibrierung derart angepasst worden sind, dass eine etwaige 'Differenz' eskomptiert wurde.

7. Fazit und Ausblick

Mit dem in vorliegender Arbeit beschriebenen digitalen dynamischen Simulationsmodell BOWA ist es gelungen, die pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazität BWSK zu schätzen und mit Hilfe von Radarfernerkundungsdaten flächenhaft zu kartieren. Mit der vorgestellten Prozedur lässt sich darüber hinaus eine quantitative Vorhersage des Spektrums funktionaler Pflanzentypen treffen. Das Ergebnis der Arbeit leistet einen Beitrag zur Bereitstellung der Daten für die Vorhersage wichtiger quantitativer Eigenschaften der natürlichen Pflanzenformation unter Weidebelastung, wie sie z. B. in Klimamodellen zur Rückkopplung an die Vegetationsdecke (Albedo, Kohlenstoff- und Wasserhaushalt) benötigt werden.

Das Modell erlaubt die Darstellung realer Beweidungsintensitäten und gibt Hinweise auf Flächen, die in der Vergangenheit einer zu starken Nutzung unterlagen und auch heute noch übernutzt sind. Diese Ergebnisse lassen sich zur Problemlösung im Bereich des Weidemanagements nutzen, deren Ziel es ist, eine nachhaltige Nutzung sicherzustellen sowie die Biodiversität und Funktionstüchtigkeit des betrachteten Gebietes zu erhalten. Daher ist das Ergebnis auch für Wirtschaft und Umweltschutz bedeutsam, da mit seiner Hilfe die optimale weidewirtschaftliche Nutzung in tropischen Trockengebieten geplant werden kann. Insbesondere ist es durch die Einbeziehung von Radarfernerkundungsdaten möglich, eine flächenhafte regionale Übersicht über die Leistungsgrenzen des Weidelands abzuleiten. Kenntnisse dieser Art sind besonders dann notwendig, wenn es darum geht, die Degradation des Weidelands durch Überstockung und ungünstige räumliche und zeitliche Verteilung des Nutzviehs zu begrenzen oder auszuschließen.

Eine Einschränkung in der Anwendbarkeit der hier vorgestellten Methode und des zugrundeliegenden Modells ist durch seine Ausrichtung auf ein begrenztes Gebiet gegeben. Die Bodenverhältnisse in der Zone der Rindernutzung in Namibia sind relativ heterogen und ebenso ändern sich die klimatischen Gegebenheiten in bezug auf Niederschlagshäufigkeit und -menge, und dies oft auf engem Raum. Da das Modell z. Zt. noch mit Hilfe von historischen Niederschlagsreihen angetrieben wird, ist eine Übernahme des hier vorgestellten Modells auf andere Gebiete (z. B. Süd-Namibia) daher ohne aufwändige Neukalibrierung der Modellparameter nicht möglich. Dabei stehen die Wachstumsparameter der Vegetation im Mittelpunkt des Interesses, da über sie im Regelfall keine Literaturwerte vorliegen. Diese Neukalibrierung erfordert einen erheblichen Arbeitsaufwand. Maßnahmen zur Vereinfachung des Modells könnten daher u. a. sein, die hier verwendeten historischen Niederschlagsdaten durch einen, die örtlichen klimatischen Besonderheiten der trockenen Tropen wiedergebenden Niederschlagsgenerator zu ersetzen. Problematisch dabei ist, dass dieser vorab an den

Niederschlagsreihen einer Vielzahl von Messstellen geeicht worden sein müsste, was das Problem der Beschaffung der Primärdaten illustriert. Auch wäre es erstrebenswert, BOWA um den Energieumsatz des Viehstocks mit den Variablen Wachstum und Energieverlust zu erweitern, da sich so der Beweidungseinfluss noch genauer wiedergeben ließe. Voraussetzung einer möglichst wirklichkeitsnahen Wiedergabe des Beweidungseinflusses ist und bleibt in erster Linie jedoch die Kenntnis über Höhe und Schwankungen der Bestockungsdichten über eine lange Zeitreihe.

Durch die Verwendung von Fernerkundungsdaten der SIR-C/X-SAR Mission von 1994 verfügt man zur Vorhersage und Kartierung über eine kostengünstige Datengrundlage. Es bleibt vorerst allerdings die Einschränkung, dass diese Befliegungsdaten nicht flächenhaft für Namibia vorliegen, sondern nur in ausgewählten Aufnahmen, die das Land in streifenförmigen Transsekten überziehen. Trotz dieser Einschränkung ist zu berücksichtigen, dass die bereits verfügbaren Aufnahmestreifen eine Vielzahl von Geländesituationen und dementsprechend Catenen repräsentieren. Mit der Lockerung dieser Beschränkung durch weitere Befliegungsdaten ist daher zusammenfassend festzustellen, dass das Modell auch in anderen Gebieten als im vorgestellten Untersuchungsgebiet nach vorhergehender Neukalibrierung angewendet werden kann.

Für die Auswertung und Interpretation der Fernerkundungsdaten ist weiterhin zu berücksichtigen, dass sowohl Einflüsse von Bodenwasser und feuchter bzw. turgeszenter Vegetation als auch Einflüsse topographischer Art auf das Rückstreusignal auspartialisiert werden müssen. Der Feuchteinfluss lässt sich durch die Wahl geeigneter Befliegungsdaten vorab mildern. Einflüsse der Topographie sind demgegenüber schwieriger zu handhaben, sie lassen sich durch die Aufnahme von Daten zu Exposition und Hangneigung jedoch ebenfalls berücksichtigen. Hilfreich für eine weitergehende und genauere Abschätzung dieser lokal sehr unterschiedlichen Größen wäre ein digitales Geländemodell. Ein solches liegt für Namibia jedoch nicht vor und wäre nötigenfalls selbst zu erstellen, was in Ermangelung detaillierter großmaßstäbiger Karten jedoch nicht möglich ist.

8. Zusammenfassung

In vorliegender Arbeit wird ein digitales dynamisches Simulationsmodell (BOWA) zur Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazität sowie die Möglichkeiten der flächenhaften Kartierung dieser Ergebnisse anhand kostengünstiger und regional verfügbarer Prädiktoren vorgestellt.

Die entscheidende intrinsische Substrateigenschaft, die Zuteilung des Bodenwassers an die drei Komponenten der Savannenvegetation, den annualen und perennen Gräsern sowie den Gehölzen, regelt, ist die Bodenwasserspeicherkapazität (BWSK) des Oberbodens. Dort ist der überwiegende Teil der Wurzelbiomasse der Gräser zu finden. Die beobachtete Zusammensetzung der Pflanzenformation ist daher stark von diesem dominierenden zeit-invarianten Bodenparameter abhängig. Die BWSK ist damit der effektivste Prädiktor der Zusammensetzung der Pflanzenformation.

Es ist daher notwendig, die BWSK effektiv messen zu können. Doch die direkte Messung ist meist stark erschwert bzw. unmöglich. Da das Substrat auf Infiltration und Verteilung des Niederschlags großen Einfluss ausübt, sind gefügerhaltende Analysen im Grunde essentiell. Die Kosten solcher Untersuchungen sind jedoch enorm, selbst bei der Beprobung kleinerer Flächen. Dies ist der Grund, weshalb solche Daten nur in sehr begrenztem Umfang vorliegen.

Die BWSK wird mit Hilfe eines Modells (BOWA) geschätzt. BOWA verwendet dazu einen Simulationskern, indem aus den leichter im Gelände beobachtbaren Vegetationskennwerten, der Trockenmassen der Gräser und der Gehölze, bei bekannter Nutzungsintensität und Vorregengeschichte die zu messende Zielgröße der BWSK abgeleitet wird. Die BWSK wird durch Anpassung der vom Modell reproduzierten Trockenmasseanteile an die beobachteten Trockenmassenanteile durch Variationsrechnung bestimmt.

Es werden zwei Parameter, bezeichnet als $b1$ und $b2$, bestimmt. Der Parameter $b1$ bezeichnet die Bodenwasserspeicherkapazität, die im oberflächennahen Teil des Bodens den Gräsern zur Verfügung steht und ist identisch mit der BWSK. Demgegenüber kann der Parameter $b2$, der in größeren Tiefen der Wasserversorgung der Gehölze dient, nicht aus reinen Bodeneigenschaften abgeleitet werden. Er dient lediglich zur Aufnahme des Überschusswassers aus $b1$ und der zugrundeliegenden Theorie als Residualgröße zur Reproduktion der beobachteten Gehölzmasse.

Der Simulationskern BOWA's wird durch das dynamische Simulationsmodell SYSTRO dargestellt und durch eine Niederschlagsreihe (76 Jahre, als Dekadenwerte), Art der Beweidung und Bestockungsdichte bis zur Dekade der Beobachtung von mb_i^{95} angetrieben. Das Schätzmodell BOWA minimiert den Fehler $S(b_1, b_2)$, indem die erwarteten Werte des Biomassevektors $me_i(b_1, b_2)$ per *best fit* an die beobachteten Werte mb_i angepasst werden.

Versuchsweise wurde ein Gradientenverfahren nach dem Newton-Raphson-Algorithmus zur Fehlerminimierung angewandt. Die Funktionsoberfläche der Fehlerfunktion $S(b_1, b_2)$ ist jedoch stark zerklüftet, so dass die effektive Suche nach dem globalen Minimum mit dem Gradientenverfahren nicht erfolgreich verlief und es durch die Methode eines Zufallssuchverfahrens ersetzt wurde. BOWA berechnet im Laufe der Fehlerminimierung für jede Kombination des Wertepaars $S(b_1, b_2)$ das erwartete Wuchsformenspektrum und vergleicht dieses in der Fehlerfunktion mit dem beobachteten Wuchsformenspektrum. Jede Fehlerberechnung erfordert daher einen Sprung in den Simulationskern SYSTRO und die damit verbundene Abarbeitung der 76 Jahre umfassenden Witterungsdatei, was die Bestimmung der BWSK sehr rechenzeitaufwendig gestaltet.

Um BOWA als Messinstrument verwenden zu können, wird SYSTRO vorab anhand beobachteter Werte für die BWSK mit Hilfe des Kalibrierungsprogramms CALBOWA angepasst. Zum Zweck der Kalibrierung wird ein Gebiet ausgewählt, wo die Bestimmung der BWSK auf homogenem Substrat möglich war. Ebenso müssen dort die anderen benötigten Daten vorhanden sein. Das Untersuchungsgebiet liegt im Sandveld Namibias, am NW-Rand der Megakalahari im Bereich des Waterbergs. Hier existieren tiefe Sande und die hier wirtschaftende Farmerschaft führt über viele Jahre zurückreichende verlässliche Aufzeichnungen über Niederschlag und Bestockung. CALBOWA benutzt einen Fehler K , um die Erwartungswerte mit Hilfe der gesuchten Parameter anzupassen. Es arbeitet analog der o. g. Funktionsweise und verwendet Geländebeobachtungswerte zur Anpassung der verschiedenen modellabhängigen Parameter. Darüber hinaus war es nötig weitere Parameter, wie z. B. die Wuchsraten der Vegetationskomponenten, Sättigungswerte sowie die Wasserverbräuche der Vegetationskomponenten, an die Modellannahmen anzupassen. Diese Parameter können daher nicht modellunabhängig betrachtet werden. Sie besitzen somit keine allgemein gültige Übertragbarkeit und sind als ebenso modellspezifisch anzusehen wie z. B. Regressionsparameter oder Gewichtungen in neuronalen Netzwerken.

⁹⁵ Der Index i bezeichnet die Wuchsformen $i=1$ einjährige Gräser, $i=2$ mehrjährige Gräser und $i=3$ Gehölze

Zur Modellierung der BWSK wird auf Daten zurückgegriffen, die teilweise nur schwierig und umständlich zu erheben sind. Für eine flächenhafte Schätzung und Kartierung der BWSK werden daher regional verfügbare Prädiktoren verwendet. Da Informationen über den oberflächennahen Untergrund wichtig sind, stellen in den Boden eindringende Radarfern-Erkundungsdaten eine lohnende Datenquelle dar. Für die Forschungsabsicht liegen langwellige Radardaten der Bänder C, L und X der SIR-C/X-SAR-Mission der NASA und DLR vom April 1994 vor. Es werden Multilooked-Daten in *ground range*-Qualität verwendet, die das Wiederauffinden der Geländeplots im Radarbild ermöglichen. Durch die Mittelwertbildung der Werte benachbarter Einzelpixel zu mittleren Intensitätswerten der Radarrückstreuung können der *speckle noise* sowie unerwünschte *border effects* weiter verringert werden. Es zeigt sich, dass Radardaten für die Kartierung der BWSK in abgelegenen und ausgedehnten Gebieten genutzt werden können. Abb. 20 zeigt den Arbeitsablauf schematisch.

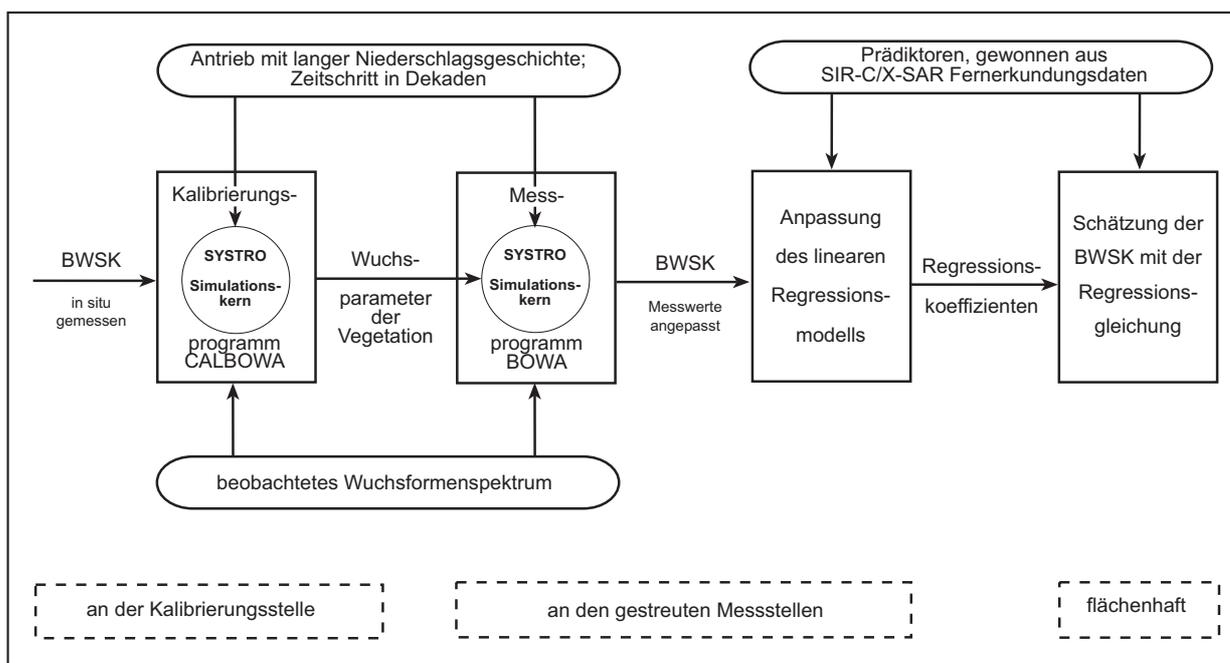


Abbildung 20: Schematische Darstellung der Arbeitsschritte des Forschungsvorhabens (von links nach rechts)

Die Intensitätswerte der Rückstreuung der einzelnen Radarkanäle repräsentieren nicht nur die zu erfassende intrinsische Bodeneigenschaft. Sie sind u. a. auch abhängig vom Inzidenzwinkel θ des Radarstrahls und des aktuellen Feuchtezustands des beobachteten Gebiets. Dieser enthält neben der Bodenfeuchte der obersten 30 cm des Bodens auch den Feuchtezustand turgeszenter Vegetation. Die bei der hier verfolgten Forschungsabsicht unerwünschten Signale werden daher vor der quantitativen Weiterverarbeitung entsprechend auspartialisiert. Ebenso

wird der geschätzte Einfluss des Inzidenzwinkels θ des Radarstrahls mit Angaben zur Topographie auspartialisiert. Aufgrund ihrer Beeinflussung des Einfallswinkels des Radarstrahls müssen für die zu betrachtenden Punkte jeweils Daten zur Hangexposition, zur Hangneigung und der Entfernung zur Flugspur gegeben sein.

Um die BWSK aus den Radardaten schätzen zu können, wird ein Regressionsmodell verwendet, mit dessen Hilfe Störinformationen – wie z. B. die aktuelle Bodenfeuchte oder Feuchte der Vegetation – auspartialisiert werden. Die aktuelle Bodenfeuchte ist vornehmlich durch die HH-Polarisation im C- und L-Band repräsentiert. Die HH-Polarisation kann daher zur Auspartialisierung der aktuellen Bodenfeuchte verwendet werden. Für die Berechnung von $b1s$ aus den Radardaten und Informationen zum Relief ergibt sich ein Bestimmungskoeffizient von $R^2=0,90$.

Eine korrekte Angabe der Schätzgenauigkeit hätte für Modellanpassung und davon unabhängigem Test je getrennte Beobachtungsdaten erfordert. Aufgrund des großen Aufwands der Datenerhebung steht insgesamt nur eine Stichprobe vom Umfang 14 zur Verfügung. Sie wird daher für Modellanpassung und Test zugleich genutzt. Der unverzerrte Varianzanteil R_g^2 in der Grundgesamtheit wird entsprechend der Anzahl an Prädiktoren sowie dem Stichprobenumfang geschätzt. Das unverzerrte $R_g^2=0,86$ zeigt entsprechend einen mit Hangneigungs- und Fernerkundungsdaten 'erfassten' Anteil von 86 % der Varianz von $b1$ an.

Um dieses Ergebnis in der Praxis für eine Kartierung von $b1$ anzuwenden, müssen die Hangneigungsdaten α und ε flächenhaft bekannt sein. Die Erstellung eines solchen Geländemodells stellt allerdings immer einen erheblichen Aufwand dar. Deshalb ist es lohnenswert, vorab zu ermitteln, welcher Einfluss auf das Ergebnis von einem Geländemodell zu erwarten ist. Da in der Stichprobe auch steile Hangpartien des Waterbergs enthalten sind, wird von einer Rechnung ohne den Prädiktor $\cos(\theta)$ ein verlässliches Bild vom Wert eines Geländemodells in diesem Zusammenhang erwartet. Es ergibt sich so $R^2=0,63$, was gegenüber einer Schätzung mit Geländemodell eine erhebliche Einbuße von 27 % repräsentiertem Varianzanteil und einen relativen Verlust von fast 43 % bedeutet. Es ist daher bei der Anwendung der hier vorgestellten Berechnungsmethode in Gebieten mit einer relativ unruhigen Topographie dringend erforderlich, Daten zur Hangneigung und zur Exposition in die Untersuchung mit einzubeziehen.

9. Summary

In the present thesis it is demonstrated how a dynamic simulation model (BOWA) is applied to evaluate the available soil water capacity of a semi-arid thornbush savanna. Furthermore, it is shown how regional available low-cost predictors can be used to map the findings made with BOWA.

The intrinsic soil property that controls water allocation, is the specific soil water storage capacity in the upper soil. In this compartment of the soil grasses do have the greatest part of their total root biomass. Thus, the observed plant formation depends exceedingly on one dominating soil parameter, called Available Soil Water Capacity (AWC). Intending to evaluate the limits of stock management or to give a reliable prediction on the different amounts of biomass of the plant formation which is subjected to grazing and browsing, AWC is suitable to represent soil properties, being the most effective variable to predict the plant formation.

This finding leads to the necessity of an effective measurement of AWC in terrain analysis. But there are great hindrances to direct determination of this intrinsic soil property. Because of the great influence of coarse soil pores on water infiltration and distribution, non-destructive sampling would be essential. But realizing such a data collection would be enormously sumptuous, even for a smaller area. That is why such data are not available so far.

The AWC is determined using an error minimizing routine (BOWA). For a certain value of the AWC, BOWA's simulation kernel computes an estimate for the related densities of the thornbush savanna's components. This is done by using local data of precipitation, elevation (which serves as a substitute for the temperature determining evapotranspiration and annual rainfall), and stock management. By comparing estimated biomass with observed one, an error function of AWC is defined. Thus, AWC can be determined by minimizing this function.

Two parameters have to be estimated which are named $b1$ and $b2$. Parameter $b1$ denotes the water storage capacity available to grasses in the upper part of the soil, and is identical with the AWC. To the contrary, it is impossible to derive the parameter $b2$ from intrinsic soil properties. Thus it has no operable observable definition. It is only assisting the underlying theory in representing the residual water storage capacity fed from the overflow of $b1$ and is handled as a minimum value to support the observed woody biomass.

The main program BOWA uses a kernel function, which is represented by the simulation model SYSTRO. The kernel function is driven by observed time series of precipitation (76

years, precipitation in decades), type of pasture utilization and stocking rate up to the decade of observation of mb_i ⁹⁶. BOWA minimizes an error function $S(b_1, b_2)$ in order to fit the expected biomass vector me_i – considered a function of the parameters b_1 and b_2 chosen by trial – to the observed values of the biomass vector mb_i .

Attempts to efficiently find the minimum of the error function $S(b_1, b_2)$ by the gradient method of the Newton-Raphson-algorithm were not successful. The error surface $S(b_1, b_2)$ turned out to be very rugged with many local minima. Therefore, a global search algorithm was implemented with gradually narrowing search area and raster width. During the error minimizing routine, BOWA computes the expected biomass vector me_i for each single combination of $S(b_1, b_2)$ and compares the result with the value of the observed biomass vector mb_i . It has the great drawback of low efficiency because of the need of much iteration of SYSTRO runs for computing each single function value.

In order to use BOWA as a measurement tool, SYSTRO had to be calibrated by using AWC data, which were measured in the field. For the purpose of calibration a site is selected where AWC can be evaluated by laboratory assisted analysis without regarding the coarse pores or soil stratification. Additionally, there must exist other data necessary for the modeling purpose. This site was found to be in the Sandveld of Namibia, situated on the NE part of the Megakalahari in the vicinity of the Waterberg. Here, deep sands are found as well as the farmers have a long tradition in measuring local precipitation and keeping track of their livestock. The fitting procedure CALBOWA uses an error K , fitting the expected values by using the parameters to be evaluated. It works in analogy with the measurement procedure outlined above, using field data at the calibration point and fitting the parameters by minimizing the error function. The fitted parameters concern growth rates of the vegetation, saturation densities, and water use of the biomass' vector's components as is assumed by the underlying theory. Parameters fitted to measured ones have no meaning in their own right. Rather, they are specific to the model as are regression parameters or weights in neural networks and hence cannot be evaluated by independent observation.

The way of determining AWC by simulation needs a lot of data with only very restricted availability. For mapping purposes it is therefore necessary to use regionally distributed basic

⁹⁶ The index i denotes the different growthform: $i=1$ annual grasses, $i=2$ perennial grasses, $i=3$ woody plants

data as predictors. Due to their ability of representing soil texture and subsurface information, radar remote sensing data are the most promising source. Suitable data are offered in the long wave range, including C-, L-, and X-band of the SIR-C/X-SAR mission of April 1994. Multilooked data in *ground range* quality were used, thus allowing identification of the ground sampling plots in the radar image. Averaging of neighboring pixels to form collective intensity measures further reduced the *speckle noise* and unwanted *border effects* in the data. It is shown that radar remote sensing data are suitable for mapping purposes of the AWC of remote and large areas. The whole procedure of the working tasks is outlined in fig. 1.

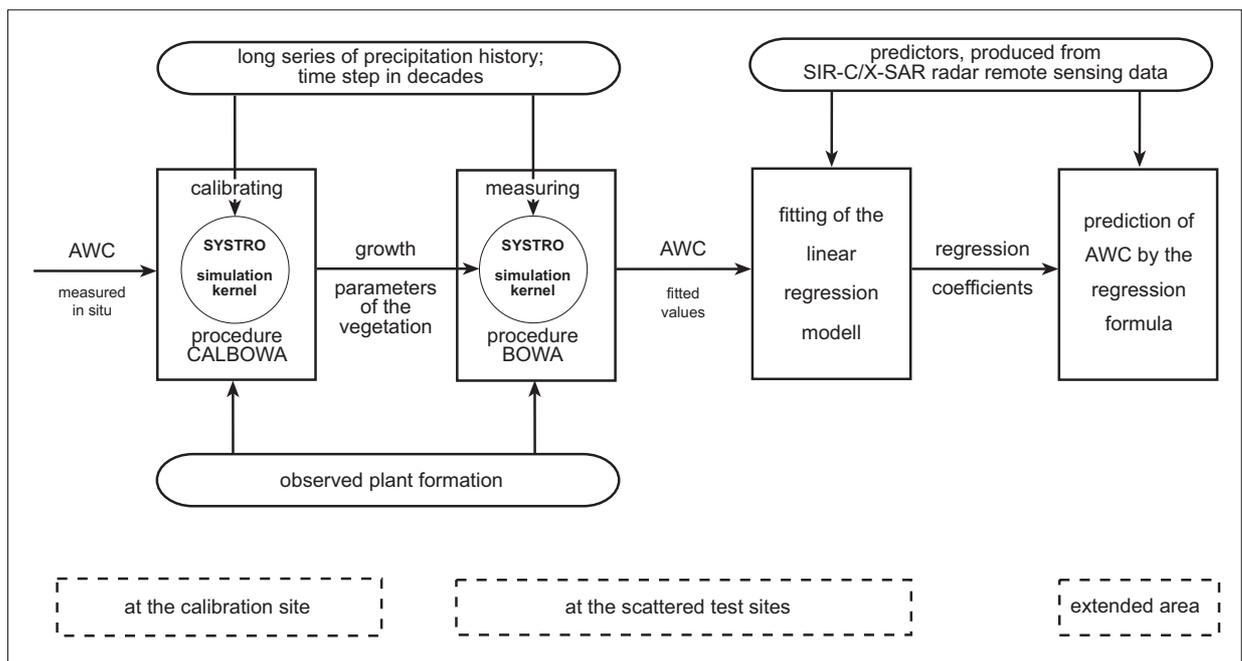


Fig. 1: Procedure of the area-wide estimation of AWC (from left to right)

The intensity values within the single channels do not only represent the wanted intrinsic soil information. They depend strongly and above all from the incidence angle θ of the radar beam and the actual moisture condition of the area viewed which includes moisture in the upper 30 cm of the soil as well as turgid vegetation, e. g. the grass sward and leaves. Prior to further analyses, these unwanted parts of information have to be eliminated from the data by separating them out in regression analysis. The influence of the radar beam incidence angle θ on the strength of the backscatter signal can be evaluated by information on the relief. Also, this influence is separated out prior to further analysis. For all of the plots, data on exposition, slope angle, and distance to the track of the shuttle have to be available due to their influence on the incidence angle.

In order to evaluate the dependent variable AWC from independent remote sensing data it is necessary to fit a regression model, which eliminates the estimated influence of instantaneous soil moisture and that of turgid vegetation. The actual moisture content in the upper part of the soil is represented almost exclusively in the backscatter signal of the C- and L-band in HH-polarization, enabling the use of the HH-polarization as predictor. After separating out unwanted signal parts, the residuals were used to estimate $b1$ by regression analysis. The equation for calculating $b1s$ by using radar data and information on the relief showed a strong correlation coefficient of $R^2=0.90$.

Because of the very costly and labor intensive survey of field data only a relatively small sample of 14 plots was available. Therefore, one and the same data had to be used for fitting the regression model and to test the goodness of fit. As compensation, the resulting determination coefficient R_g^2 had to be corrected computationally. This procedure gives a model reproduction of 86 % of the observed variance of $b1$.

Ground range corrected radar data can thus be used for regional mapping of AWC estimates by using the resulting regression model. As ground based information only relief specification is needed. These data are aspect and slope angle. It needs some effort to consider them in the form of a digital elevation model. Thus, it is worth considering the effect of such a model by neglecting the influence of the two variables, represented by $\cos(\theta)$, in the regression model. Because of the presence of steep slopes in the test sample, neglecting the influence of $\cos(\theta)$ will yield a realistic picture of the value of a digital elevation model. In this case, the result shows a corrected variance representation of only $R^2=0,63$. This means a loss of explanation of 27 % and a relative loss of almost 43 %. Hence, the difference between the two results elucidates the value of ground based relief information in this context.

10. Danksagung

Ich danke Herrn Professor Dr. Reiner Schwarz für die interessante Themenstellung und für zahlreiche wertvolle Anregungen und Diskussionen im Verlaufe der Arbeit sowie für die Begutachtung der Arbeit.

Herrn Professor Dr. G. Miehlich danke ich für das gezeigte Interesse an der Arbeit und die Begutachtung derselben.

Herrn Professor Dr. F. O. Becker vom *Department of Geography and Environmental Studies* der *University of Namibia* gilt mein ganz besonderer Dank für seine Unterstützung der Arbeit. Ohne sein Engagement in bezug auf die Nutzung der Infrastruktur der *University of Namibia* wäre diese Arbeit in der hier vorliegenden Form nicht durchführbar gewesen.

Frau Dr. G. I. C. Schneider, Direktorin des *Geological Survey of Namibia*, danke ich für ihr Wohlwollen und der Erlaubnis, Ausrüstung, Büroräume und Labors des *Geological Survey* nutzen zu dürfen. Gleichfalls gilt mein Dank den dort arbeitenden Wissenschaftlern Herrn Dr. S. Milner und Herrn Dr. W. Hegenberger sowie Herrn B. Roesner und Herrn V. Petzel, die mir mit Rat und Tat zur Seite standen sowie Kartenmaterial und unveröffentlichte Arbeiten zur Verfügung stellten.

Den Herren T. Cooper und P. Du Preez vom *Ranger Camp 'Onjoka'* am Waterberg danke ich für ihre Hilfsbereitschaft, die mir das ungehinderte Arbeiten im Waterberg Plateau Park, Einblick in unveröffentlichte Arbeiten sowie die Benutzung des Herbars ermöglichten.

An Herrn Dr. W. J. Jankowitz von der *Polytechnic of Namibia* geht mein besonderer Dank für die vielen informativen Gespräche über die Vegetation des Waterbergs, die Überlassung von Forschungsergebnissen sowie seine Unterstützung bei der Bestimmung von Grasproben.

Mein Dank gilt außerdem Frau Dr. A. Seckelmann und Herrn Dr. S. Niemann (Institut für Geographie der Universität Würzburg) für ihre Einführung in die Geschichte und Entwicklungsproblematik Namibias vor Ort sowie für die unvergesslichen Momente, die ich mit ihnen dort erleben durfte.

Den Herren Dr. W. Gade, Dr. C. Melsheimer und Dr. T. Schlick vom Institut für Meereskunde der Universität Hamburg danke ich für die Unterstützung beim Einlesen und Überspielen der Radarrohdaten sowie für die Informationen und Tipps hinsichtlich Analyse und Interpretation der Daten.

Ohne die finanzielle Förderung der folgenden Institutionen und Gesellschaften wäre die Anfertigung der Arbeit in der vorliegenden Form nicht möglich gewesen:

- Deutscher Akademischer Austauschdienst, Bonn.
- Universitätsgesellschaft der Universität Hamburg.
- Sydslesvigsk Kultursamfund Grænseforeningen, Kopenhagen.

An dieser Stelle bedanke ich mich noch einmal herzlich für die gewährte finanzielle Unterstützung.

Ein großer Dank gilt allen Farmern, die mich auf ihrem Besitz arbeiten ließen, mir Einblick in ihre Aufzeichnungen gewährten und mir andere wertvolle Informationen geben konnten. Ganz besonders danke ich dabei den Herrn Hinrich Schneider-Waterberg (Farm Okosongomingo), Harry Schneider-Waterberg (Farm Okosongomingo), F. E. Diekmann (Farm Klein Hamakari), W. Diekmann (Farm Groß Hamakari) und J. Hassenpflug (Farm Ombujomatemba).

Zuletzt danke ich allen hier nicht namentlich aufgeführten Personen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

11. Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. verb. u. erw. Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- Aldakheel, Y. Y. & Danson, F. M. (1997): Spectral reflectance of dehydrating leaves: measurements and modelling. *International Journal of Remote Sensing* 18(17), 3683-3690
- Anonym (1995): ENVI Users Guide Ver. 2.0. Better Solutions Inc., Boulder/USA
- Anonym (o. J.): Soil Map of Namibia. 17 pp.
- Baines, K. A. (1989): The water use, growth and phenology of four savanna grass species in response to changing soil moisture availability. M.Sc. thesis, Univ. of the Witwatersrand, South Africa
- Barnes, D. L., Swart, M., Smith, M. F. & Wiltshire, G. H. (1991): Relations between soil factors and herbage yields of natural grassland on sandy soils in the south-eastern Transvaal. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 8(3), 92-109
- Bate, G. C., Furniss, P. R. & Pendle, B. G. (1982): Water Relations of Southern African Savannas. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): *Ecology of tropical savannas*. *Ecological Studies* 42, 336-358
- Bähr, J. (1968): Kulturgeographische Wandlungen in der Farmzone Südwestafrikas. *Bonner Geographische Abhandlungen* 40
- Belsky, A. J., Amundson, R. G., Duxbury, J. M., Riha, S. J., Ali, A. R. & Mwonga, S. M. (1989): The effects of trees on their physical, chemical, and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology* 26, 1005-1024
- Belsky, A. J. (1990): Tree/grass ratios in East African savannas: a comparison of existing models. *Journal of Biogeography* 17, 483-489
- Belsky, A. J. (1994): Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology* 75(4), 922-932
- Benallegue, M., Taconet, O., Vidal-Madjar, D. & Normand, M. (1995): The Use of Radar Backscattering Signals for Measuring Soil Moisture and Surface Roughness. *Remote Sensing of Environment* 53, 61-68
- Bergström, R. (1992): Browse characteristics and impact of browsing on trees and shrubs in African savannas. *Journal of Vegetation Science* 3, 315-324

- Bergström R., & Skarpe, C. (1985): Characteristics of the Kalahari sand in western Botswana. *Meddelelser från Växtbiologiska Institut 3*, 1-19
- Besler, H., Blümel, W. D., Heine, K., Hüser, K., Leser, H. & Rust, U. (1994): Geomorphogenese und Paläoklima Namibias. Eine Problemskizze. *Die Erde 125*, 139-165
- Bester, F. & Reed, E. (1997a): Bush encroachment. A thorny problem. In: *Spotlight on Agriculture 1*, 2 pp.
- Bester, F. & Reed, E. (1997b): Charcoal production in the Karstveld. Facts to ponder upon. In: *Spotlight on Agriculture 2*, 2 pp.
- Bester, F. & van Eck, J. A. J. (1998): Forage preferences of the Kudu: Spectrum of utilization in the Thorn Tree Savanna. *Agri-Info 10/98*, 9-12
- Blüthgen, J. & Weischet, W. (1980): *Lehrbuch der Allgemeinen Geographie: Allgemeine Klimageographie*. 3. Aufl. Walter de Gruyter, Berlin
- Bosch, O. H. J. & van Rensburg, F. P. J. (1987): Ecological status of species on grazing gradients on the shallow soils of the western grassland biome in South Africa. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa 4(4)*, 143-147
- Boulière, F. & Hadley, M. (1983): Present-day savannas: an overview. In: Boulière, F. (ed.): *Tropical savannas*. Elsevier, Amsterdam, 1-17
- Box, E. O. (1981): *Macroclimate and plant forms. An introduction to predictive modelling in phytogeography*. W. Junk Publishers, Den Haag
- Box, E. O. (1995): Factors determining distributions of tree species and plant functional types. *Vegetatio 121*, 101-116
- Buch, M. (1993): Klima und Boden als limitierende Faktoren landwirtschaftlicher Nutzung in Namibia. In: *Frankfurter Wirtschafts- und Sozialgeographische Schriften 64*, 139-172
- Burgess, S. O., Adams, M. A., Turner, N. C. & Ong, C. K. (1996): The redistribution of soil water by tree root systems. *Oecologia 115*, 306-311
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E. & Schulze, E.-D. (1996): Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia 108*, 583-595
- Danckwerts, J. E. (1984): *Towards improved livestock production off sweet grassveld*. Ph.D. thesis, Univ. of Natal, South Africa
- De Bruine, B. (1998): A review of the 1997/98 rainy season in Namibia. *Agri-Info 10/98*, 6-9

-
- Deckers, J. A., Nachtergale, F. O. & Spaargaren, O. C. (eds.) (1998): World Reference Base for Soil Resources: Introduction. Acco, Niederlande
- Dobson, M. C., Ulaby, F. & Pierce, L. (1995): Landcover classification and estimation of terrain attributes using synthetic aperture radar. *Remote Sensing of Environment* 51, 199-214
- Donaldson, C. H. (1969): Bush encroachment with special reference to the blackthorn problem of the Molopo area. Dept. of Agricultural Technical Services. 29 pp.
- Eagleson, P. S. & Tellers, T. E. (1982): Ecological optimality in water-limited natural soil-vegetation systems. I - Theory and Hypotheses, II - Tests and applications. In: *Water Resources Research* 18, 325-354
- Engert, S. & Jury, M. (1997): Sommerniederschläge im Norden Namibias. Vorläufige Ergebnisse einer zirkulationsdynamischen Untersuchung. In: Sponholz, B., Baumhauer, R. & Hagedorn, H. (Hrsg.): *Geowissenschaftliche Untersuchungen in Afrika. Teil III. Würzburger Geographische Arbeiten* 92, 285-303
- Engman, T. E. & Chauhan, N. (1995): Status of microwave soil moisture measurements with remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 51, 189-198
- Erkkilä, A. & Siiskonen, J. (1992): *Forestry in Namibia 1850-1990*. University of Joensuu, Silva Carelica 20
- Folly, A. (1996): Soil Surface Roughness and Infiltration in the Savanna Ecosystem and its Impact on Erosion. *Danish Journal of Geography* 96, 32-39
- Fourie, J. H., Opperman, D. P. J. & Roberts, B. R. (1985): Influence of stocking rate and grazing systems on available grazing in the northern Cape. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 2(3), 24-26
- Freeman, A., Alves, M., Chapman, B., Cruz, J., Kim, Y., Shaffer, S., Sun, J., Turner, E. & Scarabandi, K. (1995): SIR-C data quality and calibration. *IEEE Transactions in Geoscience and remote Sensing* 33, 848-857
- Frost, P. G. H., Medina, E., Solbrig, O. T., Swift, M. J. & Walker, B. H. (1986): Responses of savannas to stress and disturbance. *Biologica International, Special Issue* 10
- Ganssen, R. (1963): *Südwest-Afrika. Böden und Bodenkultur. Versuch einer Klimapedologie warmer Trockengebiete*. Dietrich Reimer, Berlin.
- Giess, W. (1971): A preliminary vegetation map of South West Africa. *Dinteria* 4, 5-114

- Gignoux, J., Menault, J.-C., Noble, I. R. & Davies, I. D: (1996): A spatial model of savanna function and dynamics: model description and preliminary results. In: Newberry, D. M., Prins, H. H. T. & Brown N. D. (eds.): Dynamics of tropical communities. Blackwell Science
- Golluscio, R. A., Sala, O. E. & Lauenroth, W. K. (1998): Differential use of large summer rainfall events by shrubs and grasses: a manipulative experiment in the Patagonian steppe. *Oecologia* 115, 17-25
- Hall, D. O. & Scurlock, J. (1991): Tropical grasslands and their role in the global carbon cycle. In: Esser, G. & Overdich, D. (eds.): Facets of modern ecology. Elsevier, Amsterdam, 555-573
- Harrell, P. A., Kasischke, E. S., Bourgeau-Chavez, L. L., Haney, E. M. & Christensen Jr., N. L. (1997): Evaluation of Approaches to Estimating Aboveground Biomass in Southern Pine Forests Using SIR-C Data. *Remote Sensing of Environment* 59, 223-233
- Hartge, K. H. & Horn, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik. 2., überarb. und erw. Aufl. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- Hegenberger, W. (o. J.): The Geology of the Waterberg. Unpubl. Rep. Geological Survey of Namibia, Windhoek. 13 pp.
- Hegenberger, W. (1992): Coal. In: The Mineral Resources of Namibia. Survey of Namibia Publications, Windhoek. Section 7.2, 29 pp.
- Huntley, B. J. (1982): Southern African Savannas. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): Ecology of tropical savannas. *Ecological Studies* 42, 101-119
- Huntley, B. J. & Morris, J. W. (1982): Structure of the Nylsvley Savanna. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): Ecology of tropical savannas. Springer-Verlag, Berlin, 433-456
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E. & Schulze, E. D. (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108, 389-411
- Jaeger, F. (1920): Die kulturgeographische Wandlung von SWA während der dt. Herrschaft, *G. Z.* 26, 305-316
- Jaeger, F. (1921): Deutsch-SWA, 12 länderkundliche Studien zu A. Hettners 60. Geburtstag
- Jähnig, U. & Jürgens, N. (1993): Standorteigenschaften arider Böden in der Namib. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72, 947-950
- Jankowitz, W. J. (1983): Die plantekologie van die Waterberg Platopark. Ph.D. thesis, Univ. van die Oranje Vrystaat, Bloomfontein, South Africa

- Jankowitz, W. J. & van Rensburg, W. L. J. (1985): Die basale bedekking en die weibare opbrengs van die sleutelgrasse en die dravermoë van die kruidstratum van die plantgemeenskappe in die Waterberg-plateau. *Madoqua* 14(3), 305-313
- Jeltsch, F., Milton S., Dean, W. R. & van Rooyen, N. (1996): Tree spacing and coexistence in semiarid savannas. *Journal of Ecology* 84, 583-595
- Jeltsch, F., Milton S., Dean, W. R. & van Rooyen, N. (1997a): Analysing shrub encroachment in the Southern Kalahari: a grid-based modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 34, 1497-1508
- Jeltsch, F., Milton S., Dean, W. R. & van Rooyen, N. (1997b): Simulated pattern formation around some artificial waterholes in the semi-arid Kalahari. *Journal of Vegetation Science* 8, 177-187
- Jerram, D. A. (1998): Stratigraphie und Lava/Sediment-Interaktion der basalen Etendeka-Flutbasalte. In: Arbeitsbericht zur zweiten Projektphase. Graduiertenkolleg Geowissenschaftliche Gemeinschaftsforschung in Afrika, Universität Würzburg, 59-64
- Jessen, P. T. (1996): The diet selection of the Eland (*Taurotragus oryx*) in North-East Namibia. *Agricola* 1996, 11-14
- Jordan, R. L., Huneycutt, B. L. & Werner, M. (1995): The SIR-C/X-SAR Synthetic Aperture Radar System. *IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing* 33(4), 829-839
- Kasischke, E. S., Melack, J. M. & Dobson, M. C. (1997): The Use of Imaging Radars for Ecological Applications – A Review. *Remote Sensing of Environment* 51, 141-156
- Keddy, P. A. (1989): Competition. London & New York (= Population and Community Biology Series)
- Kennard, D. G. & Walker, B. H. (1973): Relationships between tree canopy cover and *Panicum maximum* in the vicinity of Fort Victoria. *Rhodesian Journal of agricultural Research* 11, 145-153
- Kinyamario, I., Trlica, M. J. & Njoka, T. J. (1995): Influence of tree shade on water status, gas exchange, and water use efficiency of *Panicum maximum* Jacq. and *Themeda triandra* Forsk. in a Kenyan savanna. *South African Journal of Ecology* 33, 114-123
- Knoop, W. T. & Walker, B. H. (1985): Interactions of woody and herbaceous vegetation in a southern African savanna. *Journal of Ecology* 73, 235-253
- Le Houérou, H. N. (1989): The grazing landecosystem of the African Sahel. *Ecological Studies* 75, 106-109

-
- Leistner, O. A. (1967): The plant ecology of the southern Kalahari. *Memoirs of the Botanical Society of South Africa* 38
- Leser, H. (1971): *Landschaftsökologische Studien im Kalaharisandgebiet um Auob und Nossob*. Steiner, Wiesbaden
- Leser, H. (1976): *Landschaftsökologie*. Ulmer, Stuttgart
- Leser, H. (1982): *Namibia*. Ernst Klett, Stuttgart
- MacDonald, R. (1978): Rainfall infiltration under different types of veld in the Pretoria Region. *South African Bureau of Water Affairs* 34, 25-36
- Mainardy, H. (1998): Grundwasserneubildung im Übergangsbereich von Festgesteinsrücken und Kalahari-Lockersediment-Überdeckung. In: *Arbeitsbericht zur zweiten Projektphase. Graduiertenkolleg Geowissenschaftliche Gemeinschaftsforschung in Afrika, Universität Würzburg*, 74-79
- Mellilo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore III, B., Vorosmarty, C. J. & Schloss, A. L. (1993): Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363, 234-240
- Menault, J. C., Gignoux, J., Prado, C. & Clobert, J. (1990): Tree community dynamics in a humid savanna of the Côte-d'Ivoire: modelling the effects of fire and competition with grass and neighbours. *Journal of Biogeography* 17, 471-481
- Mordelet, P. & Mariotti, A. (1995): Tree/grass relationships in savanna: root profiles estimated by stable isotope ^{13}C method in wet and dry season. In: Bellan, D., Bonin, G. & Emig, C. (eds.): *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems*. Lavoisier, Intercept Ltd., 325-334
- Mordelet, P., Menault, J.-C. & Mariotti, A. (1997): Tree and grass rooting patterns in an African humid savanna. *Journal of Vegetation Science* 8, 65-70
- Mossolow, N. (1992): *Waterberg. Beitrag zur Geschichte der Missionsstation Otjozondjupa, des Kambazembi-Stammes und des Hererolandes*. 4. Aufl. John Meinert, Windhoek
- Müller, M. A. N. (1985): *Gräser Südwestafrika/Namibia*. John Meinert, Windhoek
- Müller-Hohenstein, K. (1978): Nordafrikanische Trockensteppengesellschaften. Zur ökologischen Erklärung der räumlichen Differenzierung der Vegetation zwischen Mittelmeer und Sahara. *Erdkunde* 32, 28-39
- O'Conner, T. G. (1991): The influence of rainfall and grazing on the population and compositional response of some savanna grasslands. Ph.D. thesis, Univ. of the Witwatersrand, South Africa

-
- Owen-Smith, N. (1994): Foraging responses of Kudus to seasonal changes in food resources: elasticity in constraints. *Ecology* 75(4), 1050-1062
- Pultz, T. J., Crevier, Y., Brown, R. J. & Boisvert, J. (1997): Monitoring local environmental conditions with SIR-C/X-SAR. *Remote Sensing of Environment* 59, 248-255
- Raunkiaer, O. (1934): *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford
- Rauste, Y., Häme, T., Pulliainen, J., Heiska, K. & Hallikainen, M. (1994): Radar-based forest biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 15(14), 2797-2808
- Reed, E., Bester, B. & Krommenhoek, R. (1997): Charcoal production estimated by using regression formula. *AgrilInfo* 4/3, 9-12
- Rignot, E., Salas, W. A. & Skole, D. L. (1997): Mapping Deforestation and Secondary Growth in Rondonia, Brazil, using imaging Radar and Thematic Mapper Data. *Remote Sensing of Environment* 59, 167-179
- Rutherford, M. C. (1975): Aspects of ecosystem function in a woodland savanna in South West Africa. Ph.D. thesis. Univ. of Stellenbosch, South Africa
- Rutherford, M. C. (1979): Aboveground biomass subdivisions in woody species of the savanna ecosystem project study area, Nylsvley. South African National Scientific Programmes Report 36
- Rutherford, M. C. (1982): Woody Plant Biomass Distribution in *Burkea africana* Savannas. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): *Ecology of tropical savannas*. Springer-Verlag, Berlin, 120-143
- Saatchi, S., Soares, J. & Alves, S. (1996): Mapping deforestation and landuse in Amazon rainforest by using SIR-C Imagery. *Remote Sensing of Environment* 59, 191-202
- Sala, E. O., Golluscio, W., Lauenroth, W. K. & Soriano, A. (1989): Resource partitioning between shrubs and grasses in a Patagonian steppe. *Oecologia* 81, 501-505
- Sarmiento, G. & Monasterio, M. (1983): Life forms and phenology. In: Boulière, F. (ed.): *Tropical savannas*. Elsevier, Amsterdam
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. (1992): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Ferdinand Enke, Stuttgart
- Schneider, I. (1998): Waterberg Plateau Park, Namibia. 2. Aufl., Shell Namibia

-
- Scholz, H. (1973): Some typical soils of South West Africa. Paper presented at the 5th Int. Congress of the Southern African Society for Soil Science at Silsbury, February 1973, 6 pp.
- Schrader, H. J. & Jankowitz, W. J. (o. J.): Voorlopige produksie bepalings in die grasstratum op die Waterberg-Platopark. 6 pp.
- Schulze, E.-D., Mooney, H. A., Sala, O. E., Jobbagy, E., Buchmann, N., Bauer, G., Canadell, J., Jackson, R. B., Loretti, J., Oesterheld, M. & Ehleringer, J. R. (1996): Rooting depth, water availability, and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia* 108, 503-511
- Schwarz, R. (1977): Südwestafrika – Ein landeskundlicher Überblick. In: Die Karawane 2/3, 45-59
- Schwarz, R. (1980): Das Weidepotential der trockenen Tropen, ermittelt mit Hilfe dynamischer Systemsimulation. In: Barth, H.-K. und Wilhelmy, H. (Hrsg.): Trockengebiete. Natur und Mensch im ariden Lebensraum. Tübinger Geographische Studien 80, 303-320
- Schwarz, R. (1995): Modellierung der Klimavegetation der Erde auf der Grundlage des Wettbewerbs der Lebensformen. In: Lafrenz, J. (Hrsg.): Studien zur Physischen Geographie. Hamburger Geographische Studien 47, 1-25
- Seghieri, J. (1995): The rooting patterns of woody and herbaceous plants in a savanna; are they complementary or in competition? *African Journal of Ecology* 33, 358-365
- Sinclair, G. (1950): The transmission and reception of elliptically polarized waves. In: *Proceedings of the IRE* 38, 148-151
- Singh, J. S. & Gupta, S. R. (1977): Plant Decomposition and Soil Respiration in Terrestrial Ecosystems. *The Botanical Revue* 43(4), 449-528
- Skarpe, C. (1986): Plant community structure in relation to grazing and environmental changes along a north-south transect in the western Kalahari. *Vegetatio* 68(1), 3-19
- Skarpe, C. (1991): Spatial patterns and dynamics of woody vegetation in an arid savanna. *Journal of Vegetation Science* 2, 565-572
- Skarpe, C. (1992): Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3, 293-300
- Skarpe, C. (1996): Plant functional types and climate in a southern African savanna. *Journal of Vegetation Science* 7, 397-404

- Snyman, H. A. (1989): Evapotranspirasie en waterverbruiksdoeltreffendheid van verskillende grasspesies in die sentrale Oranje-Vrystaat. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 6, 146-150
- Snyman, H. A. (1994): Evapotranspiration, water-use efficiency and quality of six dryland planted pasture species and natural vegetation, in a semi-arid rangeland. *African Journal of Range and Forage Science* 11(3), 82-88
- Snyman, H. A., Opperman, D. P. J. & van den Berg, J. A. (1980): Hidrologiese siklus en waterverbruiksdoeltreffendheid van veld in verskillende suksessiestadiums. *Proceedings of the Grassland Society of Southern Africa* 15, 69-72
- Snyman, H. A., Venter, W. D., van Reensburg, W. L. J. & Opperman, D. P. J. (1987): Ranking of grass species according to visible wilting order and rate of recovery in the Central Orange Free State. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 4(2), 78-81
- Stofan, E. R., Evans, D. L., Schullius, C., Holt, B., Plaut, J. J., van Zyl, J. J., Wall, S. D. & Way, J. (1995): Overview of results of Spaceborne Imaging Radar-C, X-Band Synthetic Aperture Radar (SIR-C/X-SAR). *IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing* 33(4), 818-828
- Strohbach, B. (1992): Loss of genetic diversity due to veld degradation – a case study in the northern Kalahari, Grootfontein District. *Dinteria* 23, 102-115
- Strydom, P. J. & Smith, W. A. (1994): Effect of inherent polyphenolics on the nutritional value of Namibian browse. *Dinteria* 24, 19-27
- Stuart-Hill, G. C., Tainton, N. M. & Barnard, H. J. (1987): The influence of an *Acacia karroo* tree on grass production in its vicinity. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 4(3), 83-88
- Stuart-Hill, G. C. & Tainton, N. M. (1989): Water utilization patterns around isolated *Acacia karroo* trees in the False Thornveld of the eastern Cape. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 6(4), 195-204
- Teague, W. R. (1989): The rate of consumption of bush and grass by goats in a representative *Acacia karroo* savanna community in the Eastern Cape. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 6(1), 8-13
- Theron, J. (1964): Evaluering van plaasbeplanning in die Goudini-, Breerivier- en Slanghoek-grondbewaringsdistrikte. M.Sc. thesis, Univ. Pretoria, South Africa
- Tilman, D (1988): *Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities*. Princeton, NJ (= Monographs in Population Biology 28)

-
- Tilman, D (1990): Mechanisms of plant competition for nutrients: The elements of a predictive theory of competition. In: Grace, J. B. & Tilman, D. (eds.): Perspectives on Plant Competition, 117-141
- Tinley, K. L. (1982) The influence of soil moisture balance on ecosystem patterns in Southern Africa. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): Ecology of tropical savannas. Ecological Studies 42, 175-192
- Tyson, P. D., Dyer, T. G. J. & Mameetse, M. N. (1975): Secular changes in South African Rainfall: 1880 to 1972. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 101, 817-833
- Tyson, P. D. (1986): Climatic Change and Variability in Southern Africa. Oxford University Press
- van Rensburg, F. P. J. & Bosch, O. J. H. (1990): Influence of habitat differences on the ecological grouping of grass species on a grazing gradient. Journal of the Grassland Society of Southern Africa 7(1), 11-15
- van Wyk B. & van Wyk, P. (1997): Field Guide to Trees of Southern Africa. Struik Publishers, Cape Town
- van Zyl, J. J., Zebker, H. A. & Elachi, C. (1987): Imaging radar polarization signatures: Theory and observation. Radio Science 22(4), 529-543
- Walker, B. H. (1974): Ecological considerations in the management of semi-arid ecosystems in south-central Africa. In: Proceedings of the 1st International Congress of Ecology: Structure, Functioning and Management of Ecosystems. The Hague, Wageningen, 124-129
- Walker, B. H. (1981): Is succession a viable concept in African savanna ecosystems. In: West, H., Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds): Forest Succession, Concept and Application. Springer, New-York
- Walker, B. H. (1985): Structure and function of savannas: an overview. In: Tothill, J. C. & Mott, J. J. (eds.): Ecology and management of the world's savannas. Australian Academy of Science, 83-92
- Walker, B. H., Ludwig, D., Holling, C. S. & Petermann, R. M. (1981): Stability of semi-arid savanna grazing systems. Journal of Ecology 69, 473-498
- Walker, B. H. & Noy-Meir, I. (1982): Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.): Ecology of tropical savannas. Springer-Verlag, Berlin, 556-590

-
- Walter, H. (1939): Grasland, Savanne und Busch der arideren Teile Afrikas und ihre ökologische Bedingtheit. Jahrbuch der Wissenschaften Botanik 87, 750-860
- Walter, H. (1940): Die Farmwirtschaft in Deutsch-Südwestafrika. Ihre biologischen Grundlagen. Heft 1, 2 und 3. Paul Parey, Berlin
- Walter, H. (1954): Die Verbuschung, eine Erscheinung der subtropischen Savannengebiete, und ihre ökologischen Ursachen. Vegetatio 5/6, 6-10
- Walter, H. & Volk, O. (1954): Grundlagen der Weidewirtschaft in Südwestafrika. Ulmer, Stuttgart.
- Walter, H. & Breckle, S.-W. (1984): Ökologie der Erde. Bd. 2, Spezielle Ökologie der Tropischen und Subtropischen Zonen, Stuttgart
- Wang, J. R., Hsu, A., Shi, J. C., O'Neill, P. E. & Engman, E. T. (1997): A comparison of soil moisture retrieval models using SIR-C measurements over the Little Washita River Watershed. In: Remote Sensing of Environment 59, 308-320
- Weltzin, J. F. & McPherson, G. R. (1997): Spatial and temporal soil moisture resource partitioning by trees and grasses in a temperate savanna, Arizona, USA. Oecologia 112, 156-164
- Wever, T. & Henkel, J. (1995): Evaluation of the AIRSAR System for Soil Moisture Analysis. Remote Sensing of Environment 53, 118-122
- Whitmore, J. S. (1971): South Africa's water budget. South African Journal of Science 67, 166-176
- Zebker, H. A., van Zyl, J. J. & Held, D. N. (1987): Imaging Radar Polarimetry from Wave Synthesis. Journal of Geophysical Research 92 (B1), 683-701
- Zink, M. & Bamler, R. (1995): X-SAR radiometric calibration and data quality. IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing 33(4), 840-847

12. Anhang

Tabelle 10: Ergebnisse in Tabellenform

Fläche	L	H	W	θ °	mb_1	mb_2	mb_3	b_1	b_{1s}	b_2
01	S, F	1.390	R	44,09	600	160	13.000	132	139	271,9
02	S, F	1.385	R	44,34	500	140	20.000	154,9	150,7	312,2
03	S, F	1.340	R, Z	46,05	560	140	9.700	148,9	147,1	279,6
04	GW, S	1.540	W	-	100	590	5.200	-	-	-
05	GW, D	1.610	W	40,82	100	700	3.000	106,4	97,9	244,9
06	S, D	1.380	R	43,77	700	200	11.300	137,4	136,8	266,8
07	GW, H	1.400	W	18,72	100	1.300	19.800	134,9	139,4	282,1
08	GW, F	1.540	W	42,91	50	550	14.900	88,3	66,6	279,2
09	GW, H	1.520	W	54,65	100	900	14.400	121	121,4	266
10	S, F	1.370	R	45,18	200	1.000	2.500	118,8	124,6	244,5
11	KW, H	1.450	W	37,98	400	320	18.200	130,2	129,6	294,8
12	GW, D _H	1.640	W	39,58	200	1.200	7.200	129	144	291
13	GW, F	1.730	W	41,61	100	3.000	2.000	121,2	126,7	281
14	S, H _D	1.510	R	42,44	70	1.230	14.800	122,3	120,2	298,4
15	S, D	1.520	W, (R)	42,00	170	900	12.400	162,1	163,6	327,7

L Grobe Kennzeichnung der Lage: S=Sandveld, GW=Großer Waterberg, KW=Kleiner Waterberg, D=Düne, F=Fläche, H=Hang, H_D=Dolomithorst, S=Sandstein

H Höhenlage in m über NN

W Überwiegende Art der Beweidung: R=Rinder, W=Wild, Z=Ziegen

θ ° Inzidenzwinkel des Radarstrahls

mb_1 Trockenmasse des Bestands an annuellen Gräsern in kg je ha

mb_2 Trockenmasse des Bestands an perennen Gräsern in kg je ha

mb_3 Trockenmasse des Bestands an Gehölzen in kg je ha

b_2 Genutzte BWSK der Gehölze in mm Wassersäule (Mindestwert)

b_1 BWSK der Gräser in mm Wassersäulenanteil an der Durchwurzelungstiefe

b_{1s} Schätzwert für b_1 aufgrund von SAR-Fernerkundungsdaten und $\cos(\theta)$

Tabelle 11: Ausgelesene und verwendete gemittelte Rückstreuwerte der Bänder C, L und X des SIR-C/X-SAR-Geräts
Suffixe bezeichnen die Kombination der Transmissions- und Empfangspolarisation

Fläche	C _{HH}	C _{HV}	C _{TP}	L _{HH}	L _{HV}	L _{TP}	X _{VV}
01	0,1495	0,0280	0,0444	0,0874	0,0177	0,0263	243,6
02	0,1119	0,0599	0,0429	0,0753	0,0152	0,0226	206,2
03	0,1208	0,0396	0,0401	0,0423	0,0109	0,0133	254,3
04	-	-	-	-	-	-	-
05	0,0848	0,0114	0,0241	0,0148	0,0026	0,0044	227,7
06	0,0959	0,0299	0,0315	0,0728	0,0233	0,0240	225,5
07	0,1887	0,0510	0,0599	0,2526	0,303	0,707	343,9
08	0,0839	0,0313	0,0288	0,0788	0,0226	0,0253	289,4
09	0,3529	0,0739	0,0999	0,1451	0,0458	0,0477	241,7
10	0,0999	0,0164	0,0291	0,0508	0,0084	0,0148	182,8
11	0,2157	0,0251	0,0602	0,1999	0,0235	0,0558	247,2
12	0,0730	0,0142	0,0218	0,0312	0,0078	0,0098	181,4
13	0,0488	0,0165	0,0163	0,0149	0,0029	0,0044	266,1
14	0,1947	0,0586	0,0633	0,1780	0,0337	0,0529	320,2
15	0,1028	0,0193	0,0305	0,0357	0,0073	0,0107	275,4

Tabelle 12: Übersicht der 1997/98 und 1998/99 im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Gras- und Gehölzspezies

Einjährige Gräser	Lateinische Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung
I	<i>Aristida adscensionis</i> L.	Einjähriges Stechgras
II	<i>Chloris virgata</i> Sw.	Vley-Quirlgras
III	<i>Eragrostis cylindriflora</i> Hochst.	Kahler Windhalm
IV	<i>E. porosa</i> Nees	Gemeiner Windhalm
V	<i>Megaloptachne albescens</i> Hulb.	-
VI	<i>Rhynchelytrum villosum</i> (Parl.) Chiov.	Einjähriges Seidengras
VII	<i>Schmidtia kalahariensis</i> Stent	Fünfborstengras/Schmidts Sauergras
VIII	<i>Setaria verticillata</i> (L.) Beauv.	Klettgras
IX	<i>Urochloa brachyura</i> Stapf	Einjähriges Fettweidegras
Mehrjährige Gräser	Lateinische Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung
I	<i>Antephora pubescens</i> (Nees)	Ausdauerndes Kruggras
II	<i>Aristida congesta</i> (Roemer & Schultes) ssp. <i>congesta</i>	Ausdauerndes Stechgras
III	<i>A. meridionalis</i> (Henrard)	Löwenstechgras
IV	<i>A. stipitata</i> (Hackel) ssp. <i>stipitata</i>	Sandveld-Stechgras

V	<i>Brachiaria nigropedata</i> (Ficalho & Hiern) Stapf	Schwarzfüßchen
VI	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Blaubüffelgras
VII	<i>Danthoniopsis ramosa</i> (Stapf) Clayton	Felshafer
VIII	<i>Elionurus muticus</i> (Sprengel) Kunth	Silberschwanz
IX	<i>Enneapogon scoparius</i> Stapf	Besen-Neunborstengras
X	<i>E. jeffreysii</i> Hackel	Gelholz-Straußgras
XI	<i>E. pallens</i> Hackel	Sandveld-Straußgras
XII	<i>E. rigidior</i> Pilger	Kräusel-Straußgras
XIII	<i>E. superba</i> Peyr.	Herz-Straußgras
XIV	<i>E. trichophora</i> Cosson & Durand	Haariges Straußgras
XV	<i>Microchloa caffra</i> Nees	Gewöhnliches Sichelgras
XVI	<i>Panicum coloratum</i> L.	Buntes Hirsegras
XVII	<i>P. kalaharensis</i> Mez	Sandveld-Hirsegras
XVIII	<i>P. maximum</i> Jacq.	Großes Hirsegras
XIX	<i>Pogonarthria squarrosa</i> (Roemer & Schultes) Pilger	Ausdauerndes Tannengras
XX	<i>Schmidtia pappophoroides</i> Steudel	Fünfborsten-/Schmidts Kräuselgras
XXI	<i>Stipagrostis uniplumis</i> (Lichtenst.) De Winter var. <i>uniplumis</i>	Einfederiges Federgras
XXII	<i>Triraphis ramosissima</i> Hackel	Fels-Straußenfedergras
XXIII	<i>Urochloa bolbodes</i> (Steudel) Stapf	Ausdauerndes Fettweidegras
Gehölzpflanzen	Lateinische Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung
I	<i>Acacia ataxacantha</i>	Rosendornakazie
II	<i>A. erioloba</i>	Kameldornakazie
III	<i>A. erubescens</i>	Birkenrindenakazie
IV	<i>A. fleckii</i>	Sandfeldakazie
V	<i>A. hebeclada</i> ssp. <i>hebeclada</i>	Kerzenakazie
VI	<i>A. mellifera</i> ssp. <i>detinens</i>	Hakendornakazie
VII	<i>A. reficiens</i>	Rotrindenakazie
VIII	<i>A. tortilis</i>	Ringelhülsenakazie
IX	<i>Albizia anthelmintica</i>	Wurmringenbaum
X	<i>Bauhinia petersiana</i>	Weißer Bauhinia
XI	<i>Boscia albitrunca</i>	Weißstamm
XII	<i>B. foetida</i>	Stinkbusch
XIII	<i>Burkea africana</i>	Sandserynge
XIV	<i>Catophractes alexandri</i>	Trompetendorn/Fahlbusch
XV	<i>Combretum collinum</i> ssp. <i>taborense</i>	-
XVI	<i>C. psidioides</i> ssp. <i>psidioides</i>	-
XVII	<i>Commiphora africana</i>	-
XVIII	<i>C. tenuipetiolata</i>	-
XIX	<i>Cordia monoica</i>	-
XX	<i>Croton gratissimus</i> var. <i>gratissimus</i>	-
XXI	<i>Dichrostachys cinerea</i> ssp. <i>africana</i>	Farbkätzchenstrauch
XXII	<i>Grewia flava</i>	Gelbgrüner Rosinenstrauch
XXIII	<i>G. flavescens</i>	Zottiger Rosinenstrauch
XXIV	<i>G. villosa</i>	-
XXV	<i>Leucosphaera bainesii</i>	Weißkugelbusch

XXVI	<i>Lonchocarpus nelsii</i>	Apfelblattbaum
XXVII	<i>Mundulea sericea</i>	Fischbohne
XXVIII	<i>Peltophorum africanum</i>	Omuparara
XXIX	<i>Psydrax livida</i>	Kurzdorngranat/Namibischer Ginster
XXX	<i>Rhigozum brevispinosum</i>	-
XXXI	<i>Rhus tenuinervis</i>	-
XXXII	<i>Terminalia prunoides</i>	Blutfruchtbaum
XXXIII	<i>T. sericea</i>	Gelbholz
XXXIV	<i>Vangueria infausta</i>	-
XXXV	<i>Ziziphus mucronata ssp. mucronata</i>	Wart-ein-bißchen Strauch

Tabelle 13: Im Untersuchungsgebiet vorkommende Herbivore

Lateinische Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Auf dem Waterberg	Im Sandveld
<i>Aepycerus melampus melampus</i>	Impala	X	X
<i>Alcelaphus buselaphus</i>	Hartebeest	X	X
<i>Ceratotherium simum</i>	Nashorn	X	-
<i>Connochaetes taurinus</i>	Gnu	X	X
<i>Damaliscus lunatus</i>	Tsessebe	X	-
<i>Giraffa camelopardalis</i>	Giraffe	X	-
<i>Hippotragus equinus</i>	Pferdeantilope	X	-
<i>Hippotragus niger</i>	Rappenantilope	X	-
<i>Madoqua kirkii</i>	Damara Dik-Dik	X	X
<i>Oreotragus oreotragus</i>	Klippspringer	X	-
<i>Oryx gazella</i>	Gems-/Spießbock	X	X
<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Warzenschwein	X	X
<i>Raphicerus campestris</i>	Steinbock	X	X
<i>Sylvicapra grimmia</i>	Duiker	X	X
<i>Syncerus caffer</i>	Büffel	X	-
<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	Kudu	X	X

Tabelle 14: Übersicht über Frisch- und Trockengewichte der abgesammelten Gräser mit Gesamt-Wasserverlust sowie Gewicht der Gehölze (kg TM/ha) für 1997/98

Fläche	Frischgewicht [kg/ha]		Trockengewicht [kg/ha]		Gesamtwasserverlust [% / kg/ha]	Gehölzgewicht [kg/ha]
01	EG	890	EG	600	33 / 380	13.000
	MG	250	MG	160		
02	EG	760	EG	500	47 / 570	21.000
	MG	450	MG	140		
03	EG	670	EG	560	21 / 190	9.700
	MG	220	MG	140		
04	EG	0	EG	0	- / -	-
	MG	0	MG	0		

05	EG	150	EG	100	15	/	140	3.000
	MG	790	MG	700				
06	EG	1250	EG	700	48	/	840	11.300
	MG	490	MG	200				
07	EG	1575	EG	1.300	28	/	550	19.800
	MG	425	MG	150				
08	EG	280	EG	50	54	/	700	14.900
	MG	1020	MG	550				
09	EG	330	EG	100	26	/	345	14.400
	MG	1015	MG	900				
10	EG	345	EG	200	45	/	995	2.100
	MG	1850	MG	1.000				
11	EG	665	EG	400	32	/	340	18.200
	MG	395	MG	320				
12	EG	450	EG	200	22	/	400	7.200
	MG	1350	MG	1.200				
13	EG	195	EG	100	16	/	605	2.000
	MG	3510	MG	3.000				

Tabelle 15: Übersicht über Frisch- und Trockengewichte der abgesammelten Gräser mit Gesamt-Wasserverlust sowie Gewicht der Gehölze (kg TM/ha) für 1998/99

Fläche	Frischgewicht [kg/ha]		Trockengewicht [kg/ha]		Gesamtwasserverlust [% / kg/ha]			Gehölzgewicht [kg/ha]
01	EG	1.633	EG	600	64	/	1.186	13.000
	MG	233	MG	80				
02	EG	980	EG	270	68	/	998	21.000
	MG	588	MG	300				
03	EG	500	EG	330	30	/	270	9.700
	MG	390	MG	290				
04	EG	155	EG	100	44	/	548	5.200
	MG	1.083	MG	590				
05	EG	-	EG	-	-	/	-	-
	MG	-	MG	-				
06	EG	2.153	EG	575	70	/	1.691	11.300
	MG	273	MG	160				
07	EG	2.340	EG	1.440	44	/	1.216	19.800
	MG	396	MG	80				
08	EG	188	EG	20	58	/	873	14.900
	MG	1.325	MG	620				
09	EG	488	EG	110	51	/	1.041	14.400
	MG	1.538	MG	875				
10	EG	680	EG	160	58	/	2.020	2.000
	MG	2.800	MG	1.300				
11	EG	763	EG	110	74	/	733	18.200
	MG	225	MG	145				
12	EG	513	EG	100	51	/	1.040	7.200
	MG	1.517	MG	890				
13	EG	300	EG	100	10	/	425	2.000
	MG	3.750	MG	3.525				
14	EG	440	EG	70	60	/	1.945	14.800
	MG	2.800	MG	1.230				
15	EG	450	EG	170	47	/	940	12.400
	MG	1.560	MG	900				