

Vegetationsmodellierung am Südrand des Hohen Atlas, Marokko

- Habitatmodelle und ihre Anwendung in Trockengebieten -



Diplomarbeit zur Erlangung des Grades eines
Diplom-Biologen

Vorgelegt von

JENS OLDELAND

Aus Stelle, 2004

angefertigt im
Biozentrum Klein Flottbek und Botanischer Garten, Institut für Allgemeine Botanik
Universität zu Hamburg

Erklärung: Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen verwendet habe. Sämtliche Stellen in dieser Arbeit, die Sinngemäß oder dem Wortlaut nach anderen Werken entnommen sind, habe ich als solche unter Angabe der Quelle gekennzeichnet.

Ich erkläre mich damit Einverstanden, dass diese Arbeit nach Ihrer Bewertung Veröffentlicht werden darf.

Jens Oldeland

Hamburg, im Januar 2005

Danksagung:

DANKE ☺ !!!!

INHALTSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS	1
1 Einleitung	6
1.1 Wasserknappheit in Südmarokko (Weltweite Wasserkrise?).....	6
1.2 Das IMPETUS-Westafrikaprojekt	7
1.3 Fragestellungen	10
2. Habitatmodellierung	11
2.1 Definition(en) von Habitatmodellen	11
2.2 Theoretische Ökologie als Grundlage für Habitatmodelle.....	12
2.3 Der Modellierungsprozess.....	14
2.3.1 Formulierung des Modellkonzeptes.....	14
2.3.2 Formulierung des statistischen Modells.....	15
2.3.3 Modellanpassung - Kalibrierung	16
2.3.4 Modellanwendung - Vorhersage.....	16
2.3.5 Evaluierung - Validierung	17
2.4 Erweiterung des Modellkonzeptes.....	19
2.5 Habitatmodelle in der Wissenschaft	19
3. Das Untersuchungsgebiet.....	20
3.1 Überregionaler Kontext.....	20
3.2 Lage des Untersuchungsgebietes	21
3.3 Geomorphologie und Geologie	21
3.4 Klima.....	25
3.4.1 Das Großklima.....	25
3.4.2 Mesoskalige Klimaverhältnisse	26
3.5 Vegetation	29
3.5.1 Ökoregion der "Formations arborées presteppiques et des steppes"	30
3.5.2 Formation „Forêts sclerophylles“	31
3.5.3 Formation „Steppes atlasique des hautes altitudes“.....	32
3.6 Landnutzungsverhältnisse	33
4. Material und Methoden.....	35
4.1 Modellplanung.....	35
4.1.1 Ökologisches Modell.....	35
4.1.2 Datenmodell.....	36
4.1.2.1 Sampling Strategie – Probenahmedesign	36
4.1.2.2 Auswahl der Variablen	38
4.1.2.2.1 Topologische Variablen	38
4.1.2.2.2 Geologische Variablen.....	39
4.1.2.2.3 Klimatische Variablen	40
4.1.2.2.4 Landnutzungsvariablen.....	41
4.1.2.3 Transformation von Variablen.....	42
4.1.3 Statistisches Modell.....	44
4.1.3.1 Lineare Regressionsmodelle	44
4.1.3.2 Logistische Regressionsmodelle	45
4.1.3.3 Methoden der Variablenselektion	47
4.1.3.4 Methoden der Modellgütebestimmung.....	49
4.2 Methoden der Feldarbeit	53
4.2.1 Verwendetes Material bei der Feldarbeit	53
4.2.2 Vegetationsaufnahmen	54
4.2.2.1 Anfertigung der Vegetationsaufnahmen.....	54
4.2.3 Ansprache der Geologie	55

4.3	Aufbereitung der im Feld gesammelten Daten.....	56
4.3.1	DBS – BiotaInput.....	56
4.3.2	Identifizieren des Pflanzenmaterials	56
4.4	Generieren der Rasterdaten mit ArcGIS 9.0	56
4.4.1	Topographische Rasterdaten.....	58
4.4.2	Geologische Rasterdaten	58
4.4.3	Klimatische Rasterdaten.....	59
4.4.4	Raster der Landnutzungsdaten.....	61
4.4.5	Zusammenführen der Rasterdaten mit den Vegetationsaufnahmen	62
4.5	Klassifizierung der Vegetationseinheiten mit Juice 6.2.....	62
4.6	Trendanalyse der Einflüsse der Umweltvariablen auf den Artendatensatz mit multivariaten Analysemethoden mit Canoco 4.5	63
4.7	Modellierung mit dem Statistikpaket „R“	66
4.7.1	Einlesen der Programmroutinen und Datensätze	66
4.7.2	Variablenselektion.....	67
4.7.3	Kalibrierungskurven.....	68
4.8	Modellgütebestimmung mit dem Programm ROC-Plot	70
4.9	Generieren der Verbreitungskarten.....	71
5.	Ergebnisse	72
5.1	Ergebnisse der Feldarbeit	72
5.1.1	Auswertung der Vegetationsaufnahmen	72
5.1.2	Floristischer Überblick (Anteil der Familien)	72
5.2	Ergebnisse der Vegetationsklassifizierung.....	73
5.3	Ergebnisse der multivariaten Analysen.....	75
5.3.1	Ergebnisse der DCA.....	75
5.3.2	Ordination der topologischen Variablen	76
5.3.3	Ordination der geologischen Variablen.....	77
5.3.4	Ordination der klimatischen Variablen	78
5.3.5	Ordination der Landnutzungsvariablen.....	80
5.4	Ergebnisse der Variablenselektion.....	80
5.4.1	Halbwüstengesellschaften	81
5.4.2	<i>Hammada scoparia</i>	81
5.4.3	Dornpolstervegetation	82
5.4.4	<i>Alyssum spinosum</i>	82
5.5	Ergebnisse der Modellevaluierung	83
5.5.1	Kalibrierungskurven für die Halbwüstengesellschaften und für <i>Hammada scoparia</i>	83
5.5.2	Kalibrierungskurven für Dornpolstervegetation und <i>Alyssum spinosum</i>	84
5.5.3	Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für die Halbwüstengesellschaften	85
5.5.4	Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für <i>Hammada scoparia</i>	85
5.5.5	Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für Dornpolstervegetation.....	86
5.5.6	Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für <i>Alyssum spinosum</i>	86
5.6	Zusammenfassung der Modelle.....	87
5.7	Verbreitungskarten auf Basis der Modelle.....	88
5.7.1	Dornpolstervegetation versus Halbwüstengesellschaften	88
5.7.2	<i>Alyssum spinosum</i> versus <i>Hammada scoparia</i>	89
6	Diskussion	90
6.1	Diskussion der Methoden.....	90
6.1.1	Methoden der Feldaufnahmen	90
6.1.1.1	Geologische Grenzen.....	91
6.1.1.2	Hangschuttproblematik.....	91

6.1.1.3	Korrekte Ansprache schlecht identifizierbarer Pflanzenarten	92
6.1.1.4	Daten für die Vegetationsaufnahmen	92
6.1.2	Methoden der Vegetationsklassifizierung	93
6.1.3	Methoden der multivariaten Ordinationsanalyse	93
6.1.4	Methoden der Datenerzeugung im GIS	94
6.1.4.1	Lagefehler	95
6.1.4.2	Probleme mit den Klimarasterdaten	95
6.1.4.3	Geologische Karten	96
6.1.5	Methoden der Modellierung	96
6.1.5.1	Wahl der zu verwendenden Methode	97
6.1.5.2	Methoden der Variablenselektion	98
6.1.5.3	Methoden der Modellevaluierung	99
6.1.6	Zusammenfassung der Methodendiskussion	100
6.2	Diskussion der Habitatmodelle	100
6.2.1	Nachvollziehbare und statistisch gut abgesicherte Modelle	102
6.2.2	Nachvollziehbare aber statistisch schlecht abgesicherte Modelle	107
6.2.3	Schlecht nachvollziehbare aber statistisch glaubwürdige Modelle	110
6.2.4	Schlecht nachvollziehbare und statistisch fragliche Modelle	111
6.2.5	Zusammenfassung der Ergebnisdiskussion	113
7.	Zusammenfassung	116
	Literaturverzeichnis:	117
	<i>ANHANG I: Ergebnisse der Habitatmodelle</i>	125
	<i>Hammada scoparia</i>	125
	<i>Genista scorpius ssp. myriantha</i>	126
	<i>Eruca pinnatifida</i>	127
	<i>Erinaceae anthyllis</i>	128
	<i>Artemisia negrei</i>	129
	<i>Artemisia mesatlantica</i>	130
	<i>Artemisia herba-alba</i>	131
	<i>Alyssum spinosum</i>	132
	<i>Adenocarpus bacquei</i>	133
	<i>Mediterrane Macchien</i>	134
	<i>Launaea acanthoclada</i>	135
	<i>Irano-turanische Steppengesellschaften</i>	136
	<i>Thymus satureioides</i>	137
	<i>Stipa tenacissima</i>	138
	<i>Stipa capensis</i>	139
	<i>Saharische Halbwüstengesellschaften</i>	140
	<i>Oromediterrane Dornpolstergesellschaften</i>	141
	<i>Ormenis scariosa</i>	142

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Datenaustausch und Vernetzungen im Projekt-IMPETUS (nach M.Gumpert 2001)	8
Abb. 3	Mögliche Antwortfunktionen von Arten auf ihre Umwelt (aus McCune 2004)	13
Abb. 4	Konzept eines Modellierungsverfahren (aus Guisan & Zimmermann 2000)	14
Abb. 6	Königreich Marokko mit den Landesgrenzen sowie den Projektbegrenzungen	20
Abb. 7	Überblick über das Arbeitsgebiet, rot die Siedlungen auf dem DEM (5 x überhöht) dargestellt	21
Abb. 8	Links das DEM (2D), rechts die Landsatzenzene, gut zuerkennen die Südatlaszone	23
Abb. 9	A) Nordhänge des Mgouns, B) Südatlaszone, C) Becken von Ouarzazate	24
Abb. 10	Ausschnitt der geologischen Karten (1/200.000) verändert	24

Abb. 11 Schematischer Überblick der wichtigsten Mechanismen der Niederschlagszerzeugung in Nordwestafrika, (aus Knippertz 2003).....	26
Abb. 12 Klimadiagramme für die staatlichen Klimastationen Marokkos im ariden Bereich des Beckens von Ouarzazate (aus Zillbach 1984).....	28
Abb. 14 A) Halfagras-Steppe (<i>Stipa tenacissima</i>). B) Wermutsteppe (<i>Artemisia herba-alba</i>).	31
Abb. 15 A) Wacholder auf Jbel Asselda. B) <i>Ormenis scariosa</i> und <i>Genista myriantha</i> auf präkambrischen Silikatgesteinen. 32	
Abb. 16 A) Igelpolster auf dem Jbel Mgoun (3200m). B) Igelpolster auf dem Jbel Aklim (2900m).....	33
Abb. 18 Auftrennung der Vegetationsdaten des IMPETUS-Projektes durch eine DCA.....	35
Abb. 19 Transekte die während der Geländearbeit gewählt wurden. Der Verlauf richtet sich von Südost nach Nordwest, dem Höhengradienten folgend. (DEM 5 x überhöht).....	37
Abb. 22 ROC-Plot (aus Fielding & Bell 1997).....	52
Abb. 23 Muster für eine Feldaufnahme, hier JO210 vom 6.Mai am Jbel Timassinine, <i>Adenocarpus-bacquei-Buxus balearicae</i> auf Liaskalken	55
Abb. 24 Schematische Darstellungen von Rasterschichten, übernommen von http://www.geologie.uni-freiburg.de/root/blackboard/grass/Datenstruktur.html	57
Abb. 25 Der rechte Ausschnitt zeigt den aus dem gesamten Höhenmodell herausgearbeitete Bereich des Untersuchungsgebietes, beide Modelle 5 x überhöht.	58
Abb. 26 Die digitale geologische Karte, erstellt mit ArcGIS 9.0	59
Abb. 27 Aus Punktdaten werden über geostatistische Interpolationsverfahren Polygone oder Raster.	60
Abb. 28 Die Position der Dörfer (blau) wurde über eine Distanzanalyse in Rasterdaten umgerechnet.	61
Abb. 29 Die Lage der Wasserstellen (rot) wurde ebenfalls in Distanzen umgerechnet.....	61
Abb. 30 Horseshoeeffekt wie er bei einer CCA auftreten kann.....	65
Abb. 31 Kalibrierungskurve aus R erzeugt.....	69
Abb. 33 Verbreitungskarte resultierend aus dem Habitatmodell für <i>Erinaceae anthyllis</i>	71
Abb. 34 Übersicht über die am häufigsten im Arbeitsgebiet auftretenden Familien.....	72
Abb. 35 schematische Darstellung der Vegetationsklassifizierung	73
Abb. 36 Ordination der topologischen Variablen	76
Abb. 38 Linkes Ordinationsdiagramm : Darstellung der 2 und 3 Achse, rechtes Diagramm 1 und 3 Achse der geologischen Variablen.....	78
Abb. 39 DCCA der Klimavariablen Achse 1 und 2.....	79
Abb. 41 Kalibrierungskurve für Halbwüstengesellschaften und <i>Hammada scoparia</i>	83
Abb. 42 Kalibrierungskurven für Dornpolstervegetation und <i>Alyssum spinosum</i>	84
Abb. 43 A) Dornpolstervegetation B) Halbwüstengesellschaften	88
Abb. 44 A) <i>Alyssum spinosum</i> B) <i>Hammada scoparia</i>	89
Abb. 48 Südatlaszone auf.. eozänen Sandsteinen gedeiht die Brassicaceae <i>Eruca pinnatifida</i> . Im Habitatmodelle rechts sind diese Bereiche als rot ausgewiesen.....	104
Abb. 49 Das Habitatmodell für <i>Ormenis scariosa</i> zeigt ein sehr gute Korrelation zu den silikatreichen höher gelegenen Gesteinen im Nordosten des Gebietes. Verdeutlicht durch die digitalen Geo.Karte	104
Abb. 50 Habitat modelle für <i>Hammada scoparia</i> (links) und <i>Erinaceae anthyllis</i>	106
Abb. 53 Habitatmodell für <i>Stipa tenacissima</i>	110
Abb. 54.2 Habitatmodelle für <i>Launaea</i> (links) und <i>Thymus</i> (rechts).....	112
Abb. 55 Alle vier Modelle für die Vegetationseinheiten.....	115

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Selektionskriterien zur Variablenselektion (siehe Reineking & Schröder 2004b).....	16
--	----

Tab. 2	Klassifikationsmatrix (aus Reineking & Schröder 2004c)	17
Tab. 3	Aus der Klassifikationsmatrix abzuleitende Gütemaße	18
Tab. 4	Habitatmodelle in der Wissenschaft	19
Tab. 5	Die für Klimastationen im Arbeitsgebiet errechneten bioklimatischen Bezeichnungen.	28
Tab. 6	Die geologischen Variablen aufgezeigt für die jeweiligen geologischen Einheiten.	40
Tab. 7	Variablen der Landnutzung. WATER bedeutet Beweidungsdruck	42
Tab. 8	Beispiel einer Dummy-Variablenmatrix	43
Tab. 9	Standardklassifikationsmatrix	53
Tab. 10	Skala der Vegetationsaufnahmen	54
Tab. 11	Verschiedene Gütemaße als Ergebnis einer Modellvalidierung mit der Funktion „validate.lrm“	68
Tab. 12	Klassifikationsmatrix für das Beispiel <i>Erinaceae anthyllis</i>	70
Tab. 13	Pflanzensoziologische Einteilung der Einheiten * = noch nicht beschrieben	73
Tab. 14	selektierte Variablen	81
Tab. 15	selektierte Variablen	82
Tab. 16	selektierte Variablen	82
Tab. 17	selektierte Variablen	83
Tab. 18	Halbwüstengesellschaften	85
Tab. 19	Hammada scoparia	86
Tab. 20	Dornpolstervegetation	86
Tab. 21	Alyssum spinosum	87
Tab. 22	Gütemaße für Modellgruppe I	102
Tab. 23	Gütemaße für Modellgruppe II	107
Tab. 24	Vergleich der Kappa-Werte bei verschiedenen Schwellenwerten	109
Tab. 25	Gütemaße für Modellgruppe III	110
Tab. 26	Gütemaße für Modellgruppe IV	111
Tab. 27	Vergleich der gemittelten Gütemaße für die Modellgruppen I - IV	113
Tab. 28	Vergleich der Gütemaße allein für die Vegetationseinheiten.	115

1 Einleitung

1.1 Wasserknappheit in Südmarokko (Weltweite Wasserkrise?)

Die Welt steht am Rande einer Wasserkrise, ist sich dessen aber noch nicht bewusst. Dabei lieferte der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltfragen (WBGU) in seinem Jahresgutachten von 1997 eine Reihe von Zahlen, welche die zunehmende Wasserknappheit umreißen. Dem WBGU zufolge sind bereits 1997 mehr als 2 Milliarden Menschen ohne Zugang zu sauberem Trinkwasser, Tendenz steigend. Nur 5% der weltweiten Abwässer werden überhaupt gereinigt. Zur Folge sterben jährlich 5 Millionen Menschen an ungenügendem oder unsauberem Trinkwasser. Bisher ist Süßwasser der wichtigste Faktor für die Nahrungsmittelproduktion, 70% werden in der Landwirtschaft genutzt. Es zeigt sich jedoch eine Zunahme der Industrialisierung, besonders in den Entwicklungs- und Schwellenländern, welche in naher Zukunft einen erhöhten Wasserverbrauch mit sich bringen wird.

Süßwasser ist somit eine immer knapper werdende Ressource, wobei konkurrierende Ansprüche auf Wasser zu Konflikten führen können. Es wird befürchtet, dass im ersten Quartal des 21. Jahrhunderts über ein Viertel der Weltbevölkerung an Wasserknappheit leiden wird, vor allem in Afrika und Asien.

Die Problematik wird im Zuge des Klimawandels noch verschlimmert. Im Jahresgutachten charakterisierte der WBGU drei globale Syndrome, die in hohem Maße auch die Problematik der Wasserverteilung in Südmarokko widerspiegeln: Zum einen das Problem der großtechnischen Modernisierung der Agrarwirtschaft, ohne Anpassung an die soziokulturellen und ökologischen Rahmenbedingungen, verbunden mit einem erheblichem Anstieg des Wasserverbrauches (GRÜNE-REVOLUTION-SYNDROM, WBGU 1997). Weiterhin die großtechnischen Wasserbauprojekte, die eine Vielfalt an negativen Folgen für Mensch und Umwelt mit sich bringen (ARALSEE-SYNDROM, WBGU 1997) und schließlich die Folgen der unregelmäßigen Urbanisierung als Folge der Landflucht u.a. mitverursacht durch die missliche Versorgungslage, Verelendung und Umweltschädigung in den einzelnen Regionen (FAVELA-SYNDROM, WBGU 1997).

Besonders in ariden und semi-ariden Gebieten sind die Folgen des Klimawandels am deutlichsten zu spüren. Ernste Konsequenzen des Klimawandels führen Parish und Funnel

(1999) für den Hohen Atlas auf, verbunden mit dem Rückgang der Schneegrenze und der Verschiebung der floristischen Zonen. Ojo et al. (2004) beschreiben die Auswirkungen der Variabilität des Klimas, insbesondere der Niederschläge, im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit und der Verteilungssituation von Süßwasser und zeigen besonders für urbane Gebiete eine bedenkliche Lage auf. Jones & van der Walt (2004) geben in ihrem Artikel über die Herausforderungen die mit den Problemen einer gerechten Verteilung der Wasserressourcen in Afrika zusammenhängen. Sie zeigen drei kritische Problemkomplexe auf: die ersten natürlichen Ursprungs, der dritte von Menschen verursacht. Der zweite verbindet die Natur mit dem Menschen in Form von Wasser und Krankheiten. Der WBGU fordert daher einen Umgang mit Süßwasser mit größtmöglicher Effizienz unter der Beachtung von Fairness und Nachhaltigkeit.

Dabei stellt sich folgende Kernfrage:

„Wie können sich wichtige Elemente der Wasserbilanz und des Wasserkreislaufes durch einen Klimawandel ändern?“. Der Forschungsbedarf hinsichtlich dieser Fragestellung, veranlasste den BmBF zu diesbezüglichen Forschungsprogrammen.

1.2 Das IMPETUS-Westafrikaprojekt

IMPETUS (Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika), ist Teil des vom BmBF geförderten Programmpakets GLOWA (Globaler Wandel des Wasserkreislaufes). Ziel von GLOWA ist die Erforschung der Zusammenhänge des globalen Wasserkreislaufes und die Entwicklung integrierter Strategien für eine nachhaltige und vorausschauende Bewirtschaftung von Wasser und Gewässern im regionalen Maßstab von Flusseinzugsgebieten. Das Projekt IMPETUS befasst sich mit dem Problem der Wasserknappheit in Westafrika. Die Teilprojekte „A“ und „B“, sind in je einem ausgewählten Einzugsgebiet in Benin und Südmarokko angesiedelt. In Benin liegt das Augenmerk auf dem Einzugsgebiet des Ouéme Flusses, in Südmarokko wird die Flussoase des Oued Drâa betrachtet. Die Aufgabe der Teilprojekte besteht in der Beschreibung und Quantifizierung der Wasserkreisläufe, der Erhebung der wesentlichen Steuergrößen auf Kreislauf und Verteilung der Wasserressourcen, der Entwicklung von Modellen zur Prognose der Auswirkungen diverser Szenarien der Wasserverfügbarkeit und der Entwicklung von Problemlösungsstrategien.

Um dieser Vielfalt an Aufgaben gerecht zu werden, ist das Projekt interdisziplinär aufgebaut. So arbeiten Meteorologen (B1), Hydro- und Geologen (B2), Agrarwissenschaftler und Biologen (B3), Sozioökonomien (B4) und Ethnologen (B5) gemeinsam an Problemanalysen, Szenarien und Lösungsstrategien. Abbildung 1. zeigt beispielhaft die Vernetzung der Teilprojekte.

Eine zentrale Forderung des WBGU in seinem Jahresgutachten 1997 war „...die Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Vegetation besonders zu beachten“.

Das Teilprojekt B3 – Biosphäre versucht dieser Forderung gerecht zu werden, indem es sich mit den funktionalen Beziehungen der Vegetationsdynamik, des Wasserkreislaufes des Einzugsgebietes des Oued Drâa und des menschlichen Einflusses beschäftigt. Es wird u.a. die detaillierte Darstellung der raum-zeitlichen Dynamik der Vegetation in den verschiedenen Ökosystemen angestrebt. Um der Heterogenität des Untersuchungsgebietes, und den verschiedenartigen Prozessen, auf der räumlichen Ebene gerecht zuwerden, erfolgt die Vegetationsanalyse hier ebenfalls auf verschiedenen Skalenniveaus: der Makro- Meso- und der Mikroskala (IMPETUS 2001).

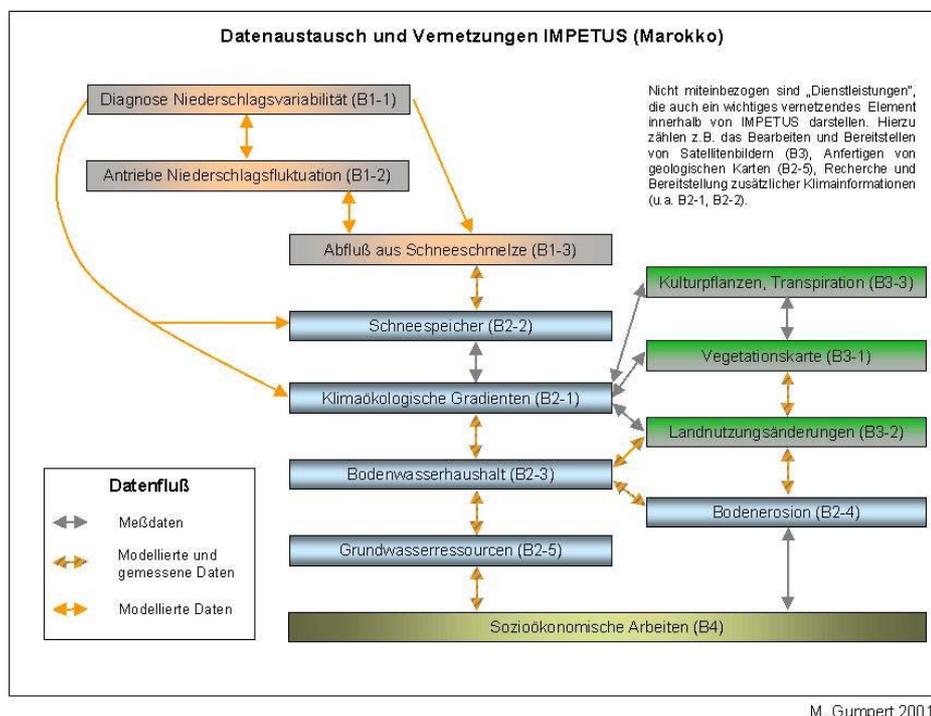


Abb. 1 Datenaustausch und Vernetzungen im Projekt-IMPETUS (nach M.Gumpert 2001)

Als wichtiger Baustein ist die Verfügbarkeit von (digitalen) Vegetationskarten von Pflanzenarten sowie –gesellschaften anzusehen. Diese haben den Zweck, als Datengrundlage für weitere dynamische Modelle wie z.B. SAVANNA, einem prozessorientierten Biomasseproduktionsmodell (Coughenour, 2000), zu dienen. Ein weiterer Einsatz dient der räumlichen Extrapolation von Transpirationsdaten für dominante Arten wichtiger Vegetationseinheiten, um so den Gesamtwasserverbrauch der Pflanzendecke in einem Gebiet zu ermitteln. Es wurde bereits in der ersten Phase ein Ansatz zur Erstellung dieser Karten mittels fernerkundlicher Methoden verfolgt (Schmidt 2003).

Die Ergebnisse der fernerkundlichen Klassifizierungen sind allerdings nicht ausreichend aufgelöst. Große Teile des Untersuchungsgebietes wurden nur als „Sand“ oder „Barren Rocks“ klassifiziert, obwohl sie tatsächlich eine Vegetationsbedeckung aufweisen, die im Wasserkreislauf eine wichtige Rolle spielt. Weiterhin wurde die Vegetation zu aussageschwachen Kartiereinheiten zusammengefasst, z.B. „Artemisia-Hammada-Salsola“, oder einfach nicht weiter differenziert als „Dwarf-shrub-Vegetation“ ausgewiesen, was in beiden Fällen keine sinnvolle Differenzierung der Vegetationsverteilung im Raum ergibt.

Diese Ungenauigkeit lässt sich auf die generelle Problematik der Satellitenerkundung in Trockengebieten zurückführen. So weist die Vegetation in ariden bis semiariden Gebieten selten mehr als 25 % Deckung auf, was ein zu schwaches Signal ($NDVI < -0.015$, Schmidt 2003) für die Satellitenklassifizierung ergibt. Die hohe Geodiversität, im Impetus-Arbeitsgebiet erschwert die fernerkundliche Vorgehensweise, führen doch die komplizierten geologischen Verhältnisse ein sehr heterogenes, und mangels bedeckender Vegetation, durchschlagendes Bodensignal, welches sich in einem starken Rauschen des NDVI ergibt

Die technischen Möglichkeiten der Fernerkundung stoßen hier an ihre Grenzen. Aus dieser Notwendigkeit heraus wird nach neuen methodischen Ansätzen gesucht, mit dem Hintergrund die Verbreitung von Vegetationseinheiten anhand der Verteilung von wichtigen Umweltparametern zu begründen. Diese Diplomarbeit wurde daher als Evaluierungsstudie eines räumlichen Modellierungskonzeptes verfasst.

1.3 Fragestellungen

Die vorliegende Diplomarbeit befasst sich mit der Generierung von Verbreitungskarten für Arten oder Artengemeinschaften, mittels der Methode der „Habitatmodellierung“. Hierbei werden die wahrscheinlichen Verbreitungen anhand von Habitatpräferenzen statistisch ermittelt und über ein Geografisches Informationssystem (GIS) dargestellt. (siehe Kapitel 2).

Folgende Fragestellungen lassen sich für die vorliegende Arbeit formulieren:

1. Welche Umweltfaktoren erklären die Verteilung der Arten in dem Arbeitsgebiet?
2. Welche Umweltfaktoren erklären die Verteilung der Vegetationseinheiten?
3. Lassen sich die Verbreitungsmuster von Arten, Artengruppen und/oder Vegetationseinheiten über ein Habitatmodell ableiten?
4. Lassen sich die Artenzusammensetzungen der Gesellschaften vorhersagen?
5. Stellt die Methode Habitatmodellierung ein brauchbares Instrument für die Arbeit in Trockengebieten dar?

2. Habitatmodellierung

Die Analyse von Art-Habitat Beziehungen ist eine zentrale Fragestellung in der Ökologie. Die Erkenntnis, dass Pflanzenarten nicht überall gleichermaßen auftreten, sondern sich nach ihrer Umwelt richten, erkannte bereits Alexander von Humboldt (1807). Die Verbreitung der Arten auf den Berghängen Südamerikas, interpretierte er bereits als eine durch das Klima bedingte Verteilung. Seitdem war es das Ziel zahlreicher Forschungsvorhaben, die Pflanzenwelt und ihre Areale zu beschreiben und die Prozesse der Arealbildung zu analysieren. Mittlerweile beschäftigen sich die Aut- und Synökologie eingehend mit den Wirkungen biotischer und abiotischer Faktoren auf Arten und Artengemeinschaften und die damit verbundene Beeinflussung räumlicher Verbreitungsmuster. In jüngster Zeit haben zunehmend komplexere und rechenaufwendigere statistische Verfahren den Einzug in die Ökologie gehalten, unterstützt von der modernen Computertechnik, mit der, ein enormer Zuwachs an Untersuchungsmöglichkeiten verbunden ist.

Als ein Zweig dieser Entwicklung ist die Habitatmodellierung anzusehen. Sie ist eine junge Disziplin, die ihre ersten Anwendungen beim U.S. Fish & Wildlife Service (1981) fand. Es handelte sich dabei noch um auf Expertenwissen basierende Habitateignungsindex-Modelle. Diese Modelle sollten die physikalischen und biologischen Eigenschaften von Habitaten nach Eignung für spezielle Arten, über geometrische Mittelwerte aus einer Menge von Umweltvariablen bewerten. Erst im Zuge der allgemeinen Verfügbarkeit von statistischer Software in den neunziger Jahren konnten aufwendigere statistische Analysen in die Modellierung miteinbezogen werden.

So entwickelten sich mit der Zeit Werkzeuge für vielfältige raumbezogene Fragestellungen.

2.1 Definition(en) von Habitatmodellen

Für die Disziplin der Habitatmodellierung sind in der Literatur unterschiedliche Begriffe im Umlauf. Franklin (1995) bezeichnete die Methodik als „Predictive Vegetation Mapping“, Guisan & Zimmermann (2000) verwenden den Begriff „Predictive Habitat Distribution Models“. Dabei formulierte bereits Morrison (1998) mit dem einfachen Begriff „Habitatmodels“, zu deutsch Habitatmodelle, eine passende Bezeichnung.

Schröder und Reineking (2004) interpretieren Morrison folgendermaßen:

„Habitatmodelle beschreiben funktionale Zusammenhänge der Beziehungen zwischen Organismen und ihrem Lebensraum und quantifizieren die Qualität des Habitats aus der Sicht dieser Organismen. [...] Statistische Habitatmodelle schätzen aus Verbreitungsdaten (Responsevariablen) und Habitateigenschaften (Prädiktorvariablen) für jeweils abgegrenzte homogene Untersuchungseinheiten die Vorkommenswahrscheinlichkeit bzw. prognostizieren die Inzidenz, d.h. Vorkommen oder Nichtvorkommen von Arten. Zudem erlauben sie, die Wichtigkeit einzelner Habitatparameter für die Prognose zu analysieren und auf dieser Grundlage Habitatpräferenzen abzuleiten.“ (Schröder & Reineking 2004)

McCune (2004) formuliert knapp: “Defined broadly, a habitat model represents a relationship between a species and factors that control its existence“

2.2 Theoretische Ökologie als Grundlage für Habitatmodelle

In der Ökologie existieren viele theoretische Konzepte, die sich mit den Beziehungen zwischen einer Art und ihrer Umwelt beschäftigen. Sie bilden die theoretische Grundlage für die Habitatmodellierung. Das Nischenkonzept gemäß Hutchinson (1957), ermöglicht eine einfache Betrachtung der Beziehungen eines Organismus mit seiner Umwelt. Nach Hutchinson ist diese ein „n-dimensionaler Raum“, wobei die Dimension „n“ die Anzahl der Umweltfaktoren darstellt, die für das Vorkommen einer Art ausschlaggebend sind. In Abbildung X stellen die Punkte x'_1 und x''_1 die Grenzbereiche auf dem Gradienten x_1 dar. X_1

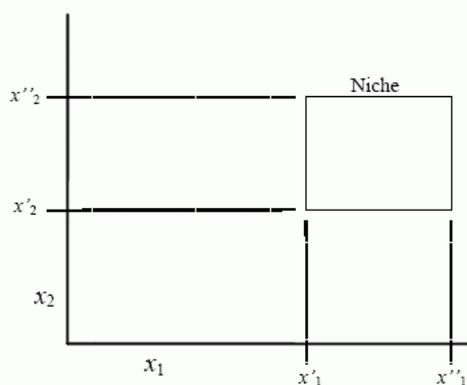


Abb. 2 Hutchinsons Nische (aus McCune 2004)

bis x_n formen das Ausmaß der Nische im multidimensionalen Raum. Die Qualität eines Habitats wird aus der Sicht der Art über die Größe und Form der *realisierten multidimensionalen Nische* definiert. Generell wird angenommen, dass eine Art ein Habitat mit höherer Qualität bevorzugt. Obwohl ihre Definition der Nische durchaus kritisiert wurde

(Peters 1991 kritisierte die n-Dimensionalität; Morrison & Hall (2002) den

Organisationslevel der Nische einer Gesellschaft), ist sie dennoch für den Modellansatz geeignet, wenn man sie mit den Ideen von Whittaker verbindet.

Die Erkenntnisse von Whittaker (1967, 1973) besagen, dass die Art-Antwort auf einen Gradienten i.d.R. einer Gaussverteilung entspricht. An ihr lässt sich der Toleranzbereich sowie ein Optimumsbereich ausmachen. Dieses wird auch in der Nische nach Hutchinson impliziert. Je nach Art des Gradienten sind jedoch verschiedene Formen der Antwort möglich. Auch der Typ des Gradienten „direkt“, „indirekt“ oder „Ressourcengradient“ spielt eine wichtige Rolle in der Modellbildungsphase. Eine Übersicht über mögliche Antwortfunktionen gibt Abbildung 3.

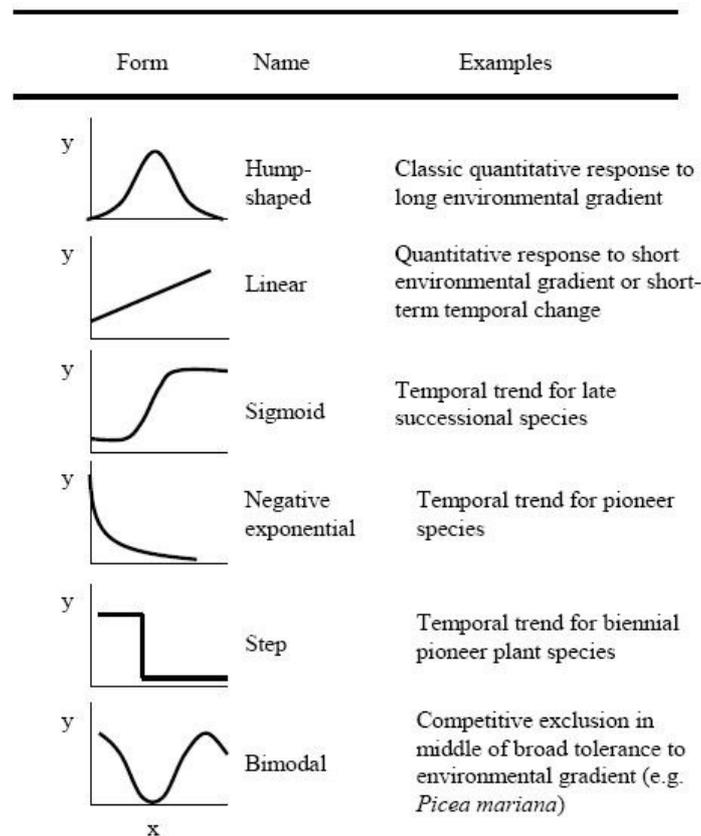


Abb. 3 Mögliche Antwortfunktionen von Arten auf ihre Umwelt (aus McCune 2004)

Habitatmodelle sind stets von statischem und probalistischem Charakter und beruhen im Allgemeinen auf der Voraussetzung, dass die ausgewählten Umweltfaktoren eine Nische ausreichend gut charakterisieren. Das bedeutet einerseits, dass nur stichprobenartige Momentaufnahmen der Realität abgebildet werden, da es sich bei den Daten oft ebenfalls nur um einen extrem kleinen Teil der Realität handelt. Andererseits können die Resultate nur Wahrscheinlichkeiten über die kausalen Zusammenhänge liefern, jedoch kein „Wahr“ oder „Falsch“. Die statistischen Modelle implizieren eine weitere Grundvoraussetzung: die Annahme eines Pseudo-Equilibriums. Man nimmt an, dass der Vegetation innerhalb des

Betrachtungsausschnittes keine Veränderung widerfährt, oder in nur extrem geringem Maße im Vergleich zur Lebensspanne der Biota (O'Connor 2002). Folgen der Missachtung des Gleichgewichtszustandes sind z.B. verzerrte Antwortkurven und unwirkliche Vorhersagen, wie Hirzel et al. (2001) anhand einer Prüfung der Theorie mittels einer virtuellen Art zeigt.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die Theorie der realisierten multidimensionalen Nische, die Art-Antwort auf Umweltgradienten sowie die Annahme eines Gleichgewichtszustandes das theoretische Grundgerüst für die Habitatmodelle bilden, welche stets nur eine statische und probabilistische Vorhersage ermöglichen.

2.3 Der Modellierungsprozess

Guisan und Zimmermann (2000) geben in ihrem Übersichtsartikel eine Beschreibung der einzelnen Schritte des Modellbauprozesses für den Fall der günstigsten Datenlage mit zwei unabhängigen Datensätzen. Dieser Ablauf (Abb.4) soll im Folgenden näher erläutert werden, da dieses Konzept als Richtlinie für diese Arbeit diene.

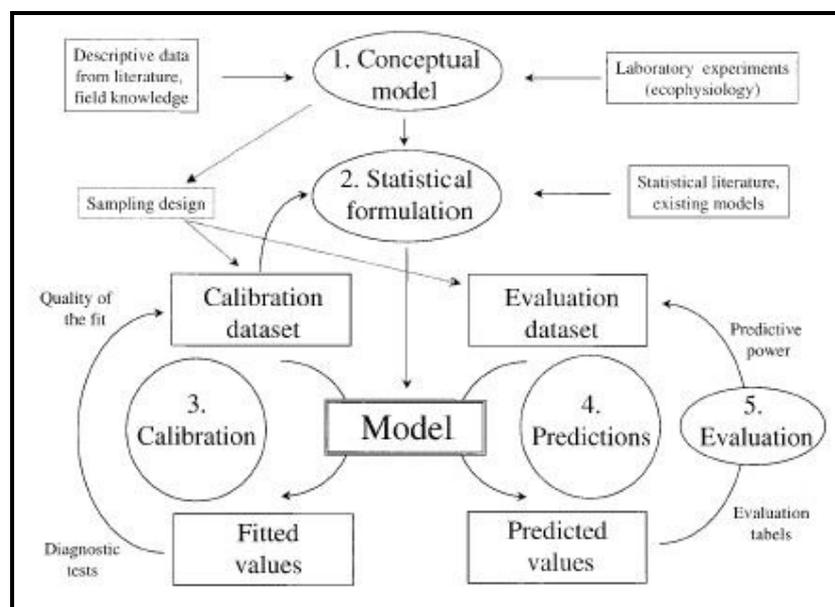


Abb. 4 Konzept eines Modellierungsverfahren (aus Guisan & Zimmermann 2000)

2.3.1 Formulierung des Modellkonzeptes

Am Anfang steht das Modellkonzept (1). Hier wird unter Berücksichtigung der bereits genannten Theorien das vorhandene Wissen über die ökologischen Zusammenhänge zwischen Untersuchungsobjekt und Umwelt gesammelt und interpretiert. Das Ziel der Arbeit wird aufgestellt. Zu der Formulierung des Modellkonzeptes gehört ebenfalls die Auswahl der zu

integrierenden Umweltvariablen. Es gibt eine Vielzahl von potentiell auf Pflanzenarten einwirkenden Faktoren, seien es geologische, klimatische, topographische, edaphische, historische, biotische oder Landnutzungsfaktoren. Je nach dem ökologischen Hintergrundwissen über das Modellobjekt und dem geplanten Erhebungsaufwand für die Daten werden die Variablen gewählt.

Daraufhin wird ein Aufnahmemuster (Samplingdesign) entworfen, welches genau festlegt, welche Daten wie und wo erhoben werden sollen. Nach Guisan & Hirzel (2002), Bonn & Schröder (2001) sowie Opiel et. al. (2004) werden der Methode der stratifizierten Zufallsstichprobennahme (random stratified sampling) die besten und robustesten Ergebnisse zugesprochen. Hierbei erfolgt eine Stratifikation der wichtigsten Gradienten im Arbeitsgebiet, auf denen anschließend zufallsverteilt die Probeflächenauswahl stattfindet. Probleme der Autokorrelation, die sich bei der Auswahl der Probeflächen ergeben könnten, müssen berücksichtigt werden. Zu den zu erhebenden Daten zählen zum einen die Antwortvariablen, sprich die zu untersuchenden Pflanzen, in Form von Abundanz, Deckungsgrad oder Präsenz-Absenzinformation und zum Anderen die Form und Art der erklärenden Variablen.

2.3.2 Formulierung des statistischen Modells

Der nächste große Schritt besteht in der Formulierung des anzuwendenden mathematischen Modells (2). Die Wahl des Modells richtet sich nach der Art der erhobenen Daten, der angenommen Form der Antwortfunktion der Pflanze auf die Gradienten, und nach der Fragestellung. Es existiert eine Vielzahl von möglichen statistischen Methoden. Die populärsten und meist genutzten stammen aus den Bereichen der multiplen Regressionsanalyse (GLM, GAM, GMM) und der multivariaten Datenanalyse (PCA, CCA, (M)CART). Aber auch komplexere Verfahren wie Artifizielle Neuronale Netzwerke (ANN), Structural Equation Models (SEM), Bayes-Statistik oder Environmental-Envelopes (BIOCLIM, HABITAT, DOMAIN) stehen heute zur Verfügung. In jüngerer Zeit wurden günstige Softwarelösungen entwickelt wie Biomapper (ENFA-Verfahren, Hirzel, 2001) GARP (Regelbasierend, Scachetti-Preireira 2002), GRASP-R (GAM mit GUI, Fivaz et al. 2004) oder Hyperniche (NPMR, McCune, 2004). Alle Methoden haben Vor- und Nachteile, die gegeneinander abgewogen werden müssen.

2.3.3 Modellanpassung - Kalibrierung

Die Kalibrierung (3) des Modells definiert Harrel (1996) wie folgt: “Um die Genauigkeit und die Aussagekraft eines Modells zu verbessern, muss die Anzahl der erklärenden Variablen auf eine sinnvolle Anzahl reduziert werden“. Dies geschieht, indem durch Variablenselektion die Prognosegüte des Modells verbessert wird.

Das bestangepasste Modell ist jenes, welches die geringste Varianz zum Nullmodell (das Modell ohne Umweltvariablen) aufweist. Eine Variablenselektion ist aus zwei Gründen notwendig: erstens vermeidet man die Gefahr eines überangepassten Modells (Overfitting), welches sich in einer überhöhten Prognosesicherheit äußert. Dieser Fall liegt vor, wenn zu viele Umweltvariablen einer zu geringen Anzahl von Aufnahmedaten (Vor-Nichtvorkommen) gegenüberstehen. Überanpassung ist nach Harrel (2001) der häufigste Grund für ein schlechtes Modell. Zweitens leidet die Interpretierbarkeit durch eine zu hohe Anzahl an Variablen. Den Einfluss von 20 oder mehr Faktoren sinnvoll zu deuten ist selten möglich. Eine gute Methode der Variablenselektion ist die Schrittweise-Vorwärts- oder Schrittweise-Rückwärts-Selektion (Hennig 2004a).

Es gibt eine Reihe von Selektionskriterien zum prüfen der Eignung von selektierten Modellen.

<i>Selektionskriterium</i>	<i>Bezeichnung</i>	<i>Formel</i>
PML	Penalized Maximum Likelihood	$PML = -2\log L + \lambda \sum \beta_j^2$
Lasso	Least absolute shrinkage and selection operator	$Lasso = -2\log L + \lambda \sum \beta_j $
AIC	Akaike Information Criterion	$AIC(k) = L_{n,k} - k$
BIC	Schwartz Bayes Information Criterion	$BIC(k) = L_{n,k} - \frac{1}{2} k \log n$

Tab. 1: Selektionskriterien zur Variablenselektion (siehe Reineking & Schröder 2004b)

Diese Selektionskriterien für die Modelle beruhen auf dem gewichteten Mittel (L =Likelihood) aus dem Maß für die Modellanpassung und einem Maß für die Modellkomplexität (festgelegt als Koeffizient λ), (Reineking und Schröder 2004a).

2.3.4 Modellanwendung - Vorhersage

Die ermittelten Variablen werden als Schlüsselfaktoren für die jeweilige Art vermerkt und im Modell auf den unabhängigen Evaluierungsdatensatz angewandt. Aus der Anwendung heraus wird die Vorhersage (4) vollzogen. Als Ergebnis erhält man die Regressionskoeffizienten für die Umweltvariablen, welche sich über die Formel des Modells in ein GIS implementieren

lassen. So kann eine Rasterkarte erzeugt werden, welche die Wahrscheinlichkeit der Vor- und Nichtvorkommen im Untersuchungsgebiet darstellt.

2.3.5 Evaluierung - Validierung

Als letzter wichtiger Schritt ist die Evaluierung oder Validierung (5) des angepassten Modells anzusehen. Sie dient zum einen der Einschätzung der Prognosegüte und zum anderen der Überprüfung der Gültigkeit. Rykiel (1996) fügt noch die Überprüfung der Glaubwürdigkeit (credibility) und Anwendbarkeit (applicability) an. Glaubwürdigkeit beschreibt das Vertrauen der Nutzer in das Modell. Der Begriff der Anwendbarkeit umschreibt den Bereich, in dem das Modell genutzt werden kann, ohne dass es seine Validität verliert.

Bei der Validierung betrachtet man die Übereinstimmung zwischen den beobachteten relativen Häufigkeiten der Vorkommen und den vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten (Kalibrierung des Modells), als auch die Fähigkeit des Modells zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen zu unterscheiden (Diskriminanz)“ (Reineking & Schroeder 2004c) Je nach Größe des Datensatzes, wendet man ein internes oder externes Validierungsverfahren an. Häufig genutzt werden Bootstrappingverfahren, oder Kreuzvalidierungstechniken (Fielding & Bell 1997). Das Modell läuft mit den vorher selektierten Variablen im Rahmen der gewählten Validierungstechnik, und erzeugt Vorkommenswahrscheinlichkeiten für jeden „Sample“. Die Vorhersagewerte (P) lassen sich nach Festlegung eines Schwellenwertes (P_{krit}) in eine Klassifikationsmatrix (Abb X) auftragen und nach Tabelle (X) interpretieren:

Klassifikationsmatrix (2 x 2-Kontingenztafel):					
		Daten			
		1	0		
Prog- nose	1	a	b	a+b	0 : Nichtvorkommen 1 : Vorkommen
	0	c	d	c+d	
		a+c	b+d	n	

a	: Anzahl korrekter Vorkommensprognosen
b	: Anzahl falscher Vorkommensprognosen (Fehler 1. Art)
c	: Anzahl falscher Nichtvorkommensprognosen (Fehler 2. Art)
d	: Anzahl korrekter Nichtvorkommensprognosen
(a+c) / n	: Prävalenz (Anteil der Vorkommen)

Tab. 2 Klassifikationsmatrix (aus Reineking & Schröder 2004c)

In der Klassifikationsmatrix werden die vorhergesagten Vorkommen und Nichtvorkommen mit den Beobachteten verglichen. Da die Klassifizierung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten stets eines Schwellenwertes bedarf ist diese Methode nicht ohne Kritik. Zwei Kritikpunkte seien aufgeführt: Zum einen erfolgt ein Informationsverlust beim Klassifizieren

der Vorkommenswahrscheinlichkeiten, da nur überprüft wird, in welche Klasse der Wert fällt, und zum anderen hängt die Einteilung vom gewählten Schwellenwert ab.

<i>Güteparameter</i>	<i>Berechnung</i>	<i>Beschreibung</i>
<i>Sensitivität:</i>	$a/(a+c)$	Anteil Korrekt klassifizierter Vorkommen
<i>Spezifität:</i>	$d/(b+d)$	Anteil Korrekt klassifizierter Nichtvorkommen
<i>Fehlerrate:</i>	$(a+d)/n$	Anteil Korrekter Klassifikationen

Tab. 3 Aus der Klassifikationsmatrix abzuleitende Gütemaße

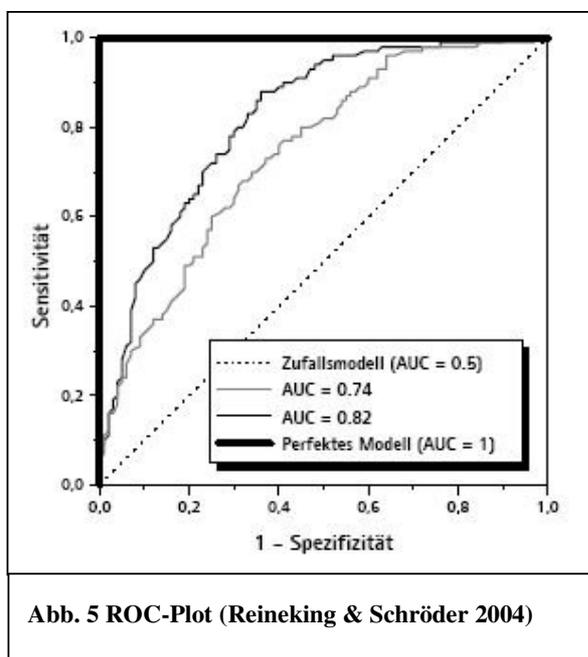


Abb. 5 ROC-Plot (Reineking & Schröder 2004)

Zunehmende Popularität erhält dadurch die Deutung des AUC-Wertes, welcher sich aus einem Receiver-Operating-Characteristic-Plot (ROC-Plot) ableiten lässt. Diese Technik stammt aus der Signaltechnik und vollzieht ebenfalls eine Klassifizierung der Wahrscheinlichkeiten, allerdings mittels eines dynamischen Schwellenwertes. Der AUC-Wert (Area Under the ROC-Curve) gibt den Flächeninhalt unter der ROC-Kurve an. Diese Kurve verwendet die Vorkommenswahrscheinlichkeiten als Schwellenwerte, so dass alle Vorkommen,

kleiner als dieser Schwellenwertes, als Nichtvorkommen gewertet werden. Reineking und Schröder (2004c) favorisieren ein nach der Mann-Whitney-U Rangstatistik skalierte Version des AUC, so dass anstelle der Vorkommenswahrscheinlichkeiten deren Ränge verwendet werden. Der mittlere Rang wird als Schwellenwert genutzt. Der AUC lässt sich dann mit der folgenden Formel berechnen:

$$AUC = \frac{1}{N - N_1} \left(\bar{R}_1 - \frac{N_1 + 1}{2} \right)$$

N ist die Gesamtzahl der Beobachtungen, N1 die Zahl der Vorkommen und R1 die Anzahl der tatsächlichen Vorkommen.

2.4 Erweiterung des Modellkonzeptes

Austin (2002) sowie McCune (2004) beklagen bei der Modellierung ein Untergehen der ökologischen Plausibilität. Da sich die statistischen Ergebnisse und die ökologischen Hintergründe oft widersprechen, sollte das ökologische Modell einen höheren Stellenwert erhalten, um zu gewährleisten, dass das statistische Modell die Realität erklärt und nicht sich selbst. Denn oft geht es Wissenschaftlern mehr um die Validierung der statistischen Resultate, als um die Analyse der ökologischen Prozesse und Mechanismen. Während bei Guisan & Zimmermann der Schwerpunkt auf dem statistischen Modell liegt, betont Austin zu Recht die Bedeutsamkeit des Modellkonzeptes. Er zergliedert das „Conceptual Model“ von Guisan & Zimmermann in ein **Ökologisches Modell**, und ein **Datenmodell** um deren Unabhängigkeit zu betonen. Sie entsprechen jedoch inhaltlich noch dem „Conceptual Model“.

2.5 Habitatmodelle in der Wissenschaft

Wie bereits erwähnt liegt der Ursprung der Habitatmodelle im Naturschutz. Die ersten Modelle befassten sich mit den Verbreitungen von seltenen oder bedrohten Tierarten, um deren potentielle Verbreitung abschätzen zu können, und eventuell Schutzmaßnahmen einzuleiten. Aber auch Vegetationsmuster und Artenzusammensetzungen konnten erfolgreich modelliert werden. Wegen der Fülle an Beispielen sollen einige aufgeführt werden, eine Übersicht über verschiedene Ansätze gibt Bassi (2003):

<i>Autor (Jahr)</i>	<i>Untersuchungsobjekt</i>	<i>Response-variable</i>	<i>Predictor-Variable</i>	<i>Stat. Modell</i>
<i>Chefaoui (2005)</i>	Käferpopulationen	P/A	Boden, Klima, Topo	ENFA
<i>Peppler-Liesbach (2004)</i>	Nardus-stricta gesellschaften	P/A	Boden, Mikroklima Topo, Landnutz.	Logit-GLM
<i>Lehmann (2002)</i>	Farne	Cover	Boden, Klima, Topo	GAM
<i>Helfer et. Al (2001)</i>	Marsupilami	P only	Klima, Topo	ENFA, GLM
<i>Harvey (1996)</i>	Vögel Neuseelands	Cover	Vegetation / Topo	CCA
<i>Dirnböck (2003)</i>	Alpine Vegetation	Abundanz	Klima / Topo	CCA, GLM
<i>Patthy (2003)</i>	Rothirsch	P/A	Topographic	ENFA
<i>Cawsey (2002)</i>	Vegetationsklassen	Cove	Boden, Hydro, Topo	GAM

Tab. 4 Habitatmodelle in der Wissenschaft

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Überregionaler Kontext

Das Königreich Marokko wird im Westen vom atlantischen Ozean und im Norden vom Mittelmeerraum begrenzt. Im Süden reicht es bis an die Nordgrenze der Sahara und im Osten grenzt der Nachbarstaat Algerien an. Durch diese Lage bildet es geographisch die Nordwestecke der Maghrebstaaten (Mauretanien, Marokko, Algerien, Tunesien & Libyen) sowie den westlichsten Teil des arabischen Kulturraums (Al Maghreb d.h. das Land im Westen). Marokko weist in einer Landesfläche von 459.000 km² (ohne Westsahara nur 259.000 km²) eine vielfältige Landschaft auf. Diese Vielfalt reicht von den vier wichtigen Gebirgssystemen (Hoher, Mittlerer und Anti-Atlas sowie das Rif-Gebirge) und den großen Hochplateaus (östliche Meseta, Haouz) bis zu den Küstenebenen (z.B. Souss, Gharb) und den Steinwüsten (Hammadas) und Ergs (Dünenmeeren) der Sahara. Das Atlasgebirgssystem in welchem sich das Untersuchungsgebiet befindet, durchzieht das Land 700 km von West nach Ost und teilt das Land in vielerlei Hinsicht: orographisch, klimatisch, floristisch und kulturell.

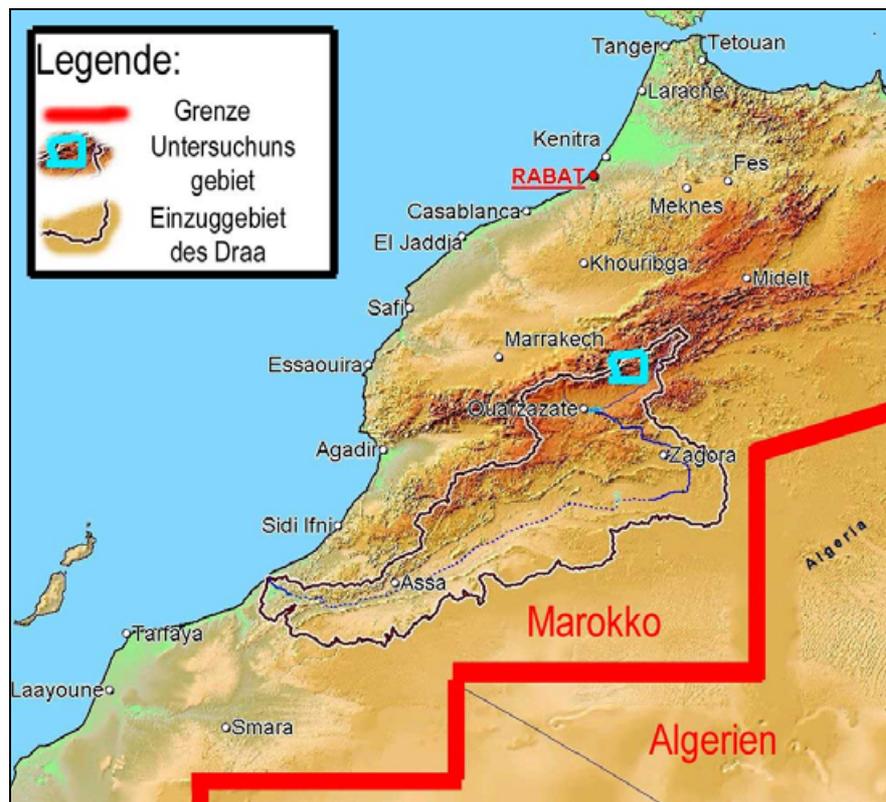


Abb. 6 Königreich Marokko mit den Landesgrenzen sowie den Projektbegrenzungen

3.2 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich am Südrand des zentralen Hohen Atlas, und umfasst ein Gebiet von ca. 2500 km². Es reicht von 3400 m Höhe an den Kämmen des M’Goun-Massivs nach Süden bis in das Becken von Ouarzazate auf 1300 m hinunter, wo es von Toundoute im Südwesten und Kelaat M’Gouna im Südosten begrenzt wird. Die starke Verkippung der Gesteinsschichten im Laufe der spättertiären Atlasauffaltung wie auch die starke Zerschneidung der Gebirgszüge durch das Entwässerungsnetz sind die Ursachen für eine sehr hohe Geodiversität. Der Oued Mgoun und der Oued Dades verbinden sich in Kelaat M’Gouna und bilden die wichtigsten Zuflüsse für die größte Flussoase in Südmarokko, den Oued Drâa. Die Bevölkerung konzentriert sich auf die Oasen, in denen Bewässerungslandwirtschaft möglich ist.

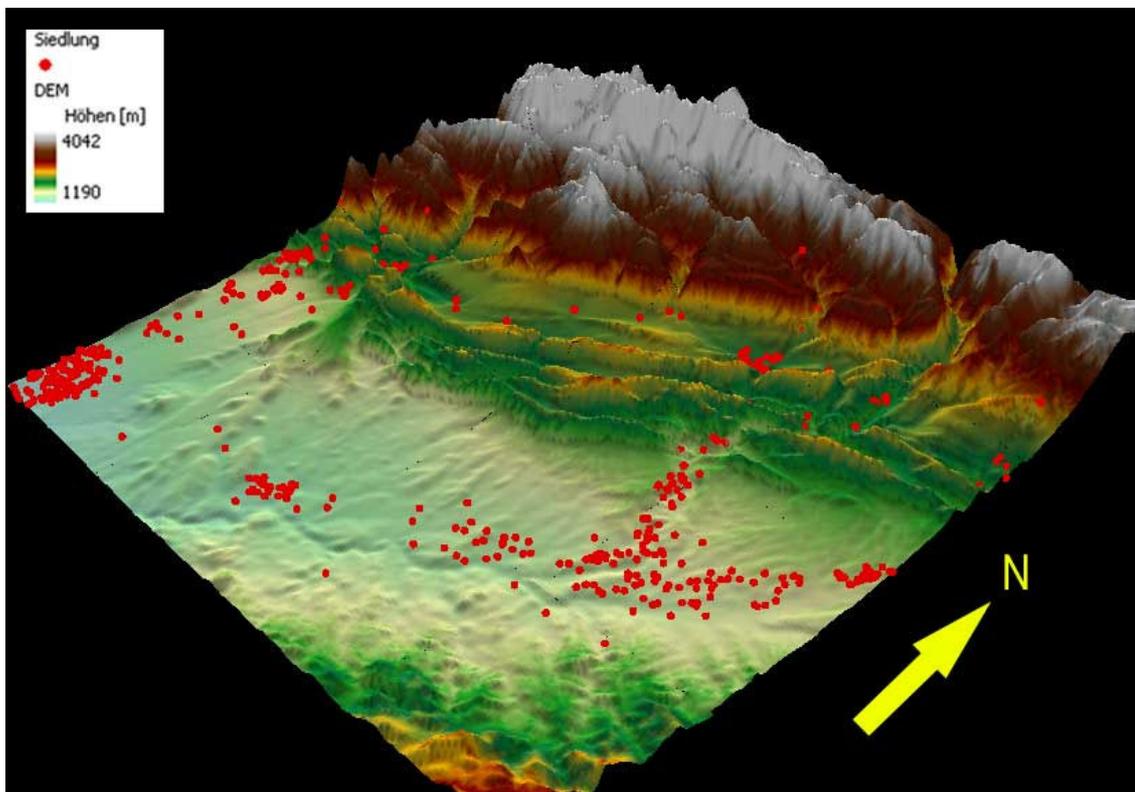


Abb. 7 Überblick über das Arbeitsgebiet, rot die Siedlungen auf dem DEM (5 x überhöht) dargestellt

3.3 Geomorphologie und Geologie

Der Hohe Atlas durchzieht Marokko vom Cap Rhir nördlich von Agadir in ostnordöstlicher Richtung bis nach Algerien. Er gehört dem Atlasgebirgssystem an, zu dem außerdem noch der Mittlere und der Anti-Atlas zählen. Letztere unterscheiden sich jedoch stark in ihrer Geologie

und Geomorphologie. Die nördlichen Gebirge, vom Hohen Atlas bis zum Rif, gehören geologisch dem europäischen alpidischen Faltungsgürtel an, der den ganzen nördlichen Mittelmeerraum umgibt (Gerstmeier 1990). Der Anti-Atlas gehört hingegen zum starren Sockel des afrikanischen Kontinentes. Nach Mensching (1957) und Guthier (1957), sowie Zillbach (1984) lässt sich der Hohe Atlas in vier verschiedene Teilbereiche gliedern.

Der **westliche Teil des hohen Atlas** fällt westlich des Couloir d'Argana in einem System aus Schichtstufen und Schichtkämmen aus mergeligen Kalken, gefalteten Juraschichten und Kreidesteinen zur Atlantikküste hin ab. Östlich ragt das aus präkambrischen und paläozoischen Gesteinen bestehende **Toubkal-Ouanokrim Massiv** mit 4165m empor. Als höchster Berg Nordafrikas ist der Jbel Toubkal ein Ergebnis der alpidischen Orogenese im Tertiär. Der **Zentrale Kalkatlas** beginnt etwa auf dem 7 Längengrad und reicht weit nach Osten. Der **östliche Kalkatlas** beginnt bei abnehmender Gebirgshöhe und fällt Richtung Osten allmählich gen Algerien ab, wo er in den Saharaatlas übergeht. Wie der Name besagt, wird der Kalkatlas zum größten Teil aus Liaskalken des Jura aufgebaut. Er findet seine Begrenzung im Norden durch die Moulouyassenke und im Süden durch die Südatlasstörung mit den Becken von Ouarzazate und Er Rachidia. Auf der südlichen Seite des Kalkatlas verlaufen die Faltenzüge des Kalkgebirges parallel von WSW bis ONO und werden von Süden her von der Ebene von Rich (Ksar es Souk de Hamada) begrenzt.

Das Arbeitsgebiet befindet sich in mitten des Zentralen Kalkatlas. Im nordwestlichen Teil stehen basische Trias- und Permotriasbasalte, sowie präkambrisches Gestein aus dem Ordovizium an. Der übrige Teil des Gebirgsbereiches besteht aus verschiedenen Stadien von Liaskalken des Jura. In den Hochgebirgszonen wirkten im Quartär glaziale und periglaziale Prozesse. Davon zeugen auf der Nordseite des Jbel Mgoun tief ausgehobelte Kare. Periglaziale Hangschuttbildung mit Solifluktion führte zur Aufschüttung der Täler in den Hochglazialzeiten und erneuter Eintiefung in den Interglazialen (Mensching 1957). Auch heute spielen Frostsprengung und Solifluktionseignisse noch eine Rolle bei der Formung der Landschaft, aber auch der Mensch prägt zunehmend die Gebirgszüge. Wie eine Bodenerosionskartierung des IMPETUS Projektes zeigte (Miller 2003), ist neben den natürlichen Erosionsformen vor allem Entwaldung und Viehtritt an den steilen Hängen ein Faktor für den Bodenabtrag. Abbildung 8 gibt eine vergleichende Übersicht über die Reliefsituation des Gebietes anhand eines digitalen Geländemodells für das Untersuchungsgebiet und eines Landsat TM 7 Satellitenbild.

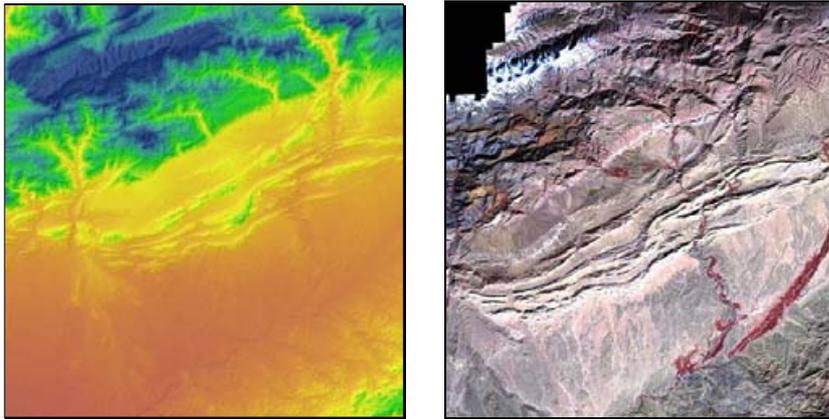


Abb. 8 Links das DEM (2D), rechts die Landsat-Szene, gut zuerkennen die Südatlaszone

Tektonische Störungslinien streichen von Südsüdwest bis Nordnordost-Richtung dem Hohen Atlas vorliegend. Sie sind vorwiegend durch synklinale Becken, wie die Hochebene von Ait-Oumert und antiklinale Plateaus (Jbel Asselda, Jbel Aklim und Jbel Touchar), gekennzeichnet. Diese Plateaus werden neben hohen Aufragungen besonders von tiefen Tälern gegliedert, welche sich im Pliozän und Quartär in Folge der tektonischen Auffaltung zunehmend eingetieft haben. Der Oued Mgoun, das Assif Ait-n-Hamed sowie das Assif-Ait-Zekri bilden im Arbeitsgebiet die Hauptentwässerungssysteme der Mgounsüdseite.

Südlich der Hochebenen bildet die „Südliche Subatlaszone“ („Sous-Zone-Subatlasique méridional“) den eigentlichen Gebirgsrand. Sie ist ein Band aus mehreren parallel verlaufenden Synklinalen, bestehend aus aufgefalteten Schichtstufen und Kämmen, vorwiegend dem Tertiär und Kreideformationen angehörig. Es erstreckt sich ca. 140 km ausgehend von Aguerzga im Westen nach Osten, wobei den höchsten Punkt der Jbel Tazzeke (2.278m) bildet. Gekennzeichnet sind die Synklinalen durch eine meist steile Nordflanke wie eine abflachende Südflanke. Die Antiklinalen werden von steil aufgerichteten, zum Teil verkippten bis überkippten Falten gebildet, deren Schuppenstruktur die Südatlassubzone kennzeichnen (Gauthier 1957, Zillbach 1984).

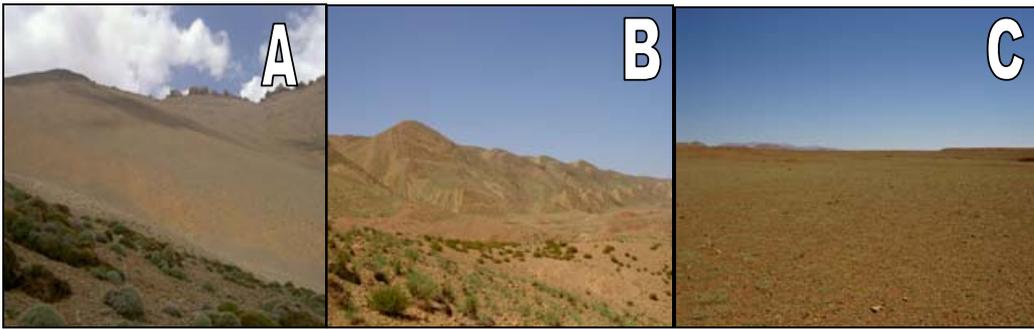


Abb. 9 A) Nordhänge des Mgouns, B) Südatlaszone, C) Becken von Ouarzazate

Im Süden tauchen die kreidezeitlichen und eozänen Gesteine der Subatlaszone schließlich unter das Becken von Ouarzazate. Dieser Grabenbruch bildet einen Teil der Südatlasstörungszone und ist somit der Bereich, in dem die europäische Platte auf die afrikanische Platte trifft. Zillbach beschreibt das Becken als Khela-Landschaft (Khela = arab. Tisch). Es besteht zum Hauptteil aus mio-pliozänen Ablagerungen. Die Landschaft wird durch sechs verschiedene Höhengiveaus gekennzeichnet, die auf die tektonischen Hebungsvorgänge und die pluvialen Erosionsphasen des Quartärs zurückgehen. Im westlichen Teil treten Gipslagen hervor, aber auch Fanglomerate und Konglomerate, die ein Gemisch aus Liaskalken, kretazischen Sandsteinen und quartären Füllmaterial enthalten und mitunter bis zu 10m Mächtigkeit besitzen. Abb. 10 zeigt die geologische Karte für dasArbeitsgebiet

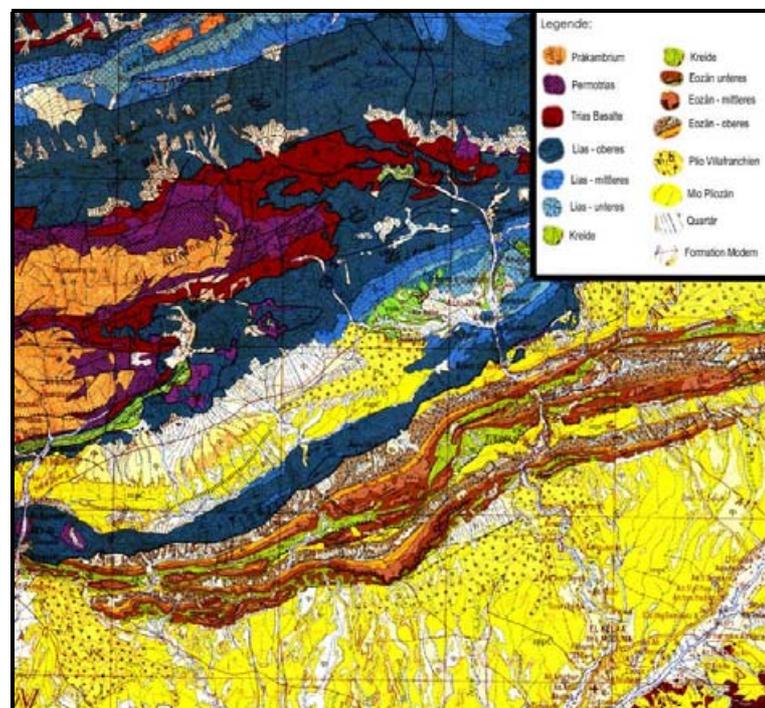


Abb. 10 Ausschnitt der geologischen Karten (1/200.000) verändert

3.4 Klima

3.4.1 Das Großklima

Das Großklima Marokkos ist sowohl von den Wetterlagen der Westwindzone der Mittleren Breiten als auch von der im Süden angrenzenden Sahara beeinflusst. Das Königreich liegt somit in einem klimatischen Übergangsbereich der nach der Klimaklassifikation von Troll & Pfaffen (1968) von **winterfeucht-sommerdürren Steppenklimaten und subtropischen Halbwüsten- und Wüstenklimaten** bestimmt wird. Entscheidend für das Großklima wirkt sich die Lage des Atlasgebirges aus. Es formt durch seinen Ost-West Verlauf eine Klimabarriere, welche die flachen Zyklone aus dem Mittelmeerraum und Nordatlantikraum aufhält. Diese führen zu Stauniederschlägen im Luv des Gebirges und dringen selten über die Bergkämme, was zur Folge hat, dass der Südabfall des Hohen Atlas deutlich arider ausfällt. Die Jahresniederschlagszahlen liegen für das Rif im Norden Marokkos bei 2000 mm p.a., bei Zagora der größten Stadt im südlichen Drâatal bei 80mm p.a. (IMPETUS 2001).

Knippertz (2003) untersuchte den Einfluss der großskaligen atmosphärischen Zirkulation auf den Niederschlag in Nordwestafrika. Demnach spielen folgende überregionale Klimaprozesse bei der Betrachtung der Ursachen der Niederschlagsverteilung eine große Rolle: die North Atlantic Oscillation (NAO) und die „El Niño Southern Oscillation“ (ENSO) als Teil der extratropischen Einflüsse, sowie die Verzahnung der tropisch-extratropischen Wechselwirkung durch die African Easterly Waves (AEW) nördlich des Äquators. Als rein tropisches Phänomen ist die Sahara-Zyklogeneese zu betrachten.

Die NAO ist eine Oberflächenwärmung der Meeresströmungen im Nordatlantik, welche die Lage des Islandtiefs und des Azorenhochs sowie den davon abhängigen Luftdruckgradienten beeinflusst. Sie wirkt sich vor allem auf die Winterniederschläge im Norden des Landes aus, in dem es die Verteilung der Höhenträge leitet. Der Süden Marokkos bleibt von ihr weitgehend unbeeinflusst, zeigt aber eine deutliche Korrelation den Niederschlägen südlich des Atlasgebirges, bei einer Verschiebung der Lage des subtropischen Zentrums der NAO nach Osten, nahe der marokkanischen Atlantikküste.

Die ENSO, ebenfalls eine Oberflächenerwärmung der Meeresströmungen des Pazifiks, beeinflusst laut Knippertz (2003) die Verteilung der Frühjahrsniederschläge in Marokko. Mariotti

(2001) führt jedoch an, dass die Korrelation des ENSO mit den Frühjahrsniederschlägen stark schwankt. Für 1930-1950 war diese Korrelation noch nicht gegeben.

Eine besondere Stellung für den Süden Marokkos nimmt die Interaktion der African Easterly Waves mit den Höhenträgen über dem Atlantik ein. Dieses atmosphärische Zirkulationssystem transportiert feuchte Luftmassen aus den Tropen über einen antizyklonalen Bogen in das nördliche Afrika, wo es durch orographische Effekte im Atlasgebiet zu konvektiven Niederschlägen kommt. Das von Hasler (1980) beschriebene, und vom Verfasser selbst beobachtete, Bewölkungsmaximum über dem Hohen Atlas im Sommer lässt sich auf dieses Phänomen zurückführen.

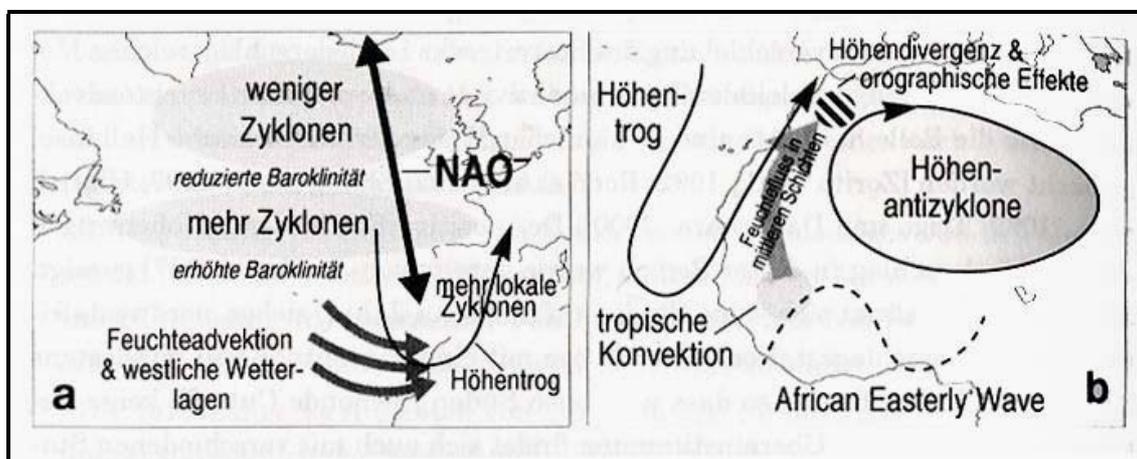


Abb. 11 Schematischer Überblick der wichtigsten Mechanismen der Niederschlagszerzeugung in Nordwestafrika, (aus Knippertz 2003)

Als selteneres, aber für den arideren Süden des Landes überaus einflussreiches Phänomen lässt sich die Sahara-Zyklognese anführen. Sie ist ein besonderer Fall der Niederschlagsbildung, welche als Lee-Effekt von starken Höhenträgen über dem Atlas im Zwischenbereich von Atlas und Hoggar-Gebirge (Algerien) hervorgerufen wird. Obwohl sehr selten und meist nach Nordosten abdriftend, spielt sie eine wichtige Rolle für die teilweise heftigen episodischen Sommerniederschläge im südlichen Bereich des Arbeitsgebietes.

3.4.2 Mesoskalige Klimaverhältnisse

Das Arbeitsgebiet liegt im Übergangsbereich zweier großklimatischer Zonen. Einerseits der mediterranen Klimazone, welche über die Gebirgskämme des Mgon hinaus die südlich

angrenzenden Gebirgsketten und Täler beeinflusst und andererseits der subsaharischen Klimazone, die das Becken von Ouarzazate prägt und auf die südlichen Randketten des Atlas übergreift. Es ist ein scharfer Ariditätsgradient zu verzeichnen, welcher von Nord nach Süd verläuft, wodurch eine Zunahme im Temperaturverlauf und eine Abnahme der Niederschlagsmengen und -wahrscheinlichkeit sowie eine Veränderung der jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung in Richtung Süden entsteht. Hinzu kommt ein Gradient von West nach Ost zunehmender Kontinentalität. Die Dauer der Schneebedeckung beträgt in den Höhenlagen ab 2500 m 3-4 Monate (IMPETUS 2003) im Jahr, wogegen auf den Hochebenen nur maximal eine Woche Schnee im Jahr liegt. Im südlichsten Bereich des Untersuchungsgebietes, im Becken von Ouarzazate, ist Schneefall ein seltenes Ereignis. Der Abfluss der Schneeschmelze stellt einen entscheidenden Anteil der Gesamtwasserversorgung für die gesamte Mgounregion dar, leistet es doch einen wichtigen Beitrag für den Bewässerungsfeldbau, da die Bäche und Oueds so bis in den Sommer hinein Wasser führen.

Aufgrund der geringen Dichte und z.T. zweifelhaften Verlässlichkeit von Klimamessstationen im Untersuchungsgebiet hat das Projekt IMPETUS elf Klimastationen auf einem Transekt von Nord nach Süd angelegt. Fünf der Stationen befinden sich im Arbeitsgebiet und liefern seit dem Jahr 2000 genauere Daten über die klimatischen Verhältnisse. Die Stationen Mgoun, Tizi-n-Tounza, Tichki, Amesker und Taoujgalt liegen im mediterranen Bereich, die Station Trab Labied im subsaharischem Bereich. Im letzteren liegen noch die staatlichen marokkanischen Messstationen in Ouarzazate, Kelaat M'Gouna und Boumalne.

Charakteristisch für das mediterrane Klimaelement, welches durch den Lee-Effekt der Südseite des Mgouns, als eine semi-aride Variante zu beschreiben wäre, ist der Schwerpunkt der Niederschläge im Winterhalbjahr. Die klimatische Grenzsituation ist jedoch bereits zu bemerken durch die bimodale Winterregenverteilung. Die Hauptmengen der Niederschläge fallen im November, während ein zweites Niederschlagsmaximum zwischen Februar und März zu verzeichnen ist. Als maximale Regenmengen wurden für das Jahr 2002 für das in der mediterranen Zone liegende Ameskar 269mm und für die Station Taoujgalt 212mm gemessen. Das Gebiet im saharischem Klimaelement erfährt dagegen eine ganzjährige Trockenheit mit unregelmäßig bimodal verteilten Niederschlägen in Form von Sommergewittern mit

Niederschlagsmaxima im Spätfrühling und Frühherbst. Für das Drâatal werden in der Regel nur 30 Regentage pro Jahr verzeichnet.

Zur Veranschaulichung der saharischen Klimazone wird die Abbildung 12. aufgeführt. Sie zeigt eine Reihe von Klimadiagrammen der marokkanisch-staatlichen Klimamessstationen.

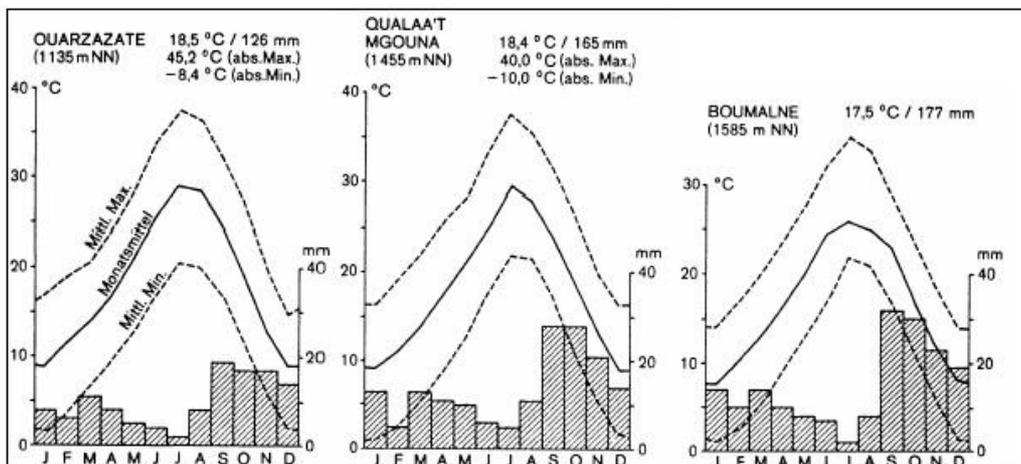


Abb. 12 Klimadiagramme für die staatlichen Klimastationen Marokkos im ariden Bereich des Beckens von Ouarzazate (aus Zillbach 1984).

Für eine Einteilung des Gebietes in Bioklimate, bietet sich der von Emberger für Nordafrika entwickelte „quotient pluviothermique“ an (Emberger 1971), welcher anhand von vegetationsgeographischen Untersuchungen und dem Einfluss von Temperatur und Niederschlagswerten einen Ariditätsindex definiert:

Gleichung 1
$$Q_2 = \frac{2000P}{(M + m)(M - m)}$$

Station	P	M	m	Q ₂	Bezeichnung
Mgoun	139	285.84	268.13	15.97	semi-arid tres froid
Tichki	190	292.31	268.89	21.58	semi-arid tres froid
Amesker	269	301.84	275.05	34.80	semi-arid frais
Taoujgalt	212	306.61	272.70	28.92	arid froid
Trab Labied	155	310.24	277.20	28.33	saharienne tempere
Ouarzazate	125	301.15	282.15	22.5	arid chaud
Boumalne	165	300.15	282.15	31.5	arid chaud
Kelaat Mgouna	177	298.15	280.15	34	arid chaud á tempere

Tab. 5 Die für Klimastationen im Arbeitsgebiet errechneten bioklimatischen Bezeichnungen.

Wie aus der Tabelle 4. ersichtlich ist, liegen die südlichen Stationen allesamt in der bioklimatischen Zone „arid chaud á tempere“ bis “saharienne tempere”. Die Station Taoujgalt auf 1900m befindet sich hingegen in der bioklimatischen Zone “arid froid”, was dem typischen irano-turanischen Steppenklima entspricht (Daget 1977). Die Bereiche ab 2300m bis zu den Gipfeln des Mgouns fallen in die mediterranen Bioklimate “semi-arid frais“ bis „semi-arid tres froid“.

3.5 Vegetation

Die ersten botanischen Untersuchungen im Hohen Atlas fanden bereits 1878 durch die Engländer Hooker und Ball (1878) statt. Systematische Informationen zu Flora und Vegetation wurden erst mit der französischen "Pazifizierung" Südmarokkos in den 30er und 40er Jahren durch die Franzosen Emberger und Maire sowie den Schweizer Braun Blanquet erhoben. In den 50er Jahren wurde das Mgounggebiet von Werner Rauh und Pierre Quezel eingehend untersucht, wobei der Letztere bis in die heutige Zeit noch aktiv ist. Nach Quezel (1978) ist die Flora im Süden Marokkos von der mediterranen und der sahara-arabischen Flora beeinflusst. Hinzu kommen noch die Irano-turanischen bzw. iberomaurischen Florenelemente der *Artemisia herba-alba*- und *Stipa tenacissima*-Steppen.

Die heutige Vegetation ist durch die aktuelle und historische Landnutzung der Bevölkerung stark geprägt, und entspricht keineswegs der natürlichen Vegetation, die unter unbeeinflussten Bedingungen zu erwarten ist. Weideausschlussexperimente des Projektes IMPETUS zeigen erste Eindrücke in die Flora ohne Beweidungsdruck. Auch die hiesigen Friedhöfe, die vom Weidevieh nicht betreten werden dürfen, geben einen Eindruck der ursprünglichen Vegetation bzw. der Intensität der beweidungsbedingten Überformung der ursprünglichen Vegetation.

Benabid (2000) gibt eine Übersicht über die Biodiversität und die Vegetation Marokkos auf verschiedenen Skalen. Für das Untersuchungsgebiet lässt sich eine Einteilung in drei Ökoregionen vornehmen, die wiederum durch bestimmte Ökosysteme gekennzeichnet werden. Nach Benabid ist eine Ökoregion:

«Une écoregion est une unité de territoire relativement grande au sein de laquelle se développent différentes biocénoses ayant en commun une grande majorité d'espèces végétales et animales, animées par des processus de dynamisme très semblables, et vivant dans des conditions environnementales très proches. » (Benabid 2000)

3.5.1 Ökoregion der "Formations arborées presteppiques et des steppes"



Abb. 13 Hammadasteppen auf degradierter Fazies.

Im Arbeitsgebiet lassen sich die Bereiche von 1300 m bis 1900 m der Formation der Baumsteppen und Steppen zuordnen. Sie sind charakterisiert durch einen mittleren Jahresniederschlag zwischen 100 und 300 mm, fallen somit dem Bioklima „saharienne tempere“ und „arid-froid“ (nach Daget 1977) zu. Man findet hier die degradierte Vegetation Hammada-steppen (Benabid 2000). *Farsetia occidentalis* und *Hammada scoparia* Gesellschaften bilden die spärliche

Vegetation im ariden Süden, hauptsächlich auf den Regs und quartären Lockersedimenten. Phanerophyten wie *Retama retam* oder *Ziziphus lotus* findet man fast ausschließlich in den sandreichen Wadis. Im Jahr 2004 konnte aufgrund der starken Regenfälle des Frühjahres und des vorangegangenen Winters eine hohe Artenvielfalt aufgrund des Auftretens von Annuellenfluren verzeichnet werden.

Die Südatlaszone ist im westlichen Teil durch Wege bisher schlecht, und durch Strassen gar nicht erschlossen. Das Halfagras (*Stipa tenacissima*) kann in diesem siedlungsfernen Gebiet noch relativ häufig angetroffen werden (eigene Beobachtungen). Und das obwohl Halfagrassteppen bereits von Quezel (1957) nicht mehr im Bereich des Arbeitsgebietes verzeichnet wurden. Man nimmt an, das früher Halfagrassteppen in Nordafrika einen 8 Millionen km² großen Gürtel (Le Houérou 2001), zwischen der Sahara und dem Mittelmeerraum einnahmen, der aber mehr und mehr dem Degradationsdruck der Menschen zu weichen hatte. Le Houérou (2001) bezeichnet den Prozess als „steppization“, wonach die heutigen Vorkommen nur eine sekundär Steppe darstellen, hervorgegangen aus einer einstigen offen Trockenwaldlandschaft

Auf den Hochebenen und den Plateaus findet man ausgedehnte Wermutsteppen (*Artemisia herba-alba*). Diese findet man teilweise auch noch in durch Zuschusswasser und edaphisch begünstigen Bereichen an den Südrändern der Südatlaszone finden. Zillbach (1984) beschreibt

diese als eine Variante der Hammadagesellschaften. Für die Artemisia-Zwergstrauchsteppen und die Halfgrassteppen sind noch keine genaueren pflanzensoziologischen Arbeiten erfolgt, so dass noch keine Einordnung in ein Gesellschaftssystem erfolgen konnte. Üblicherweise werden sie in die Klasse der Lygeo-Stipetea tenacissimae gestellt

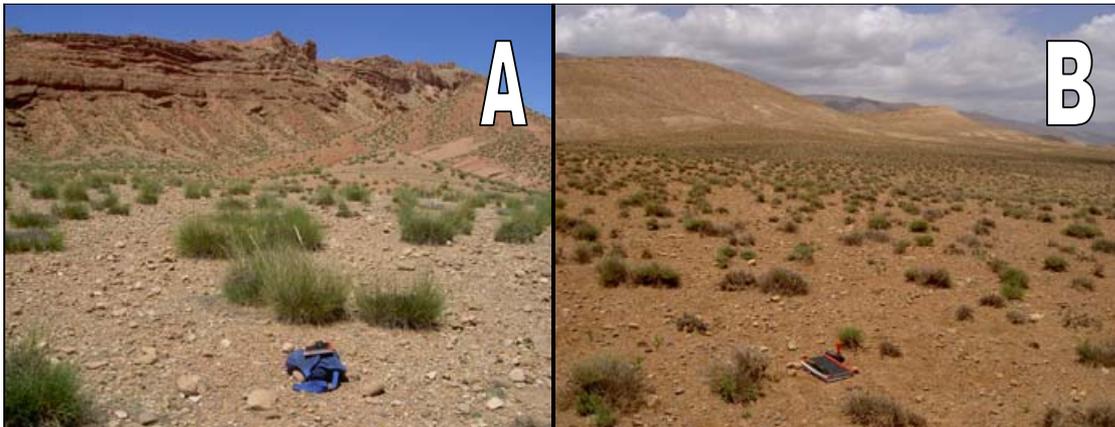


Abb. 14 A) Halfgras-Steppe (*Stipa tenacissima*). B) Wermutsteppe (*Artemisia herba-alba*).

3.5.2 Formation „Forêts sclerophylles“

Im Anschluss nördlich, auf den ersten Juragesteinen der Plateaus, beginnt die Ökoregion der trockenen Hartlaubwälder und Baumsteppen („Forêts sclerophylles et présteppiques“), die hier hauptsächlich durch *Juniperus phoenicea* und *Juniperus thurifera* Baumbeständen gebildet wird. Weitere, jedoch seltenere und meist nur in Schattlagen auftretende Baumarten sind *Quercus rotundifolia*, *Rhamnus oleioides*, *Fraxinus dimorpha* und *Buxus balearica*.

Die häufigst auftretenden Assoziationen sind das **Adenocarpus bacquei-Buxetum balearicae** und das **Bupleuro spinosi-Juniperetum phoeniciae** aus der Ordnung der **Ephedro-Juniperetalia-**, Klasse **Quercetea ilicis**, wobei das erstere im Arbeitsgebiet sowohl auf den Unterhängen der Beckenbegrenzungen wie auch auf nordexponierten Schattlagen der südlichen Randketten zu finden ist. (IMPETUS 2001)

Aus der Ordnung der **Erinacetalia** findet das **Genisto myrianthae – Bupleuretum atlantici** eine deutliche Verbreitung in der **Höhenlage von 2100-2500 m**. Es bildet die am höchsten reichende Assoziation dieser Ökoregion. An kleinflächigen Sonderstandorten findet man auch Quellfluren sickerfeuchte Kurzgrasrasen, , z.B. im westlichen Teil des Tichkitaes.

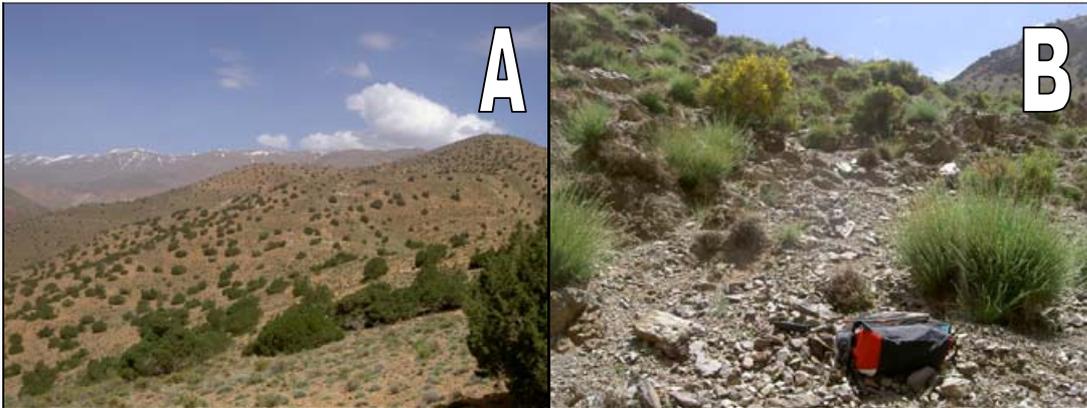


Abb. 15 A) Wacholder auf Jbel Asselda.

B) *Ormenis scariosa* und *Genista myriantha* auf präkambrischen Silikatgesteinen.

3.5.3 Formation „Steppes atlasique des hautes altitudes“

An den Hängen der höheren Bergketten, z.B. des Mgouns, aber auch auf dem Jbel Aklim beginnt ab ca. 2600 m die Ökoregion „Steppes atlasique des haute altitude“. Hier findet sich die oromediterrane Dornpolstervegetation, welche in ganz Afrika nur etwa 10.000 ha einnimmt wovon der größte Anteil in den Hochlagendes Hohen Atlas zu finden ist. Kleinere Vorkommen finden sich auch im Antiatlas, Mittleren Atlas und Rifgebirge. Benabid (2000) unterteilt sie in eine niedrigere Höhenstufe, wo vereinzelte Weihrauchwacholder mit Dornpolsterarten wie *Erinacea anthyllis*, *Alyssum spinosum* und *Cytisus balansae* die Baumgrenze bis etwa 2800 m bilden. Die „Serie oromediterrannéene de *Juniperus thurifera*“ ist eine bioklimatische Übergangszone mit „semi-arid und subhumid extrem kalten“ Klima.

Zwischen 2800 m und 3.400 m dominieren baumlose **Erinacetalia**-Igelpolsterheiden aus dem Verband Arenarion pungentis, vor allem die Assoziation des **Velletum mairei** mit den Arten *Erinacea anthyllis*, *Cytisus balansae*, *Astragalus ibrahmianus*, *Vella mairei*, *Bupleurum spinosum*, sowie in den Verband *Platycapnion saxicola* Quezel (1957) zu stellende Kalkschuttgesellschaften die von Hemikryptophyten wie z.B. *Raffenaldia primuloides*, *Platycarpnos saxicola* und *Veronica rosea* dominiert werden. Benabid beschreibt diese Zone als „Séries oroméditerranéenne steppiques á xéropyhtes épineux en coussinets“ welche dem Bioklima „semi-aride tres froid“ zugeordnet wird. Baumwuchs ist hier nicht mehr möglich. Ganzjährig auftretende Fröste mit täglichen Temperaturunterschieden von 30 Kelvin, starke

Insolation bei gefrorenem Boden, Starkwinde, Frosthub und flächenhafte Hangerosion bilden in ihrer Kombination einen mit der Höhe zunehmenden Stressfaktor.

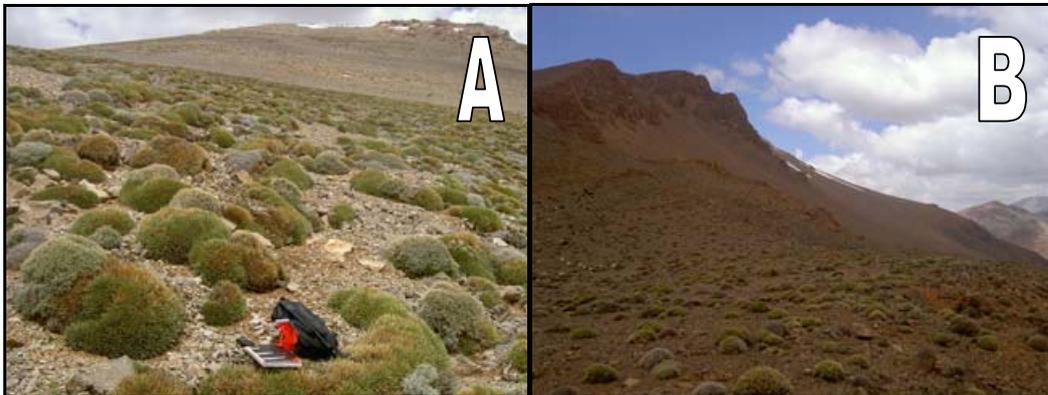


Abb. 16 A) Igelpolster auf dem Jbel Mgoun (3200m). B) Igelpolster auf dem Jbel Aklim (2900m).

3.6 Landnutzungsverhältnisse

Die Bevölkerung Südmarokkos besteht zu 98% aus Berbern verschiedener Ethnien und Großfamilien. Die Bevölkerung ist im Drâatal von 1960 mit 434.000 Einwohnern bis 1994 auf 863.000 Menschen angewachsen. Das entspricht einer jährlichen Wachstumsrate von 2.33% welche jedoch regional sehr stark variiert. So liegt sie für das Mgountal im Arbeitsgebiet bei etwa 2.5%. Der Großteil der Bevölkerung ist zumindest anteilig auf Subsistenzwirtschaft angewiesen. Die Familien leben daher noch heutzutage traditionell entweder von transhumanter Viehhaltung oder Feldbau. Der prozentuale Anteil der Weideflächen im Draatal mit 4.400.000 ha (95%), steht einer Agrarfläche von nur 78.000 ha (1,4%), sonstige Flächen (Stausee, Siedlungen) gegenüber (MADREF 2001:7-8).

Die Felder werden zu 60% zum Getreideanbau genutzt. Es wird vorwiegend Weichweizen, Gerste und Mais produziert. Die Gemüseproduktion ist nicht sehr vielfältig: Kürbisse, Karotten, Zwiebeln, Rüben und Kartoffeln werden auf den lokalen Märkten verkauft und bleiben im kleinen Wirtschaftskreislauf der Dörfer. Oasen mit Stockwerkkulturen bieten ein vielfältigeres Angebot. Sie befinden sich sowohl entlang der Flüsse Dades und Oued Mgoun, als auch in den tiefen Lagen der Bergtäler. Je nach Höhenlage werden Äpfel, Aprikosen, Walnüsse, Datteln oder Oliven kultiviert.

Die Viehhaltung beschränkt sich im Arbeitsgebiet weitgehend auf Kleinviehhaltung sowie Mulis und Dromedare als Lasttiere. Dabei kommt gerade den Ziegen- und Schafsherden mit bis zu 300 Tieren eine große Rolle im Ökosystem zu, sorgen sie doch für einen enormen Beweidungsdruck. Nicht nur auf den gut erreichbaren Hochebenen, sondern auch bis in die entlegensten Winkel der Bergregionen dringen die Herden vor. Je nach Jahreszeit ziehen Nomaden mit ihren Kamelen über den Atlas, wobei die robusten Tiere selbst die härteste Dornpolstervegetation abweiden. Die Probleme, welche die Herden mit sich bringen, sind vielfältig. Durch Abfressen der wichtigen bodenhaltenden Pflanzen wird die Bodenerosion gefördert. Der Tritteffekt der Huftiere verschlimmert die Situation (siehe Kap.3.3).



Abb. 17 Brennholzsammlerinnen bei der Arbeit.

Auch die Brennholzentnahme aus den naturnahen Vegetationseinheiten, die von einer akuten Energieversorgungs-krise herrührt, fördert die Erosion. Die Prozedur der Brennholzentnahme verläuft dabei selektiv. Im traditionellen Berberhaushalt hat jede Pflanze eine oder mehrere Funktionen. So wird z.B. das Holz von *Artemisia herba-alba* zum Brotbacken sowie zum Kochen von Tee und Nahrung genutzt, da das Feuer ausdauernder brennt.

Adenocarpus baqucei dagegen wird nur zum schnellen Anfeuern genutzt, der Weihrauchginster (*Genista scorpius ssp. myrianthus*) nur für spezielle Riten. Weihrauchwacholder (*Juniperus thurifera*) wird in der Küche ausschließlich zum Kochen von Couscous genutzt, da nur er die höchste Brennleistung und -dauer erbringt. Beim Hausbau hingegen muss er, neben Pappeln, hauptsächlich als Stützbalken erhalten (EL MOUDDEN 2004).

Die Auswirkungen der Landnutzungsverhältnisse auf die Steppenvegetation lassen sich wie folgt zusammenfassen: **Überweidung** führt zu einer Verarmung der Biodiversität und einer erhöhten Erosionsgefährdung, welche durch die extreme **Brennholzentnahme** noch verstärkt wird. Durch den starken Zuwachs der Bevölkerung in den Bergdörfern Gebieten wird auch die **Entwaldung** vorangetrieben (Auclair 1996, Gauquelin et al. 1999).

4. Material und Methoden

In diesem Kapitel sollen die bei der Feldarbeit und Datenauswertung verwendeten Materialien vorgestellt werden und eine Erläuterung der Arbeitsschritte im Feld und während der Datenanalyse folgen.

4.1 Modellplanung

Die Modellplanung ist der erste grundlegende Schritt einer erfolgreichen Modellierung und gliedert sich in die Formulierung eines „Ökologischen Modells“ durch die Darstellung des Modellierungszieles, stellt die nötigen Daten, deren Begründung und die dazugehörigen Methoden der Datenerhebung in Form eines „Datenmodells“ vor und begründet im „statistischen Modell“ schließlich die Wahl der zu verwendenden Analysemethodik.

4.1.1 Ökologisches Modell

Das Westafrikaprojekt IMPETUS verfügt über Daten zur Geologie, den klimatischen Verhältnissen und der floristischen Struktur des Arbeitsgebietes, welche zum Teil bereits in Publikationen dargelegt worden sind (Bauer et al. 2002, Knippertz 2003, Finckh, M. & Staudinger, M. 2002). Während vorangegangener Feldaufenthalte konnte bereits die Abhängigkeit der Vegetation von den oft scharfen Umweltgradienten, seien sie klimatisch oder geologisch bedingt, erkannt werden. Eine erste Analyse der Vegetation unter Einbeziehung von Literaturdaten, welche eine klare Zonierung der Vegetation entlang des Nord-Süd Transektes erkennen ließ (siehe Abb.18), erfolgte bereits von Finckh & Staudinger (IMPETUS 2001).

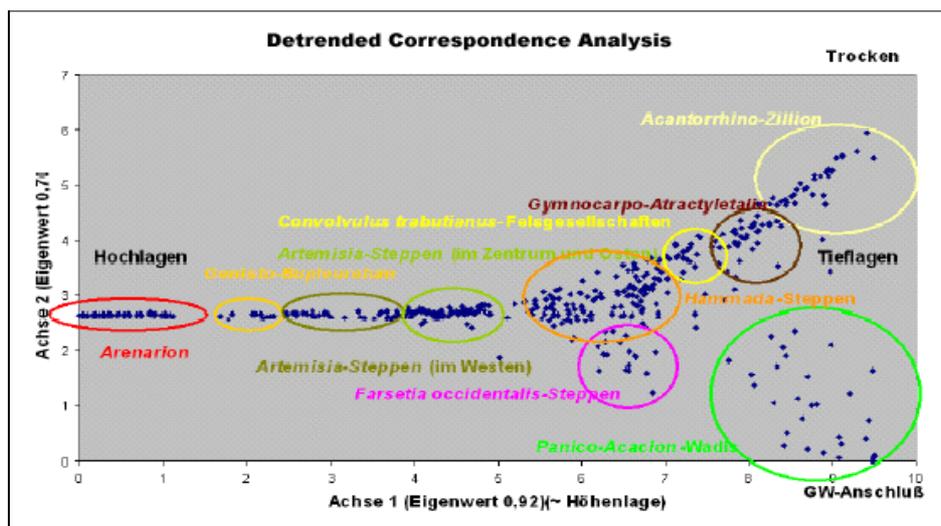


Abb. 18 Auftrennung der Vegetationsdaten des IMPETUS-Projektes durch eine DCA

Auf der Basis dieser Kenntnisse soll das ökologische Modell wie folgt definiert werden:

Aufgrund der starken ökologischen Variabilität ist die Zonierung der Pflanzendecke des Arbeitsgebietes sehr ausgeprägt. Die Beziehungen der Pflanzen zu ihrer Umwelt sollen mittels eines statistischen Modellverfahrens ergründet werden. Es sollen die Großvegetationseinheiten sowie die wichtigsten Arten aus diesen erkannt und deren räumliche Verbreitungsmuster in Bereichen mit hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit gegen die Bereiche mit hoher Nichtvorkommenswahrscheinlichkeit abgegrenzt und anhand von Umweltvariablen begründet werden.

4.1.2 Datenmodell

Um die Variabilität der Vegetation im Übergangsbereich zwischen den subhumid bis semi-ariden Gebirgslagen und den saharisch-ariden Beckenbereichen zu erfassen, wurde ein Untersuchungsgebietes von 1600 km² (40x40km) gewählt, was im folgenden als mesoskaliges Arbeitsgebiet bezeichnet werden soll. Wie bereits erwähnt, werden im Arbeitsgebiet vier komplexe, ökologisch relevante Gradienten vermutet, die mit hoher Wahrscheinlichkeit für die Verteilung der Arten und Vegetationseinheiten verantwortlich sind. Folgende Gradienten wurden bereits (vom Projekt IMPETUS) entlang eines Nord-Süd Transektes erkannt: ein Höhengradient vom Gebirge zum Vorland (von Nord nach Süden abnehmend), ein Klimagradient von Temperatur- und Niederschlagsparametern sowie ein geologischer Gradient, die beide im weitesten Sinne ebenfalls von Nord nach Süd verlaufen. Der letzte Gradient wird durch die Landnutzung und Besiedelung im Arbeitsgebiet gebildet, verläuft aber in erster Linie zunehmend von Bereichen mit geringerer Besiedelung im Westen nach Osten, wo sich die Siedlungen entlang der Flüsse dicht aufreihen.

4.1.2.1 Sampling Strategie – Probenahmedesign

Eine angebrachte Form der Probenahme für Habitatmodelle diskutieren Hirzel & Guisan (2002). Die Wahl der Strategie der Datenaufnahme zeigt einen großen Einfluss auf die Genauigkeit der Vorhersage, wie in ihrem Artikel über die Vorhersage einer virtuellen Art anhand von vier verschiedenen Methoden, ((1) Regular, (2) Random, (3) equal stratified, (4) proportional stratified sampling) aufgezeigt wurde. Die Autoren geben folgende Ratschläge zum Probenahmedesign:

1. eine möglichst große Anzahl von Beobachtungen
2. Bevorzugung von systematischer statt zufälliger Beprobung
3. Miteinbeziehung von Umwelteinflüssen in das Probenahmedesign.

Diese Punkte sollten in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt werden. Die Kenntnis von den prinzipiell Nord - Süd verlaufenden Gradienten ermöglicht es, das Probenahmedesign an diesen auszurichten. Folgende Überlegungen wurden angestellt um ein möglichst effizientes Design zu ermöglichen.

„Die Vegetationsaufnahmen sollten entlang dreier Transekte von Süden nach Norden verlaufen um so dem Höhengradienten wie auch dem damit verbundenen klimatischen Gradienten zu folgen (Leitgradienten). Weiterhin sollte auf diesen Transekten die geologischen Einheiten als „Zielstrata“ dienen, d.h. das auf den Nord-Süd-Verläufen stets alle geologischen Einheiten beprobt werden sollen, sich der genauere Transektverlauf also nach ihnen richten sollte. In jeder geologischen Einheit sollten weiterhin, so weit wie möglich, verschiedene Hangpositionen und unterschiedliche Expositionen erfasst werden. Durch den Versatz der drei Transekte mit West-Ost Abständen von je ca. 12 Kilometern, soll auch der Landnutzungsgradient mit erfasst werden. Abb. 19 zeigt die Lage der Vegetationsaufnahmen und die Lage der drei Transekte im Untersuchungsgebiet.

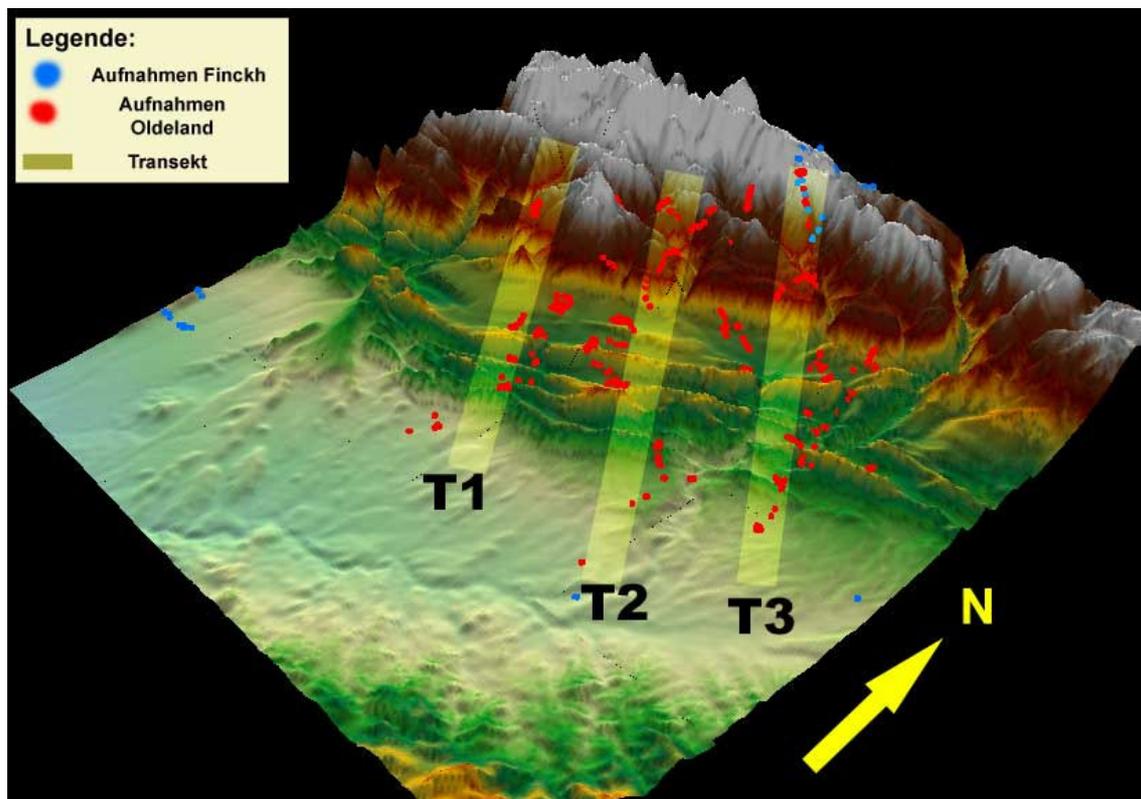


Abb. 19 Transekte die während der Geländearbeit gewählt wurden. Der Verlauf richtet sich von Südost nach Nordwest, dem Höhengradienten folgend. (DEM 5 x überhöht)

Es muss erwähnt werden, dass die Verläufe der Transektlinien aus logistischen Gründen stark dem Wegenetz und dem Gelände angepasst werden mussten. Mehrstündige Fußmärsche ließen sich dennoch nicht vermeiden.

Abschließend kann die gewählte Probenahmestrategie nach Hirzel & Guisan (2002) als eine zufällig stratifizierte Probenahmemethode klassifiziert werden. Zufällig, jedoch nicht willkürlich, aus dem Grunde der Unvorhersagbarkeit der genauen Lage der Vegetationsaufnahmen. Stratifiziert, weil die Gradienten im Gebiet in Schichten aufgeteilt wurden, und die Beprobungsstellen anhand dieser gewählt wurden.

4.1.2.2 Auswahl der Variablen

Die komplexen Umweltgradienten können in sich noch in verschiedene Umweltparameter oder –variablen aufgeteilt werden. Es folgt eine Darstellung der ausgewählten Variablen, die Begründung ihrer Auswahl, sowie eine Beschreibung ihrer jeweiligen Erhebungsmethode.

4.1.2.2.1 Topologische Variablen

Die topologische Variabilität des Arbeitsgebietes kann man in drei wesentlichen Parametern zusammenfassen.

1. **Höhe (ALT):** Der Gradient der Höhe ist der dominierende Faktor im Arbeitsgebiet. Die Vegetation gliedert sich, bedingt durch die klimatischen Verhältnisse, vor allem nach der Lage in den verschiedenen Höhenstufen, in unterschiedliche Vegetationseinheiten auf. Die Messung des Faktors Höhe wurde im Feld mittels eines GPS-Gerätes getätigt und als Höhe über dem Meer in Metern notiert.
2. **Exposition (EXPO):** Die Ausrichtung eines Hanges nach einer bestimmten Himmelsrichtung spielt vor allem für den Wärmehaushalt von Pflanzen eine große Rolle. So sind in der Regel Nordhänge ganzjährig kühler als Südhänge. Die Differenz in der Wärmesumme kann dabei einige Grad betragen und ein wichtiger indirekt wirkender Habitatfaktor sein. Die Exposition, angegeben in Grad, wurde im Feld über einen Kompass bestimmt.
3. **Inklination (INCL):** Die Hangneigung oder Inklination ist für viele Arten ökologisch relevant, da aufgrund des Neigungswinkels das Wasser mehr oder weniger schnell abläuft. Auf ebenen Flächen kommt erfolgt eine größere Wärmeeinstrahlung, was wiederum zu einer höheren Wärmebilanz führt. Die Inklination wurde im Feld optisch in Grad geschätzt.

4.1.2.2 Geologische Variablen

Die Geodiversität des Arbeitsgebietes liefert eine Reihe von Umweltfaktoren für die Modellierung. Folgende Parameter werden im Zusammenhang mit den geologischen Einheiten als wirksam erachtet, wobei nur der erste selbst im Feld aufgenommen wurde, alle anderen wurden von Experten der geologischen Arbeitsgruppe geschätzt (siehe auch Tab.6):

1. **Geologische Einheit (GEO):** Die geologische Karte des Arbeitsgebiets weist vierzehn verschiedene geologische Einheiten auf, die sich wiederum untereinander strukturell, chemisch, vom Gefüge wie auch aufgrund ihrer Lage auf dem Nord-Süd Transekt unterscheiden lassen. Sie stellen Schichten verschiedenen Alters dar. Die Bezeichnung der geologischen Einheiten wurde für die jeweilige Vegetationsaufnahme aus der geologischen Karte (1:250.000) übernommen.
2. **Porenvolumen (PV):** Der Faktor Porenvolumen basiert auf der in der Bodenkunde üblichen Bezeichnung für das von der Körnung abhängige Hohlvolumen von Böden. Es erfolgte eine Einteilung der geologischen Einheiten in sandige (1), mergelige (2) und tonige (3) Einheiten.
3. **pH-Wert (PH):** Der pH-Wert der geologischen Einheiten richtet sich nach dem geschätzten Silikatgehalt (SiO_2)., präkambrische - und Basaltgesteine weisen einen hohen Silikatgehalt auf. Die stark kalkhaltigen Gesteine des Lias und einige Gesteine des Eozäns weisen einen niedrigeren Silikatgehalt auf. Dazwischen liegen u.a. die Gesteine der Kreide, die als überwiegend mergelig eingestuft wurden
4. **Härte (HAERTE):** Mit dem Faktor Härte ist die morphologische Härte gemeint, also die Erosionsresistenz, chemikalisch oder physikalisch. Sie ist auch ein indirektes Maß für die Durchwurzelbarkeit. Eine sinkende Härte ist ein Indikator für hohe Erodierbarkeit. Die Einteilung erfolgte in fünf Stufen von „sehr schwacher Härte“ (0) über „schwache Härte“ (1), „mittlere Härte“ (2), „hohe Härte“ (3) und „extreme Härte“ (4).
5. **Kalk (KALK):** Der Faktor Kalk gleicht auf dem ersten Blick dem Faktor pH-Wert, teilt aber die Gesteine vielmehr in fünf verschiedene Kalkgehalte ein, um die Abstufungen der Kalkgesteine untereinander hervorzuheben. Sehr kalkreiche Gebiete wie die des unteren Lias wurden der Klasse 5 zugeteilt.

Legendenkürzel	GEO		PV	PH	HAERTE	KALK
PRE	Präkambrium	Granite und Schiefer	2	5	4	1.0
PT	Permotrias	tonhaltige Sandsteine	2	9	3	2.0
BT	Trias	Basalte mit Gipseinlagerungen	1	5	4	1.0
L4-5	Unterer Lias	Dolomitische Kalksteine	1	9	4	5.0
L2-3	Mittlerer Lias	Dolomitische Kalksteine	1	9	4	5.0
L1	Oberer Lias	Mergel und Sandsteine	2	9	3	5.0
CIM	Kreide	Rote Sandsteine	2	5	3	2.0
EI	Unteres Eozän	Kalk und Sandsteine	2	9	3	4.0
EM	Mittleres Eozän	Kalk und Sandsteine	2	9	3	4.0
ESC	Oberes Eozän	Mergel Sandsteine Konglomerate	2	9	3	4.0
MPC	Mio-Pliozän	Konglomerate	3	9	2	3.0
PVC	Plio-Villafranchien	Alluvione und Sand	3	7	1	3.0
Q	Quartär	Alluvione und Sand	3	7	1	3.0
A	Neogen	Alluvione und Sand	3	7	1	3.0

Tab. 6 Die geologischen Variablen aufgezeigt für die jeweiligen geologischen Einheiten.

4.1.2.2.3 Klimatische Variablen

Die klimatischen Variablen lassen sich in zwei Faktorengruppen unterteilen, welche die klimatische Variabilität entlang des Nord-Süd Verlaufes erklären sollen. Zum einen wäre das die Menge und jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge, zum anderen die Darstellung der verschiedenen jahreszeitlichen Temperaturregime. Die Klimadaten stammen aus den ersten Modellläufen der meteorologischen Arbeitsgruppe des IMPETUS-Projektes (Born, unveröff. Daten). Sie wurden für das Jahr 2002 über eine Modellkette von globalen (REMO) Regionalen (ECHHAM) und lokalen Modellen (LM), bis hin zu einer Auflösung von 7 x 7 km (FOOT3DK) für das zentrale und südliche Marokko berechnet. Diese Daten wurden über Interpolationsverfahren (siehe Kap.4.4) in für das Programm ArcGIS 9.0 als lesbare Polygone umgerechnet. Sämtliche Temperaturwerte wurden ausgehend von Tagesmittelwerten der Temperatur in Kelvin ermittelt, die Niederschlagswerte wurden aus täglichen Niederschlagsereignissen in Millimeter berechnet. Folgende Variablengruppen wurden erfasst:

1. **Mittlere Summe der maximalen Niederschläge (RMEAN):** Die Variabilität der Niederschläge erfährt im Arbeitsgebiet eine deutliche Ausprägung. Die Regenereignisse konzentrieren sich auf die Gebirgslagen im Norden. Der Süden weist demgegenüber ein deutliches Niederschlagsdefizit auf.

2. **Mittlere Maximaltemperaturen (TMAX):** Die niedrigsten Werte der mittleren Maximaltemperatur werden im Norden verzeichnet. Der Süden des Untersuchungsgebietes weist hingegen ganzjährig deutlich höhere Werte auf.
3. **Mittlere Minimaltemperaturen (TMIN):** Die mittleren Minimaltemperaturen zeigen ein ähnliches Bild. Der Norden erfährt die niedrigsten Temperaturen, welche oft tief unter den Nullpunkt sinken. Der Süden hingegen zeigt stets Temperaturen über dem Nullpunkt und ist deutlich wärmer als der Norden.
4. **Mittlere Temperaturmittelwerte (TMEAN):** Die mittleren Temperaturmittelwerte sollen als eine Möglichkeit des Übergangs zwischen den beiden Extremvariablen gelten. Es bleibt jedoch bei der Aufteilung des kühleren Nordens und des wärmeren Südens.

Jede Variablen­gruppe besteht aus vier, den „meteorologischen“ Jahreszeiten entsprechenden Einzelvariablen. Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Der Winter besteht aus den Monatsdaten von Dezember 2001 + Januar 2002 + Februar 2002. Der Frühling (engl. = spring) aus März 2002 + April 2002 + Mai 2002. Der Sommer (engl. = summer) enthält Juni 2002 + Juli 2002 + August 2002 und der Herbst (engl. = autumn) die Monate September 2002 + Oktober 2002 und November 2002. RMEAN als Beispiel unterteilt sich folglich in die Variablen RMEAN_WI (WI=Winter), RMEAN_SP (SP=Spring), RMEAN_SU (SU=Summer) und RMEAN_AU (AU=Autumn).

4.1.2.2.4 Landnutzungsvariablen

Der Einfluss des Menschen ist besonders in Trockengebieten ein Faktor, der einen großen Einfluss auf die Verbreitung von Arten hat. Einige Arten weichen dem Menschen, bzw. überleben nur in Refugialgebieten, zu denen der Mensch keinen oder nur sehr geringen Zugang hat; andere Arten sind an die Nähe des Menschen besser angepasst. Meist sind dies Elemente aus Ruderalgesellschaften, die entweder wenig schmackhaft sind, wie z.B. *Peganum harmala*, oder beweidungsresistente Arten wie die bedornete *Launaea acanthoclada*. Bereiche in Siedlungsnähe weisen aufgrund der großen Anzahl von Wirtschaftstieren wie Ziegen besonders oft starke Konzentrationen von Nitraten in den Böden auf¹. Des Weiteren sind im Arbeitsgebiet große Bereiche einem außerordentlich hohen Beweidungsdruck von Schaf- und Ziegenherden ausgesetzt. Diese Situationen soll in den folgenden zwei Variablen ihre Berücksichtigung finden.

¹ Frey und Löscher beschreiben in ihrem Lehrbuch solche Lagerfluren als Piosphere.

1. **Siedlungsdichte (VILLDEN):** Die Variable „Siedlungsdichte“ wird in sechs verschiedene Klassen eingeteilt. Diese Klassen werden als Distanzklassen zu Dörfern, in Abhängigkeit der Einwohnerzahl je Dorf aufgefasst. Es wird angenommen, dass Siedlungen die dicht zusammen liegen einen größeren Druck auf die umgebende natürliche Vegetation bewirken als eine einzelne Siedlung. Kommt eine hohe Einwohnerzahl hinzu steigt der Druck weiter an.
2. **Beweidungsdruck (WATER):** Die Hirten ziehen mit ihren Herden meist tagelang oder wochenlang durch die Landschaft. Dabei wird angenommen, dass sie ihre Routen nach dem Vorkommen von Wasserquellen richten, um ihre Tiere zweimal täglich zu tränken. Die Variable „Beweidungsdruck“ ist als ein Maß der Distanz zu möglichen Wasserquellen, bzw. dem Bereich zwischen diesen Quellen aufzufassen. Es werden hier sechs Distanzklassen gebildet.

<i>Klasse</i>	<i>VILLDEN</i>	<i>WATER</i>
<i>1</i>	Sehr hohe Siedlungsdichte	Extremer Beweidungsdruck
<i>2</i>	Hohe Siedlungsdichte	Hoher Beweidungsdruck
<i>3</i>	Mittlere Siedlungsdichte	Mittlerer Beweidungsdruck
<i>4</i>	Geringe Siedlungsdichte	Geringer Beweidungsdruck
<i>5</i>	Sehr geringe Siedlungsdichte	sehr geringer Beweidungsdruck
<i>6</i>	Nicht Verwendete Klasse	Extrem geringer Beweidungsdruck

Tab. 7 Variablen der Landnutzung. WATER bedeutet Beweidungsdruck

4.1.2.3 Transformation von Variablen

Einige Variablen mussten transformiert werden. Die Begründung und die Methodik hierfür erfolgt in diesem Abschnitt.

Die Variable Exposition, welche die Himmelsrichtungen anhand Gradzahlen von 1 – 360 beschreibt, musste in eine für die statistischen Methoden „lesbare“ Form gebracht werden. Beers et. al (1966) schlugen für eine Expositionswerttransformation den sogenannten „Heat Load Index“ vor.

$$(1 - \cos(\theta - 45)) / 2$$

Die Idee der Transformation beruht auf der Tatsache, dass aufgrund des Sonnenstandes und der damit verbundenen ungleichen Erwärmungen der Hangseiten, in der Nordhemisphäre ein

Nordosthang stets der Kälteste und ein Südwesthang stets der Wärmste ist. Die Formel transformiert die Gradwerte in Werte von Null bis Eins, wobei Null dem kältesten Hang und 1 dem wärmsten Hang entsprechen würde.

Einer weiteren Transformation bedurften die kategorischen oder auch nominal genannten Variablen der Geologischen Einheiten. Das Programm Canoco 4.5 kann Textzeichen oder deren in Zahlen umgewandelte Werte nicht akzeptieren, da es sie als lineare Kombination zu verarbeiten versucht (was jedoch keinen Sinn ergibt, da die Zahlen hier keine Rangfolge ausweisen, Ter Braak & Smilauer 2002). Es bedarf einer Transformation zu sogenannten Dummy-Variablen, welche eine 1 bei einem Vorkommen und eine 0 für ein Nichtvorkommen enthalten. Als Beispiel sei hier die Umwandlung von drei geologischen Einheiten in Dummies dargestellt (siehe Tab.7).

<i>GEO</i>	<i>Jura</i>	<i>Kreide</i>	<i>Trias</i>
<i>Jura</i>	1	0	0
<i>Kreide</i>	0	1	0
<i>Trias</i>	0	0	1

Tab. 8 Beispiel einer Dummy-Variablenmatrix

Des Weiteren mussten die Deckungsgrade der Arten mehrfach umgeformt werden. Für die Analyse in Canoco 4.5 bedurfte es einer Ordinalskalierung der Artdaten, um eine bessere Auflösung der unteren Deckungsklassen zu erreichen sowie eine Verzerrung durch Ausreißer zu verhindern, ohne diese aus dem Datensatz entfernen zu müssen.

Für die Modellierung mit einem logistischen Regressionsmodell (siehe Kap.4.1.3.1) bedurfte es hingegen nur der binären Information, ob eine Art in einer Vegetationsaufnahme vorkommt oder nicht. Dem zufolge musste eine Umwandlung aller Werte $>0 = 1$ stattfinden. Dies bedeutet zwar den Informationsverlust der prozentualen Deckungsgrade, diese spielen aber für die Darstellung des Hauptbestandteiles des Artdatensatzes keine große Rolle, da oft nur Deckungsgrade zwischen 0.01 % und 0.05 % erreicht wurden, also keine gute Differenzierung der Deckungsklassen möglich war.

4.1.3 Statistisches Modell

Das statistische Modell beschreibt die Analysemethode, die zur Modellierung gewählt wird, und enthält deren Begründung. Weiterhin muss entschieden werden, wie die Verarbeitung der Daten im Sinne der Variablenselektion und der Bewertung vonstatten gehen soll, d.h. welche Kriterien werden zur Selektion genutzt und welches Maß soll zur Bestimmung der Modellgüte dienen.

4.1.3.1 Lineare Regressionsmodelle

Zu den am häufigsten verwendeten Modelltypen zählt die Gruppe der Linearen Regressionsmodelle (Linear Models, LM). Auf ihnen basieren zahlreiche weiterentwickelte Verfahren, welche bereits häufig ihre Anwendung in der Habitatmodellierung fanden (GLM., aGLM, GAM, GEE; siehe Glossar, Guisan et. al., 2002, Schröder und Reineking 2004)

Die einfache lineare Regressionsformel lautet:

Gleichung 2

$$Y = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j X_j + \varepsilon$$

Y ist die abhängige Variable (Response Variable), welches das zu modellierende Objekt darstellt, α ist eine Konstante (der Achsenabschnitt, engl.= Intercept), X_j , mit $j = 1 \dots n$, der Wert der erklärenden Variablen (Prädiktor Variable) wobei β_j die zu X_j gehörigen Regressionskoeffizienten darstellt. Der griechische Buchstabe ε ist eine $N(0, \sigma^2)$ -verteilte Zufallsvariable (d.h. eine Normalverteilung mit dem Mittelwert 0), welche die nicht durch das Modell erklärte Varianz repräsentiert. Wenn nur eine erklärende Variable verwendet wird, spricht man von einfacher, bei mehreren erklärenden Variablen von multipler linearer Regression. Die Schätzung der Regressionskoeffizienten erfolgt durch die Anwendung des Verfahrens der „kleinsten Quadrate“ (Least Squares Regression). Dem Modell werden stets folgende Annahmen zugrunde gelegt:

1. konstante Varianz der Responsevariable (Homoskedastizität)
2. normalverteilte Fehlerverteilung
3. lineare Regressionsfunktion

Eine der wichtigsten Erweiterungen der LM's sind die verallgemeinerten linearen Modelle (Generalized Linear Models, GLM, McCullough & Nelder 1989). Ihnen steht durch den Einbau einer spezifischen Linkfunktion die gesamte Bandbreite der nutzbaren Skalen (Diskret oder stetig, nominal- ordinal-, intervallskaliert, etc.) zur Verfügung. Die abhängige Variable Y , bzw. deren Erwartungswert $E(Y|X_i) = y_i$, wird über die Linkfunktion $g(\mu)$ transformiert und anschließend mit dem linearen Prädiktor verknüpft. Gleichung 3 zeigt die dazugehörige Formel:

Gleichung 3
$$g(\mu(x)) = LP = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j \chi_j$$

Im einfachen linearen Modell wird die Identität (Y nicht transformiert) als Linkfunktion genutzt, Fehler sind normalverteilt und die Varianz ist unabhängig von den Prädiktor-Variablen. Mit einem GLM können transformierte Identitäten verwendet werden, die Fehlerverteilung kann auch eine Poisson- oder Binomialfehlerverteilung sein und die Varianzen können von der Summe der Prädiktoren abhängen. Die Schätzung des Modells erfolgt hier über das Maximum-Likelihood Verfahren (ML). Es wird eine Likelihoodfunktion² aufgestellt, die die Wahrscheinlichkeit der beobachteten Daten als eine Funktion der zu schätzenden Regressionskoeffizienten ausdrückt. Diese werden dabei so geschätzt, dass die Wahrscheinlichkeit, bei gegebenem Modell die empirischen Daten vorherzusagen, maximiert wird. Von den zahlreichen Möglichkeiten (siehe auch Kap. 2) fiel die Entscheidung auf ein GLM mit einer Logit-Linkfunktion, einem sogenannten logistischen Regressionsmodell.

4.1.3.2 Logistische Regressionsmodelle

Logistische Regressionsmodelle (Logistic Regression Models, LRM) sind die mit am häufigsten verwendeten Modellierungsverfahren von Präsenz-Absenz Daten. Es gilt hier also die Annahme, dass die Responsevariable binomialverteilt (bernoulliverteilt) ist. Die dafür zu verwendende Linkfunktion ist die Logit-Linkfunktion. Es ergibt sich Gl.4 :

Gleichung 4
$$\begin{aligned} E(Y|x) &= \pi(x) = P(Y = 1|x) \\ g(x) &= \text{logit}(\pi(x)) = \ln\left(\frac{\pi(x)}{1 - \pi(x)}\right) \\ &= LP = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j \chi_j \end{aligned}$$

² hier die Formel aus Schröder ! ☺

Die daraus abzuleitende Formel für die Responsekurve zeigt GL.5:

Gleichung 5
$$\pi(LP) = \frac{e^{LP}}{1 + e^{LP}} = \frac{1}{1 + e^{-LP}} = (1 + e^{-LP})^{-1}$$

Diese Art von Modell eignet sich besonders für die Berechnung von Wahrscheinlichkeiten eines Vor oder Nichtvorkommens. Die Residuen (Differenz zwischen beobachteten und geschätzten Werten) können für jede Beobachtung nur einen von zwei möglichen Werten annehmen (Y ist 0 oder 1).

Die Begründung für die Wahl des LRM lässt sich wie folgt darstellen:

1. es ist relativ einfach zu verstehen, im Vergleich zu mathematisch komplexeren Methoden wie z.B. künstlichen neuronalen Netzwerken.
2. es lässt sich im Gegensatz zu vorgefertigten Softwarelösungen wie z.B. BIOMAPPER oder Hyperniche ein Lerneffekt erzielen, der zum Grundverständnis von Modellertechniken und deren Statistik beiträgt.
3. es eignet sich besonders gut für die Darstellungen von Vorkommen und Nichtvorkommen (Präsenz - Absenz).
4. die Formel kann später ohne Umwandlung³ in ein GIS integriert werden.
5. die Ergebnisse des Modells stellen Wahrscheinlichkeiten von Null bis Einhundert Prozent dar.

Die Verständlichkeit der Methodik war ein wichtiger Aspekt, denn das Einarbeiten in komplexere Methoden wäre im Rahmen einer Diplomarbeit zeitlich nicht möglich gewesen. Die Notwendigkeit des Vorhersagens von Vor- und Nichtvorkommen über Wahrscheinlichkeitswerte ließ sich sehr gut mit den Fragestellungen in Einklang bringen, trotz des durch die Umwandlung der Deckungswerte bedingten Informationsverlustes. Die Möglichkeit des Einbindens der Resultate in ein GIS war zur räumlichen Analyse und zur Visualisierung zwingend notwendig. Ein GLM, auch mit Linkfunktion, kann ohne Transformation oder komplexere Mehrfachumwandlungen direkt in ein GIS eingebaut werden um eine Verbreitungskarte damit zu errechnen.

³ Umformungen bedeuten oft wieder Informationsverlust !

4.1.3.3 Methoden der Variablenselektion

Die Variablenselektion ist der Schritt, bei der die Variablen, die zusammen das statistisch beste Modell ergeben, ausgewählt werden. Reineking & Schröder (2004b) beschreiben die theoretische Grundlage zur Variablenselektion, den Bias-Variance-Tradeoff. Er lässt sich in drei Komponenten zerlegen:

Erstens, der unvermeidliche Fehler, bedingt durch die Stochastik eines natürlichen Systems. Umweltbedingungen beeinflussen sich diskret, so das man nicht eindeutig sagen kann, das ein Organismus an einem Ort vorkommt, sondern nur die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens. Selbst bei idealen Bedingungen tritt oftmals ein Nichtvorkommen ein.

Zweitens sei die Verzerrung (Bias) genannt. Sie stellt den systematischen Fehler dar, in Form der Abweichung der vorhergesagten von den wahren Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Das Modell ist meist nicht in der Lage, die Realität perfekt abzubilden, da entweder Interaktionen zwischen Variablen nicht berücksichtigt wurden, Variablen gewählt wurden, die die Verteilung der Arten schlecht erklären können, oder einfach weil relevante Variablen gar nicht erst erhoben wurden.

Als Letztes wäre noch die Varianz zu nennen. Sie fußt auf der Tatsache, das die getätigten Beobachtungen, die zur Schätzung der Modellparameter verwendet werden, stets nur ein Ausschnitt aus der Grundgesamtheit darstellen. Würde man sämtliche Beobachtungen zu einem anderen Zeitpunkt aufsuchen, würde das Ergebnis durch Wandlungsprozesse der Natur zwangsläufig ein Anderes sein. Folglich würden die Koeffizienten der Parameter andere Werte tragen, was wiederum zu einer anderen Vorhersage führen würde.

Folglich liefern Modelle mit zu wenigen Variablen, also zu einfache Modelle, ein Ergebnis mit einer hohen Verzerrung. Modelle mit zu vielen Variablen, komplexe Modelle, ergeben oft zu ungenaue ???, gekennzeichnet durch eine hohe Varianz. Diese Problematik der ungenauen oder übergenauen Modelle wurde u.a. von Forster (2000) als „Model Selection Problem“ beschrieben. Die Kunst besteht in der Wahl des besten Modells. Der Bias-Variance-Tradeoff verfolgt das statistische Prinzip der Sparsamkeit⁴, wonach eine Balance zwischen Bias und

⁴ nach William of Ockham, auch “Occams Razor” genannt: “one should not increase, beyond what is necessary, the number of entities required to explain anything” (Heylighen 1993)

Varianz erzielt werden soll, indem nur soviel Parameter, wie für ein ausgewogenes Modell nötig sind, aufgenommen werden.

In der Variablenselektion nutzt man Selektionskriterien wie z.B. das Akaike Information Criterion (AIC). Burnham & Anderson (2004) geben Auskunft über die Herleitung des AIC. Es lässt sich aus der „Kullback-Leibler Information“ ableiten, welches ein im Jahre 1951 von S.Kullback und R.A.Leibler (1951)erdachtes theoretisches Konstrukt $I(f,g)$ darstellt, welches die Information (I) ergibt, wenn man ein geschätztes Modell (g) benutzt um die Realität (f) zu beschreiben.

Das AIC-Kriterium⁵ wurde nach den Ausführungen von Reineking und Schroeder (2004b) gewählt, da es leicht interpretierbar ist und von der Modellierungssoftware verwendet wird.

$$AIC = - 2 * \log L + K * edf$$

Devianz = $- 2 * \log L$; L = Likelihood; $K = 2$; edf = “equivalent degrees of freedom”

Dieses Verfahren verläuft nach einer Überprüfung der Devianz des Modells, in der Formel als „ $- 2 * \log L$ “ dargestellt, und dem relativen Gewicht der Modellkomplexität, welche durch den Term „ $K * edf$ “ festgelegt wurde. K ist der Bias-korrigierende Koeffizient, der für den klassischen AIC nach Akaike (1973) mit 2 festgesetzt ist. Die Anzahl der Freiheitsgrade (edf) entspricht bei einer logistischen Regression der Anzahl der Parameter. Für eine genauere Darstellung der Methode siehe auch Burnham & Anderson (2004).

Es gibt viele verschiedene Verfahren zur Variablenselektion, dennoch sind die am häufigsten verwendeten Methoden schrittweise verlaufende Selektionsalgorithmen, wie die der schrittweise verlaufenden Vorwärts- oder Rückwärtsselektion. Die beiden Verfahren unterscheiden sich in der Größe des Ausgangsdatensatzes und der Suchrichtung. Die vorwärtsgerichtete Selektion beginnt ohne Parameter und testet die Hinzunahme von einem Parameter auf die Verbesserung des Selektionskriteriums. Weitere Parameter werden hinzugenommen, bis keine Variablen mehr gefunden werden, die eine signifikante Verbesserung des Selektionskriteriums bewirken. Beim schrittweise rückwärtsgerichteten

⁵ (nach Venables, & Ripley, (2002))

Verfahren wird mit allen Parametern im Anfangsdatensatz begonnen. Es wird jeweils die Variable entfernt, die das Selektionskriterium am heftigsten verschlechtert.

Häufig wird eine schrittweise Rückwärtsselektion favorisiert, da eine Vorwärtsselektion zum einen keine Berücksichtigung von Interaktionen zwischen den Variablen zulässt. Aus diesem Grunde wurde die rückwärtsschrittweise Variablenselektion mit dem AIC-Selektionskriterium gewählt.

Der Selektionsalgorithmus nimmt einen Vergleich des AIC-Wertes bei Entfernen einer Variable vor. Das Modell mit dem geringsten AIC Wert wird als das bessere angesehen und Schritt für Schritt wird aus dem Gesamtangebot an Variablen die Menge ausgewählt, die sich als statistisch am günstigsten herausstellt. Werden mehrere Modellläufe ausgeführt, z.B. mit verschiedenen Parametern im Anfangsdatensatz, wird das Modell mit dem besten AIC gewählt.

Man erhält die Regressionskoeffizienten für die selektierten Variablen, sowie einen AIC Wert

<i>Coefficients:</i>						
<i>(Intercept)</i>	<i>ALT</i>	<i>EXPO</i>	<i>KALK</i>	<i>TMIN_SP</i>	<i>TMAX_SP</i>	<i>RMEAN_AU</i>
<i>-2.840e+02</i>	<i>8.536e-03</i>	<i>-2.392e+00</i>	<i>3.709e-01</i>	<i>-1.262e+01</i>	<i>4.013e+00</i>	<i>1.581e+00</i>
<i>Degrees of Freedom: 403 Total (i.e. Null); 397 Residual</i>						
<i>Null Deviance: 187.5</i>						
<i>Residual Deviance: 45.44 AIC: 59.44</i>						

Die Koeffizienten werden später als Koeffizienten für die Regressionsformel im GIS benötigt (siehe Kap.4.9). Der hier angegebene AIC gibt keine Aussage zur Modellgüte sondern ist lediglich der erreichte Wert am Ende der Selektion und wird verwendet um verschiedene Selektionsläufe zu vergleichen.

4.1.3.4 Methoden der Modellgütebestimmung

Wie in Kapitel 2 bereits dargelegt wurde, ist das Bewerten eines Modells mittels einer oder mehrerer Kennzahlen unabdingbar. Die Frage: “Wie gut ist das Modell bei der Vorhersage?“ steht unweigerlich im Raum. Diese Frage kann nur in Betrachtung des Endergebnisses in Form der finalen Verbreitungskarte beantwortet werden. Statistische Gütemaße ermöglichen

dennoch eine Beurteilung des Modells hinsichtlich seiner Stärken und Schwächen. Weiterhin lässt sich anhand der statistischen Werte ein Vergleich zwischen verschiedenen Modellen anstellen. Dies kann sinnvoll sein, wenn man Methoden vergleichen möchte oder verschiedene Ausgangssituationen für seine Modelle annimmt.

Guisan & Zimmermann (2000) wie auch Reineking und Schröder (2004b) teilen die Bewertungsmethoden in zwei Gruppen auf. Die erste Gruppe arbeitet mit vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten. Die zweite Gruppe nimmt erst eine Diskretisierung der Ergebnisse vor, d.h. die Ergebnisse werden anhand von Schwellenwerten in Klassen eingeteilt. Fielding & Bell (1997) zeigen noch eine Reihe weiterer Methoden auf, die auch räumliche Charakteristiken berücksichtigen. Auf die Letzteren wurde im Verlauf dieser Arbeit jedoch nicht eingegangen..

Zu den Methoden der ersten Gruppe zählt unter anderem die Darstellung einer Kalibrierungskurve, der R^2 -Wert (sprich: „R-Quadrat“) und der ROC-Plot der einem den Area-under-the-curve (AUC-)Wert mitteilt.

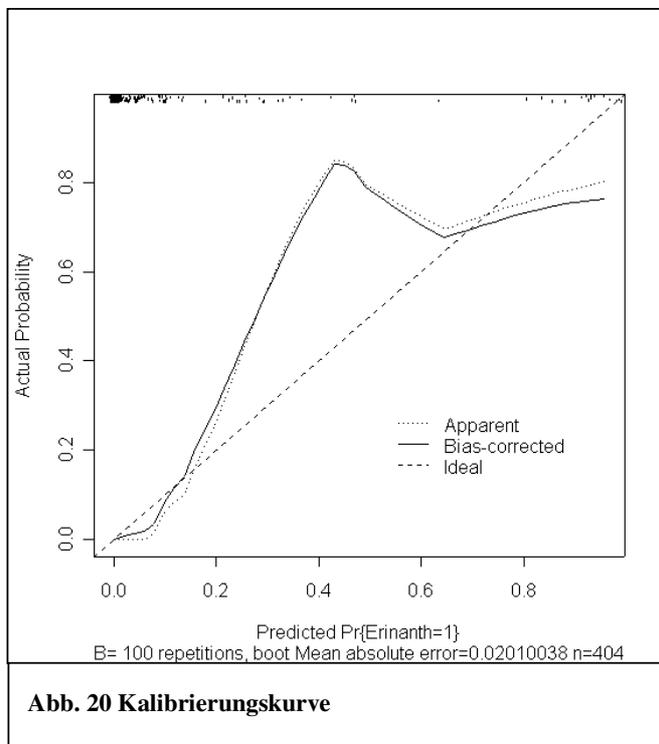


Abb. 20 Kalibrierungskurve

Die Kalibrierungskurve zeigt das Ausmaß auf, in dem die vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten mit den empirischen Häufigkeiten der Vorkommen übereinstimmen (Reineking und Schröder 2004). Sie zeigt aber auch, in wie weit das Modell in der Lage ist, Nichtvorkommen sowie die Grenzen der Wahrscheinlichkeit eines Vor- oder Nichtvorkommens zu erkennen. Der Plot zeigt am oberen Rand als Punkteverteilung die Beobachtungen. Die Abszisse trägt die vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten

auf, die Ordinate die beobachteten Wahrscheinlichkeiten. Die gestrichelte Linie (Ideal) entspricht einem 45° Winkel, was gleichbedeutend mit einem perfekt kalibrierten Modell (??? = 1) ist. Die gepunktete Linie zeigt die aus dem Modell geschätzte Regressionsgerade

inklusive Varianz, die Bias-corrected (durchgezogene) Linie die um die Varianz korrigierte. Die Abweichung der Steigung der Kalibrierungskurven von der idealen Geraden ($45^\circ = 1$) deutet darauf hin, in welchem Wahrscheinlichkeitsbereich die Vorhersagen zur übertriebenen Sicherheit (<1 , overconfident) oder Unsicherheit (>1 underconfident) neigen

Der R^2 nach Nagelkerke (R^2_N) stellt ein Maß für die Kalibrierung dar und wird als Erweiterung des normalen Bestimmtheitsmaßes für multiple Regressionsmodelle verwendet, bei denen nicht die Varianz der Modelle, sondern die Likelihood (siehe Gleichung 6) verglichen wird. LL stellt die LogLikelihood dar und wird hier als Gewichtsregel aufgefasst. Hohe R^2_N werte zeigen ein gutes Modell an, wobei hoch bereits 0,5 ist (Reineking und Schröder 2004b). Ein hohes R^2_N bedeutet, das das Modell gut kalibriert ist und das es gut zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen unterscheiden kann.

Gleichung 6

$$L(\beta) = \prod_{i=1}^n \pi(\chi_i)^{y_i} (1 - \pi(\chi_i))^{1-y_i}$$

Gleichung 7

$$R^2_N = \frac{1 - e^{-\frac{2}{N}(LL - LL_0)}}{1 - e^{-\frac{2}{N}LL_0}}$$

Einen Übergang zwischen den Methoden der Gruppe eins und der Gruppe zwei stellt die Bewertungsmethode mittels des AUC-Wertes dar. Zum einen vollzieht es zwar eine Klassifikation der Ergebnisse, nutzt aber keinen fixen Schwellenwert, was oft ein Kritikpunkt für die diskretisierenden Methoden ist. Reineking & Schröder (2004b) stellen die Methode in die erste Gruppe.

Der AUC-Wert gibt den Flächeninhalt unter einer ROC-Kurve (Receiver Operating Characteristics, Hanley & McNeil 1982) an. Fielding & Bell (1997) interpretieren ihn als die Wahrscheinlichkeit, dass bei einem zufällig gezogenen Paar von Beobachtungen, von denen eine ein Vorkommen und die andere ein Nichtvorkommen ist, das Model eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für das tatsächliche Vorkommen vorhersagt.

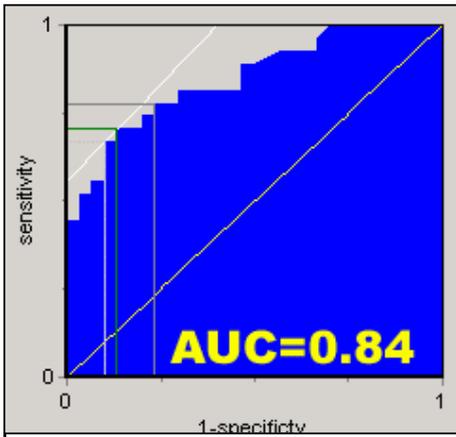


Abb. 21 Output des ROC_AUC Programmes

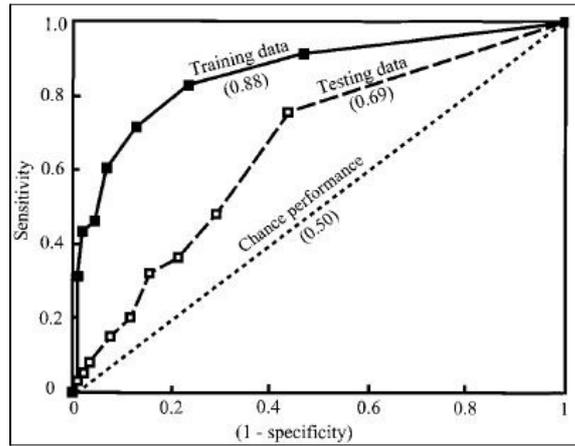


Abb. 22 ROC-Plot (aus Fielding & Bell 1997)

Bei der Errechnung einer ROC-Kurve werden die vom Modell vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten als Schwellenwerte verwendet, so dass alle Vorkommen mit geringeren Vorkommenswahrscheinlichkeiten als Nichtvorkommen klassifiziert werden. Ausgehend von dieser Klassifikation werden die Sensitivität, also der Anteil der tatsächlichen Vorkommen die richtig klassifiziert wurden, und die Spezifität, der Anteil der richtig vorhergesagten Nichtvorkommen, bestimmt und zur Erstellung der Kurve verwendet, indem die Sensitivität gegen (1-Spezifität) aufgetragen wird (siehe Abb.22). Die von Reineking & Schroeder favorisierte Methode den AUC zu bestimmen richtet sich nach einer skalierten Mann-Whitney-U-Rangstatistik bzw. Wilcoxon Statistik gemäß Harrell (2001)

Der AUC wird dann durch die folgende Formel berechnet (Gl.8), wobei R_1 den mittleren Rang der Vorhersagen für die Beobachtungen mit tatsächlichen Vorkommen darstellt, N die Gesamtzahl der Beobachtungen ist und N_1 die Zahl der Vorkommen bezeichnet.

Gleichung 8

$$AUC = \frac{1}{N - N_1} \left(\bar{R}_1 - \frac{N_1 + 1}{2} \right)$$

Der bestmögliche Wert den der AUC erreichen kann ist 1. Er entspricht einer hundertprozentigen Trennung von Vorkommen und Nichtvorkommen. Ein Modell mit einem AUC von 0,5 entspricht einem Modell mit konstanter Vorhersagewahrscheinlichkeit. Eine Beurteilung kann nach Hosmer & Lemeshow (2000) erfolgen:

- $0,7 \leq \text{AUC} < 0,8$ = Acceptable
- $0,8 \leq \text{AUC} < 0,9$ = Excellent
- $0,9 \leq \text{AUC} < 1$ = Outstanding

Die Gütemaße der zweiten Gruppen, in denen die Vorkommen und die Nichtvorkommen anhand eines Schwellenwertes klassifiziert werden, lassen sich zum größten Teil von einer Klassifikationsmatrix ableiten. Ein häufig verwendeter Schwellenwert ist 0.5. Schröder (2003) weist zwar auf das Problem des fixen Schwellenwertes bei 0,5 hin (Informationsverlust), führt aber gleichzeitig den Vorzug der Vergleichbarkeit an. Daher wird auch für diese Arbeit der Schwellenwert bei 0.5 gewählt. Tab.9 zeigt eine Klassifikationsmatrix und die Formeln zur Ableitung einiger Gütemaße.

Pkrit=0.5		Daten		
N=a+b+c+d	P	0	1	
Prognose	0	a	b	a+b
	1	c	d	c+d
		a+c	b+d	
	% korrekt	(a+d)/n		
	Sensitivität	a/(a+c)		
	Spezifität	d/(b+d)		
	Cohens-Kappa	$\frac{(P_{\text{observed}} - P_{\text{expected}})}{(1 - P_{\text{expected}})}$		

Tab. 9 Standardklassifikationsmatrix

Die Fehlerrate beschreibt den Anteil der korrekten Klassifikationen die das Modell tätigt. Sie ist jedoch stark von der Prävalenz (= Überwiegen einer Klasse) im Datensatz abhängig. Sensitivität und Spezifität quantifizieren die Richtigkeit der Vorhersagen hinsichtlich der

4.2 Methoden der Feldarbeit

4.2.1 Verwendetes Material bei der Feldarbeit

Die Orientierung im Gelände erfolgte mittels eines GPS Gerätes der Marke „Garmin GPS 12“, sowie anhand der topographischen Kartenblätter NH-29-XXIV-2 (Qalaa´ t Mgouna) und NH-29-XXIV-4 (Zawyat Ahancal) im Maßstab 1:100.000. Die Exposition wurde mittels eines Kompasses Marke (Suunto A-10) bestimmt. Die Hangneigung unterlag der optischen

Schätzung im Feld. Sämtliche Fotos wurden mit einer Digitalkamera der Marke Konica KD310-Z, in der Auflösung von 1600 x 1200 Pixeln im JPG-Format aufgenommen.

4.2.2 Vegetationsaufnahmen

Ziel der Vegetationsaufnahmen war es einerseits, die Artenzusammensetzung der jeweiligen Vegetationseinheiten mittels einer Artenliste zu erfassen. Des weiteren sollte durch die Bestimmung der Deckungswerte der einzelnen Arten die Möglichkeit zur Gewichtung der Artmächtigkeiten für die spätere Modellierung gewährleistet sein. Schätzungen für die Deckungswerte beruhen auf einer veränderten Braun Blanquet Skala:

<i>Eintrag im Feldbuch</i>	<i>In Prozent</i>
<i>r</i>	0.01
<i>+</i>	0.5
<i>++</i>	0.75
<i>I – 100</i>	1 bis 100 %

Tab. 10 Skala der Vegetationsaufnahmen

4.2.2.1 Anfertigung der Vegetationsaufnahmen

Zu Beginn jeder Aufnahme wurde die Südwestecke der Fläche gewählt. Dort wurde das GPS-Gerät angeschaltet und abgelegt, um genug Zeit für den Verbindungsaufbau zum Satelliten zu gewährleisten. Der Plot wurde in quadratischer Form mit 10 x 10 m Kantenlänge abgemessen, wobei an jedem Eckpunkt ein roter Markierungsnagel im Boden versenkt wurde (siehe Abb.23). Wieder am Ausgangspunkt angelangt, wurden fünf Schritte nach Südwest gemacht, um anschließend ein Foto quer über die Aufnahmefläche zu nehmen, so das zwei gegenüberliegende Markierungen sichtbar waren. Bei zu starkem Gegenlicht erfolgte die Photographie von Nordwest. Es folgte die Beschreibung der Vegetationsaufnahme, wobei zuerst Hangneigung und Aspekt und anschließend die Koordinaten sowie Höhe vom GPS notiert wurden. Daraufhin folgte die Erfassung der Artenliste durch ein systematisches Ablaufen des Plots. Sämtliche Einträge wurden in einem handelsüblichen DIN-A4 Feldbuch notiert. Unbekannte Arten wurden während der Aufnahmen vermerkt, aufgesammelt, in kleinen Papiertüten aufbewahrt und am Ende des Tages in eine Herbarpresse eingelegt. Sämtliche Pflanzen, welche nicht in Marokko identifiziert werden konnten, wurden nach Deutschland verfrachtet, um dort eine genauere Analyse unter besseren Bedingungen

(Herbarabgleich, WWW, Literaturzugang, Binokular, Rücksprache mit Kollegen, etc.) vorzunehmen.

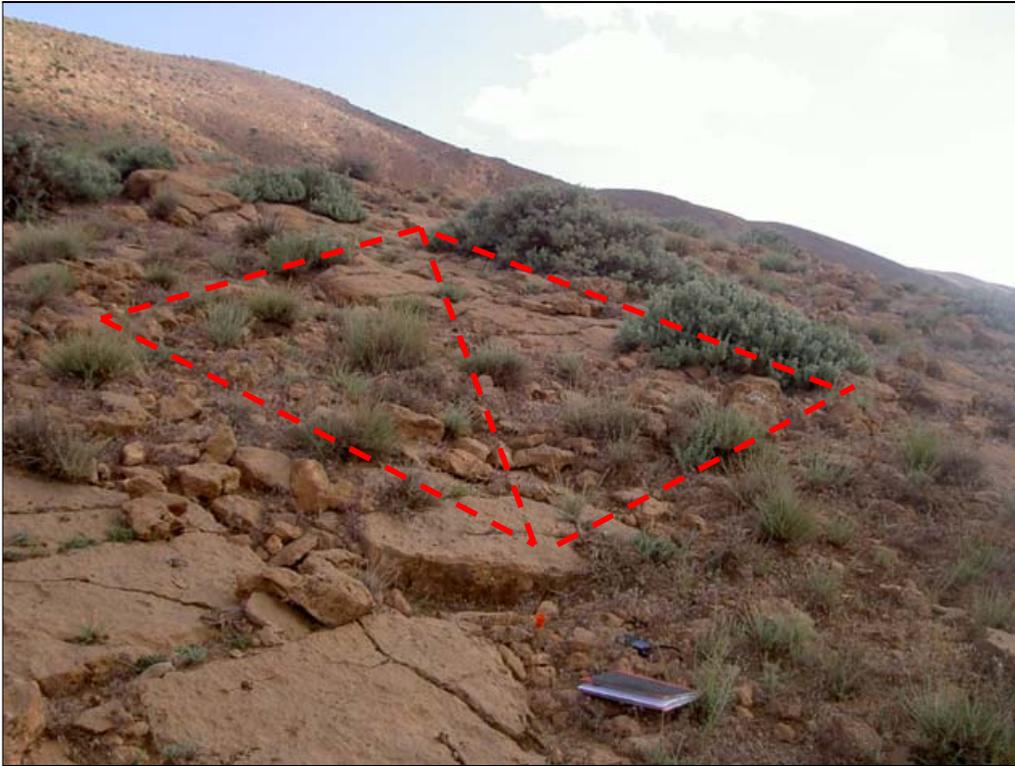


Abb. 23 Muster für eine Feldaufnahme, hier JO210 vom 6.Mai am Jbel Timassinine, *Adenocarpus-bacquei*-*Buxus balearicae* auf Liaskalken .

4.2.3 Ansprache der Geologie

Zur Übersicht über die geologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet standen zwei geologische Karten des Ministère de L'Énergie et des Mines Direction de la Géologie zur Verfügung. Die erste Karte besaß eine Auflösung von 1:500.000. Sie diente der generellen Übersicht und später der Generierung der Rasterdaten (siehe. Kap.4.4). Mit der zweiten Karte, dem Blatt XXX mit der Auflösung von 1:250.000 (siehe auch Kap.2), erfolgte die Orientierung in den verschiedenen geologischen Einheiten im Gelände. Anhand der Kartenlegende sowie der Geländeform, der Substratansprache und der Position der jeweiligen Landschaftsabschnitte wurden die geologischen Einheiten am Aufnahmestandort identifiziert und für die jeweilige Vegetationsaufnahme im Feldbuch mit dem Legendeneintrag vermerkt.

4.3 Aufbereitung der im Feld gesammelten Daten

4.3.1 DBS – Biotainput

Sämtliche Felddaten wurden in das Datenbanksystem (DBS) Biotainput eingegeben. Dieses Programm enthält mehrere Datenbankebenen, auf denen die Aufnahmebeschreibungen, das Artinventar pro Plot, Daten zu Böden und Geologie sowie die Landnutzungsverhältnisse eingetragen werden können. Anhand von Analysefunktionen lässt sich ein erster Überblick über die Datenlage erlangen. Die Exportfunktionen ermöglichen einen Datentransfer in verschiedene Datenformate, wie sie für Statistikprogramme (SPSS, EXCEL) oder vegetationskundliche Software (zB. Canoco 4.5 oder Juice 6.2) benötigt werden.

Es wurden nur Arten mit einer Vorkommenshäufigkeit über zehn im gesamten Aufnahmedatensatz in die Ordination einbezogen.

4.3.2 Identifizieren des Pflanzenmaterials

Das gesammelte Pflanzenmaterial wurde in Hamburg selbstständig anhand verschiedener Florenwerke identifiziert. Folgende Florenwerke wurden genutzt:

1. Flore pratique du Maroc, Vol I, Fennane 2001
2. Nouvelle Flore de L'Algérie, Tome I - II, P. Quezel, S. Santa, 1963
3. Flora vascular de andalucia occidental, Vol I - III, Valdez, Talavera, Fernandez-Galiano, 1987
4. Catalogue des Plantes Vasculaires du Nord du Maroc, Vol I – II, Valdés, Rejdali, El Kadmiri, Jury, Montserrat, 2002

Die Nomenklatur der identifizierten Taxa wurde mit den Internetdatenbanken von www.IPNI.org (International Plant N I) und www.IOPI.org (International Organization for Plant Identification) abgeglichen.

4.4 Generieren der Rasterdaten mit ArcGIS 9.0

Rasterdaten sind als Datenbasis ein wichtiger Bestandteil einer Modellierung wenn das Ziel ist Verbreitungskarten darzustellen. Raster unterteilen eine die Fläche in eine Matrix aus Spalten und Zeilen, wodurch Zellen entstehen (Abb.24). Diese Zellen sind die Grundeinheiten

eines Rasters. Das GIS füllt jede Zelle mit einem Wert, sei er binär oder kontinuierlich. Alle Zellen mit gleichen Werten können in Zonen zusammengefasst werden, so dass alle Bereiche im Gebiet, die dieses Raster abdeckt, dargestellt werden können. Der Wert 3 in Abb. 24 könnte z.B. für die Klasse „Wald“ stehen. Anhand ihrer Position im Raum lassen sich daraus verschiedene Interpretationsmöglichkeiten herleiten.

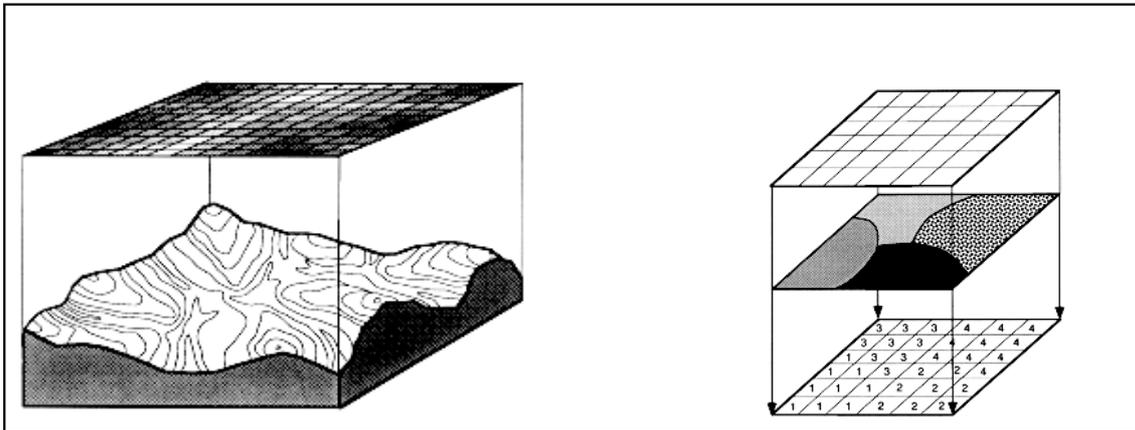


Abb. 24 Schematische Darstellungen von Rasterschichten, übernommen von <http://www.geologie.uni-freiburg.de/root/blackboard/grass/Datenstruktur.html>

Ein Rasterdatensatz enthält doch jeweils nur die Information zu einem sogenannten „Thema“, z.B. der Information der Höhe. Viele Rasterdatensätze hingegen ergeben viele verschiedene Informationen und ermöglichen so eine komplexere Analyse.

Für die Modellierung und die Erstellung von Verbreitungskarten ist es daher wichtig, sämtliche Variablen, die in die Modellierung einfließen, als Rasterdaten darstellen zu können. Einige sind einfach zu erzeugen, andere verlangen weitaus kompliziertere Methoden.

Zum Erstellen von Rasterdatensätzen benötigt man spezielle Software, sogenannte Geographische Informations- Systeme, kurz GIS. Während der Diplomarbeit wurde anfangs mit der Software ArcGIS 8.3 der Firma ESRI gearbeitet. Später wurden jedoch sämtliche Arbeiten mit der Nachfolgerversion ArcGIS 9.0 mit ArcINFO Workstation-Lizenz durchgeführt. Des Weiteren wurden die ArcGIS-Erweiterungen Spatial Analyst, Geostatistical Analyst sowie 3D-Analyst, ebenfalls Produkte der Firma ESRI, verwendet. Sämtliche Raster wurden mit der Projektion Lambert Conformal Conic⁶ und dem Kartendatum Merichich dargestellt. Es wurden für alle Umweltvariablen Rasterdatensätze wie auch Shapefiles mit

⁶ eine genaue Darstellung der Projektion findet sich im Anhang XX wieder

Polygoninformation erstellt. Die Zellgröße beträgt bei allen Rastern 30x30m. Die Shapefiles mit Polygoninformation sind für das Zusammenführen der Daten wichtig (siehe Kap. 4.4.5)

4.4.1 Topographische Rasterdaten

Grundlage für alle topologischen Raster und ein wichtiger Baustein für die räumliche Analyse im Ganzen war ein digitales Höhenmodell (Digital Elevation Model, DEM). Als Basis diente das von Arbeitsgruppe Fernerkundung aus SRTM Daten aufbereitete Höhenmodell (Abb.25). Aus diesem wurde der Bereich des Arbeitsgebietes ausgeschnitten, und als eigenes Höhenmodell verwendet.

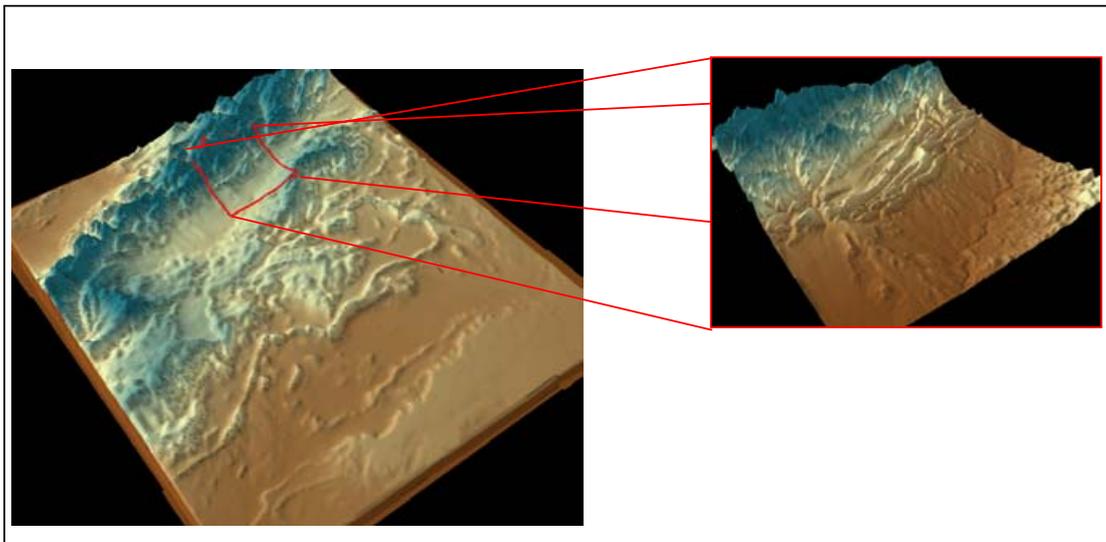


Abb. 25 Der rechte Ausschnitt zeigt den aus dem gesamten Höhenmodell herausgearbeitete Bereich des Untersuchungsgebietes, beide Modelle 5 x überhöht.

Die Produkterweiterung Spatial Analyst wurde anschließend genutzt, um die Rasterdaten für Exposition und Inklination zu berechnen. Das Raster Exposition wurde nachfolgend noch mittels des „Raster Calculators“ des Programmes unter Verwendung des Heat Load Indices nach Beer et al (1966) in ein neues Raster umgewandelt.

4.4.4 Geologische Rasterdaten

Die Ausgangsbasis für die geologischen Rasterdatensätze bildeten die von der Arbeitsgruppe IMPETUS-B2 zur Verfügung gestellten Polygondaten der geologischen Einheiten. Diese waren auf dem Kartenblatt XXX beruhend per Hand digitalisiert worden. Mit dem Befehl „Merge“ wurden sie zu einer zusammenhängenden Karte verbunden. Jede geologische Einheit erhielt ein, der Legende der geologischen Karte nachempfundenes Kürzel (siehe Kap.4.1.2.2.2, Tab.9). Die Informationen der Arbeitsgruppe B2 zu pH-Wert, Porenvolumen morpholoischer Härte und Anteil an Kalk wurden in einem Dbase-Datenformat in das GIS eingebaut. Die Polygone der geologischen Einheiten konnten hinterher an diese Informationen

über die Funktion „Table Join“ angekoppelt werden. Schließlich wurden mittels des Spatial Analyst und dessen Konvertierungsfunktion die geologischen Variablen in Rasterdatensätzen umgewandelt.

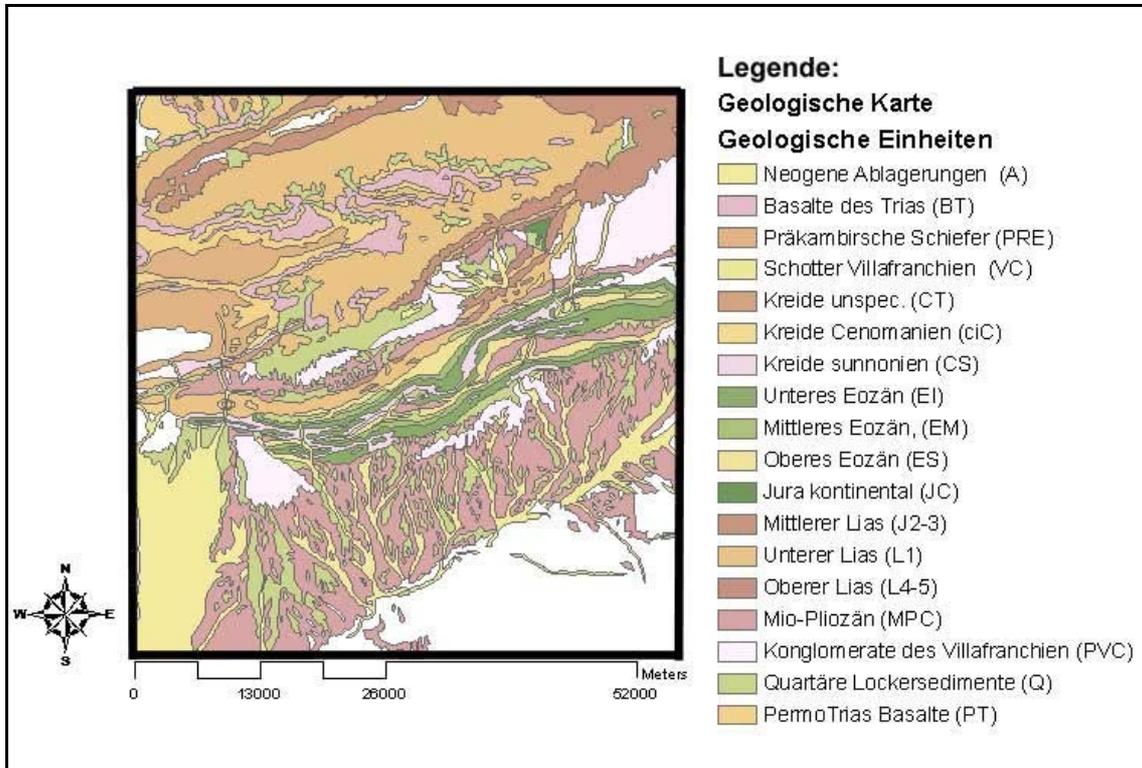


Abb. 26 Die digitale geologische Karte, erstellt mit ArcGIS 9.0

4.4.3 Klimatische Rasterdaten

Die Klimadaten wurden von K. Born vom Teilprojekt IMPETUS-B1 bereitgestellt. Sie sind Resultate eines Modellaufs für das Jahr 2002 und stellen für 10.000 Punkte jeweils einen Tagesmittelwert für die Variablen R_MEAN, TMEAN, TMAX & TMIN dar. Diese Daten lagen anfangs nur als Textfile pro Monat vor. Sämtliche Daten wurden in EXCEL importiert, wo sie nach Variablen getrennt in einzelne Tabellenblätter für jeden Monat abgelegt wurden. Es folgte die Berechnung der Mittelwerte für jeden einzelnen Punkt. Anschließend wurden die Werte mit den Koordinaten für die jeweiligen Punkte verknüpft und als Dbase-File abgespeichert. Diese Dbase-Files konnten in das GIS eingelesen werden und über die XY-Koordinate projiziert werden. Da nicht alle der 10.000 Punkte für das Arbeitsgebiet relevant waren, wurden nur die Punkte, die das DEM betrafen, selektiert und als neues Shapefile gespeichert.

Um letztendlich aus den Punkten Polygone zu erzeugen, welche z.B. die Temperaturverteilung darstellen, bedurfte es räumlicher Interpolationstechniken. Für die Interpolation von Klimadaten wie Niederschlag oder Temperatur, haben sich vor allem die sogenannten Kriging⁷-Methoden bewährt. Krivoruchko (2001) und Atkinson (1998) produzieren dank der Ordinary-Kriging Methode Niederschlagsvorhersagekarten. Ausführliche Beschreibungen der Methoden finden sich u.a. im Handbuch zum Geostatistical Analyst (ESRI 2001). Dort wird Kriging als ein auf mathematischen und statistischen Modellen beruhendes Verfahren beschrieben, welches sich durch das Beinhalten von Wahrscheinlichkeitsvorhersagen von anderen, meist deterministischen Verfahren abhebt. Kriging beruht auf Autokorrelationen, also der Annahme, dass die Variable mit sich selbst in Beziehung steht. Punkte, die sich räumlich näher stehen, sind ähnlicher als Punkte die weiter entfernt sind. Die Rate, mit der die Ähnlichkeit abnimmt, kann als eine Distanz gemessen werden. Dies ist ein Kernpunkt der Geostatistik: die räumliche Position ermöglicht eine Berechnung der Distanz zwischen Beobachteten und modellierten Autokorrelationen.

Für die Interpolation der Klimawerte wurde ein erweitertes Kriging-Verfahren verwendet, welches sich Co-Kriging nennt. Hierbei können weitere Datenmatrizen in die Berechnung mit einbezogen werden. In diesem Falle sollten die Höheninformation, die bereits als Z-Wert in den Klimadaten vorhanden waren, genutzt werden. Es wurde schließlich die einfache Ordinary Co-Kriging Prozedur gewählt, um Fehler durch komplexere Einstellungen bei anderen Kriging Methoden zu umgehen. Ergebnis des Krigings waren zum einen die Rasterdatensätze und zum anderen die entsprechenden Shapefiles mit Polygondaten.

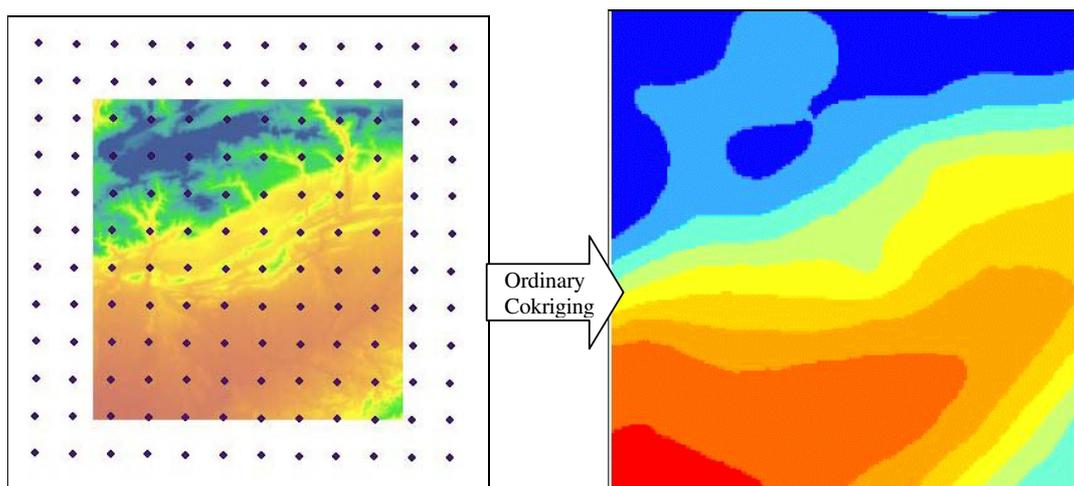


Abb. 27 Aus Punktdaten werden über geostatistische Interpolationsverfahren Polygone oder Raster.

⁷ benannt nach dem deutschen Geowissenschaftler Herrn Krige

4.4.4 Raster der Landnutzungsdaten

Die Landnutzungsvariablen Besiedlungsdichte und Beweidungsdruck basieren auf Daten des marokkanischen Verbundprojektes PAGER (Agadir, 2002), erstellt im Auftrag des Ministère de l'Équipement.. Dieses führte eine Untersuchung zur Lage der Strom- und Wasserversorgung in der Provinz Ouarzazate durch, wobei gleichzeitig eine Erfassung der Einwohnerzahlen sämtlicher Dörfer sowie die Lage derer Brunnen erfolgte. Weiter Daten zur Lage von Wasserquellen stammen von der Arbeitsgruppe B2, welche u.a. eine Beprobung sämtlicher ihr bekannter Wasserquellen im Arbeitsgebiet vornahm. Mittels des Spatial Analyst wurde eine Distanzanalyse vorgenommen, welche in der Lage ist ein Raster mit definierter Größe zu berechnen, bei dem jede Zelle die Information der Distanz zu einem gewissen Punkt, sei es ein Dorf oder eine Wasserquelle, zugewiesen bekommt und in farblich abgestuften Klassen darzustellen. Die Abbildungen 28 und 29 geben die Verteilung der Dörfer und Wasserstellen, sowie die aus der Distanzberechnung erfolgten Raster wieder.

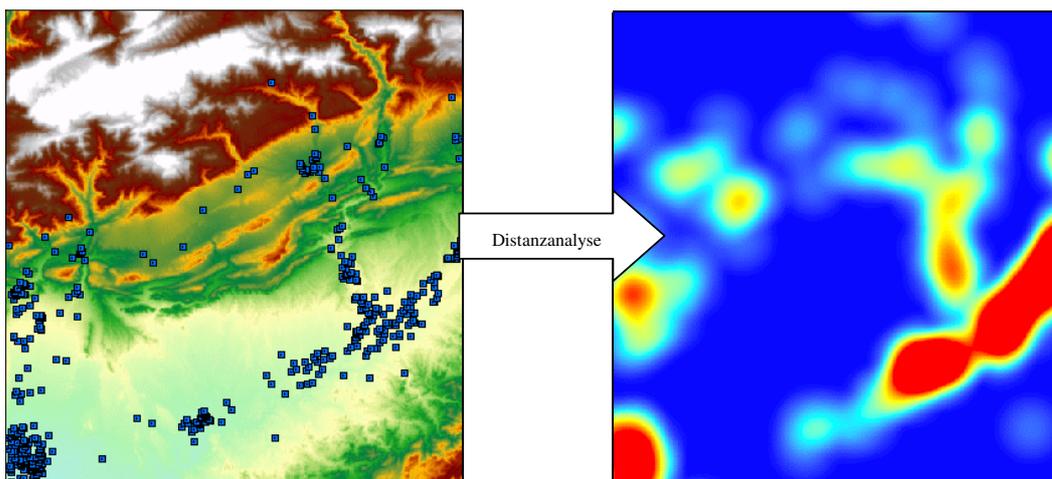


Abb. 28 Die Position der Dörfer (blau) wurde über eine Distanzanalyse in Rasterdaten umgerechnet.

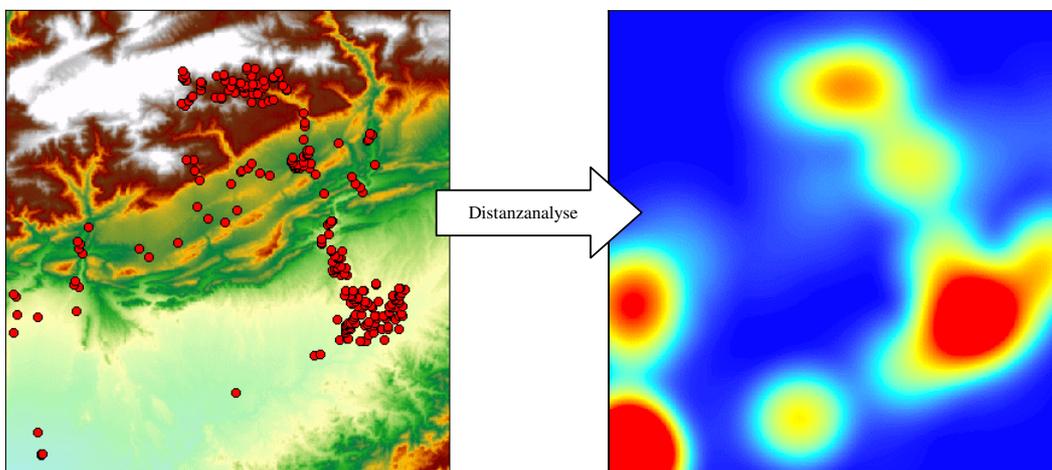


Abb. 29 Die Lage der Wasserstellen (rot) wurde ebenfalls in Distanzen umgerechnet

Die resultierenden Raster wurden später in Shapefiles mit Polygoninformation reklassifiziert, so das am Ende für die Variable Besiedlungsdichte 5 Klassen und für die Variable Beweidungsdruck 6 Klassen zur Verfügung standen.

4.4.5 Zusammenführen der Rasterdaten mit den Vegetationsaufnahmen

Als letzten Schritt zur Datenmatrix bedarf es des Verknüpfens der Umwelt-Rasterdatensätze mit den Vegetationsaufnahmen. Auch dazu wurde das GIS genutzt. Es mussten dazu vorerst die Vegetationsaufnahmen in einem Dbase-File gespeichert werden, wobei die Aufnahmeummer und die dazugehörigen Positionsdaten (XY-Koordinaten) notwendig waren. Anhand der XY-Koordinaten wurde ein Punkte-Shapefile erstellt, welches auf die jeweiligen Polygone-Shapefiles der Variablen gelegt werden konnte. Über die Funktion „Spatial Join“ wurden so die der Position der Vegetationsaufnahmen zugrunde liegende Information der Variablen dem jeweiligen Plot zugefügt. Über eine Exportfunktion wurde schließlich die gesamte Datenmatrix als Dbase-File gespeichert, so das später aus Excel heraus für jede Art ein eigener Datenfile (im CSV-Format) mit den Informationen der Variablen und der Vorkommen bzw. Nichtvorkommen in den jeweiligen Aufnahmen generiert werden konnte.

Die topologischen Daten wurden direkt aus dem DBS entnommen, da diese für die jeweilige Vegetationsaufnahme im Feld notiert wurden. Dies geschah aus Gründen der Genauigkeit, da die Punkte der Plots im GIS nur auf Informationen für die jeweilige Rasterzelle zurückgreifen können, was durch die 30 x 30 m Auflösung wiederum einen Informationsverlust darstellt.

4.5 Klassifizierung der Vegetationseinheiten mit Juice 6.2

Das Ziel der Vegetationsklassifizierung ist es, die gewonnenen Vegetationsdaten Großvegetationseinheiten zuzuordnen und diese auf Klassen-, Ordnungs-, und wenn möglich Verbandsniveau zu benennen. Zur synsystematischen Einteilung wurden die Arbeiten von Pierre Quezel aus den Jahren 1952, 1978, 1995 sowie Benabid, A (2000) und die Zusammenfassung im ersten IMPETUS-Zwischenbericht von 2001 verwendet.

Zur Klassifizierung wurden aus dem DBS sämtliche Arten und deren zugehörige Aufnahmeummern als Cornell Condensed File (*.CC!) exportiert und über eine

Importfunktion in das Programm „Juice 6.2“ (Tichy 2002) eingelesen. Eine erste Sortierung erfolgte durch eine „Dependence Sorting“ Funktion des Programms, welche die Ähnlichkeiten der Vorkommen der Artdaten vergleicht und anschließend eine Sortierung nach den Übereinstimmungen der Vorkommen einer Art vornimmt. Diese Methode eignet sich jedoch nur für eine unscharfe Vorsortierung und filtert nur grobe Muster hervor, so dass eine Klassifizierung „per Hand“, das heißt nach optischer Mustererkennung von Ähnlichkeiten in der Vegetationstabelle ausgeführt werden musste. Die erkannten Einheiten wurden schließlich über Trennlinien in Großgruppen eingeteilt. Das Resultat wurde dann in eine Kategorientabelle umgewandelt und danach eine weitere Feinsortierung vorgenommen. Die Endtabelle wird hier nur als schematische Übersicht wiedergegeben, da diese Arbeit keine pflanzensoziologische Klassifizierung anstrebt, sondern lediglich Großmuster der Vegetation identifizieren soll, so dass die Großgliederung der Vegetationseinheiten sichtbar wird.

4.6 Trendanalyse der Einflüsse der Umweltvariablen auf den Artdatensatz mit multivariaten Analysemethoden mit Canoco 4.5

Das Programm Canoco 4.5 bietet eine Vielzahl von Methoden zur Analyse von Daten an. Es muss also eine der Fragestellung angepasste Methode ausgewählt werden. Diese richtet sich nach der dem Datensatz zugrundeliegenden Antwortfunktion (siehe Kap.2.2). Diese Funktion kann linear oder unimodal sein, die Entscheidung richtet sich zusätzlich noch nach der Art der Daten die man verwendet, Arten, Umweltvariablen, Covariablen, etc... Das Ziel im Rahmen dieser Arbeit ist es, einen ersten Überblick über den möglichen Einfluss von Umweltparametern auf die Gesellschaftsmatrix zu erhalten.

Zur Auswahl einer adequaten Methode wird gemäß Ter Braak & Smilauer (2002) und McCune & Bruce (2004) verfahren. Es wurde hierzu erst die Länge des Gradienten der ersten Ordinationsachse durch eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) ermittelt. Die Länge des Gradienten gilt als ein Indikator für die β -Diversität des Artdatensatzes und wird in Standardabweichungen des Species-Turnover (SD) angegeben. Liegt die Länge des Gradienten über 4.0 SD liegt eine starke Heterogenität im Artdatensatz vor, welche durch eine unimodale Ordinationstechnik am besten erklärt werden kann. Zeigt sich eine Länge kleiner 4.0 SD sollte eine Methode gewählt werden, der ein lineares Modell zugrunde liegt. Es gibt jedoch einen Übergangsbereich von 3.8 – 4.2 SD bei dem man nicht sicher auf das eine oder

andere Modell schließen kann (McCune & Grace 2004). Liegt der Längengradient in diesem Bereich, sollten beide Methoden eingehend verglichen und interpretiert werden.

Um den Einfluss einer weiteren Datenmatrix, des Umweltvariablendatensatzes, zu untersuchen, wird in der Regel eine Canonical⁸ Correspondence Analysis (CCA, nach Ter Braak 1986) durchgeführt. Für die Anwendung müssen allerdings zwei Grundannahmen getroffen werden:

- 1.) die Arten sind auf den Achsen (also den Gradienten) unimodal verteilt.
- 2.) sämtliche erklärenden Umweltvariablen wurden erfasst.

Diese Methode erzwingt eine Ordination auf eine Matrix erster Ordnung (Plot x Species) durch eine multiple Regression der kleinsten Quadrate (multiple least squares regression) auf die Variablen einer Matrix zweiter Ordnung (Plot x Umweltvariablen). Die dabei erfolgte Analyse wird in einem Ordinationsdiagramm als „Biplot“ aufgetragen, d.h. die Arten werden als Punkte im multivariaten Raum abgebildet und die Umweltvariablen gleichzeitig als Pfeile, mit Längen gemäß ihrer Eigenwerte, so dass die relative Lage der Punkte zu den Pfeilen als Beziehung der Arten zu den Variablen interpretiert werden kann.

Das Programm Canoco 4.5 bietet diverse Einstellungen, die es erlauben die gewählte Analyse fein abzustimmen. Es muss erwähnt werden, dass die Betrachtungsskala für sämtliche Analysen mit den Optionen „Focus scaling on Inter-Species distances“ und „Hill’s scaling“ durchgeführt wurden. Der Fokus auf die Arten wurde gewählt, da der Effekt der Umweltvariablen auf die Arten untersucht werden sollte, nicht auf die Vegetationsaufnahmen.. Die Option „Hill’s Scaling“ nimmt bei großen Datensätzen (50 und mehr Arten und Plots) eine Reskalierung der „Site Scores“ vor, was zu einer weniger verdichteten Verteilung der Arten auf den Achsen und somit zu einer besseren ökologischen Interpretierbarkeit führt (McCune & Grace 2004). Weiterhin muss festgestellt werden, dass in Canoco 4.5 die Ordinationsdiagramme eine Abbildung der linearen Kombinationswerte (LC-Scores nach Palmer 1993) sind, welche aus den angepassten „Site Scores“ der Regressionen hervorgehen.

⁸ Die Statistiker haben diesen Begriff für die simultane Analyse von zwei oder mehr Matrizen adaptiert. Er geht auf die kanonische Form einer Kugel zurück, simpel und extrem verdichtet.

Bei den topologischen und den Landnutzungsvariablen wurden keine Monte-Carlo Permutationstests auf Signifikanzen der Achsen und auch keine Variablenselektionen durchgeführt, da sich diese bei geringer Variablenanzahl (kleiner gleich 4) erübrigen. Bei den geologischen und klimatischen Variablen wurde aufgrund der erhöhten Variablenanzahl die Canoco 4.5 interne schrittweise vorwärtsgerichtete Selektionsmethode für Variablen angewandt. Entfernte Variablen werden im Ergebnisteil vermerkt.

Würde in der CCA ein sogenannter „Horseshoe“-Effekt (oder auch „Arch“-Effekt) festgestellt (s. Abb 30), wird eine „Detrended-CCA“, also trendbereinigende Variante der CCA angewandt. Das Verfahren der Trendbereinigung ist komplex und lässt sich vereinfachend als das Unterteilen der ersten Achse in Segmente und das Reskalieren der zweiten Achse anhand der gewichteten Mittelwerte der Segmente der ersten Achse erklären (DECORANA Algorithmus, Hill & Gauch 1982).

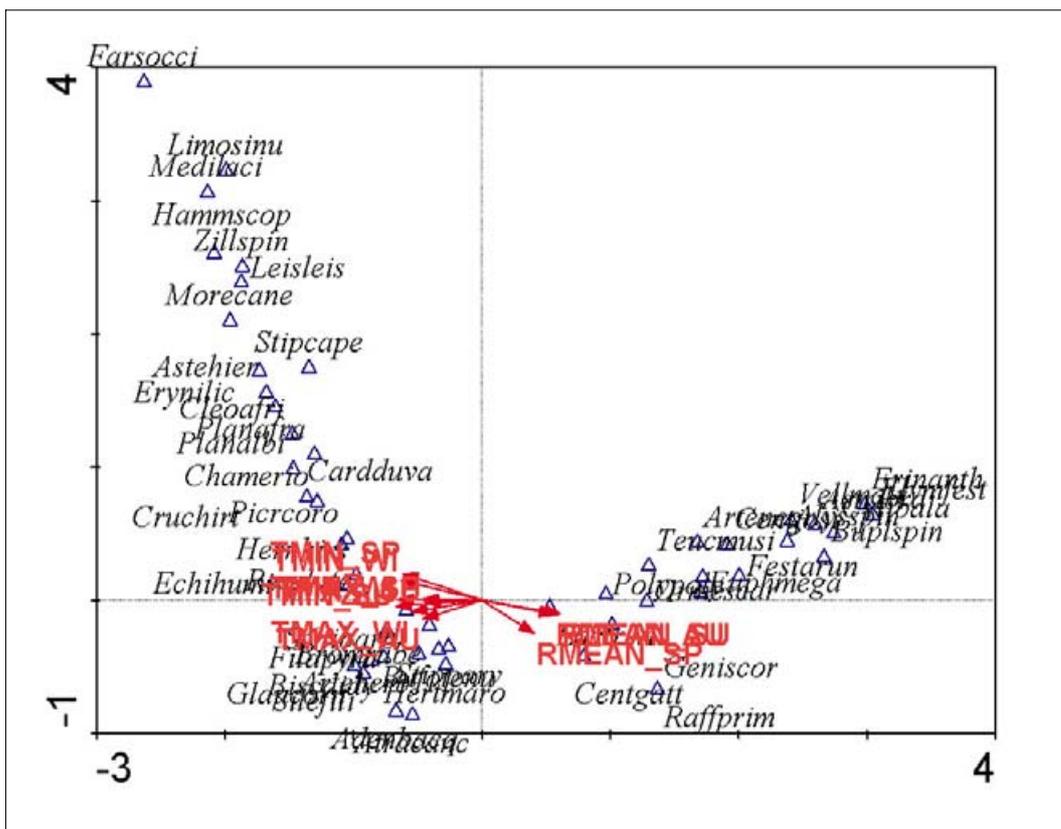


Abb. 30 Horseshoeeffekt wie er bei einer CCA auftreten kann

4.7 Modellierung mit dem Statistikpaket „R“

Die Durchführung der Modellläufe erfolgte mit dem Open-Source Statistikpaket „R“. Die Daten bedurften einiger Modifikationen durch das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL. So mussten die Daten der Umweltvariablen und der Art innerhalb einer Matrix aufgebaut werden. Dies geschah über eigene VBA-Makros innerhalb EXCELS, welche eine schnelle Zusammenfügung der Matrizen erlaubten. Sämtliche Befehle für die Modellläufe wurden zuerst als komplettes Skript in einem Texteditor eingegeben (Crimson Editor, Ingyu Kang, 2004), da „R“ selber keine brauchbaren Befehlsmodifikationsroutinen besitzt. Über Copy und Paste Befehle wurden die Skriptzeilen anschließend in „R“ übertragen.

Es folgt ein beispielhafter Modellauf mit der Erklärung der Befehle zur Modellierung und der angewendeten Funktionen und Techniken:

4.7.1 Einlesen der ProgrammROUTINEN und DATENSÄTZE

Es wurden stets die ProgrammROUTINEN „Design“, „Hmisc“ und „stats“ verwendet. Diese sind für die Bereitstellung der benötigten Befehle innerhalb der Anwendung zuständig. Das Einlesen erfolgte über die Befehlskette (1):

```
(1) library(Design); library(Hmisc); library(stats)
```

Die Datensätze (hier als Beispiel der Datensatz für *Erinacea anthyllis*) wurden mit der Befehlskombination (2) aufgerufen und mit (3) in dem Speicher dauerhaft hinzugefügt.

```
(2) Dataset <- read.table("C:/models/csv/Erinanth.csv", header=TRUE, sep=";",  
na.strings="NA", strip.white=TRUE)
```

```
(3) attach(Dataset)
```

summary(Dataset) bewirkt eine Übersicht über die Variablen, um zu prüfen, ob der Datensatz korrekt eingelesen wurde. War dies der Fall, konnte über Scatterplotmatrizen und Boxplotanalysen eine Übersicht über die Datenlage gewonnen werden, um erste Eindrücke von den Verteilungen der Arten auf den Gradienten abzuschätzen.

4.7.2 Variablenselektion

Für die Variablenselektion wurde zu Beginn stets ein Modell mit allen Variablen ausprobiert. Befehl (4) weist dem Vektor „all.model“ die Ergebnisse des logistischen Regressionsmodell (logit) für „Erinanth“ mit allen Variablen (ALT,EXPO,INCL,etc) zu.

```
(4) all.model <- glm(Erinanth ~ ALT + EXPO + INCL + GEO + PH + KALK + PV +  
HAERTE + TMIN_WI + TMIN_SP + TMIN_SU + TMIN_AU + TMAX_WI +  
TMAX_SP + TMAX_SU + RMEAN_SP + RMEAN_SU + RMEAN_AU + WATER +  
VILLDEN, family = binomial(logit), data = Dataset)
```

Bei starker Korrelation von Variablen verweigert das Programm das Modell und gibt eine Fehlermeldung mit den nicht lesbaren Variablen an, welche anschließend aus dem Modell entfernt werden. In dem Beispiel mussten die Variablen VILLDEN und TMAX_SU gelöscht werden. Die neue Auswahl der Variablen wird dem Vektor glm.model zugewiesen, welcher mit dem folgenden Befehl (5) einer Schrittweise-Rückwärts-Variablenselektion unterzogen wird.

```
(5) step(glm.model, method="backward")
```

Mit dem Befehl (6) werden die selektierten Variablen noch einmal mit einem logistischen Regressionsmodell dem Vektor step.lrm zugewiesen, allerdings mit dem Zusatz „x=TRUE,y=TRUE“. Dieser wird später für eine korrekte Darstellung der Kalibrierungskurve und bei der Validierung benötigt.

```
(6) step.lrm<-lrm(Erinanth~ALT + EXPO + KALK + TMAX_SP + RMEAN_AU,  
x=TRUE,y=TRUE)
```

Eine Validierung des selektierten Modells erfolgt stets mit (7), wobei ein Bootstrap-Algorithmus für die interne Validierung sorgt. Dabei wird aus dem Gesamtdatensatz ein zufälliger Anteil von „n“ Beobachtungen gewählt und als Trainingsdatensatz verwendet, der Rest des Gesamtdatensatzes hingegen als Testdatensatz. Der Unterschied zwischen der Vorhersagegüte des Test- und des Trainingssatzes dient als Schätzung des Optimismus des Modells. Diese Prozedur wird oft, in der Regel 100 mal oder öfter, wiederholt und

anschließend werden aus der Schätzung die Mittelwerte für die Gütekriterien berechnet (Schroeder & Reineking 2004c)

```
(7) val.step.lrm<-validate(step.lrm,bw=F,B=100)
```

```
(8) val.step.lrm
```

(8) stellt dann eine Tabelle mit den Ergebnissen der Validierung auf. Tab.11 zeigt eine Reihe von Gütemaßen, die mittels der Bootstrapvalidierung berechnet wurden. Der indexkorrigierte R2 Wert ist der für die Modellierung gewählte Modellgüteklassenwert. Die Beschreibung der restlichen Gütemaße kann in „R“ unter HTML-Help zur Funktion „validate.lrm“ (Design) nachgelesen werden.

	<i>index.orig</i>	<i>training</i>	<i>test</i>	<i>optimism</i>	<i>index.corrected</i>	<i>n</i>
<i>Dxy</i>	0.9808971	0.98080458	0.97379771	0.00700687	0.97389023	90
<i>R2</i>	0.72423297	0.75582911	0.68775435	0.06807476	0.65615821	90
<i>Intercept</i>	0	0	-0.33559378	0.33559378	-0.33559378	90
<i>Slope</i>	1	1	0.71619522	0.28380478	0.71619522	90
<i>E_{max}</i>	0	0	0.14136329	0.14136329	0.14136329	90
<i>D</i>	0.31081762	0.33283788	0.29256086	0.04027702	0.2705406	90
<i>U</i>	-0.0049505	-0.0049505	0.01850672	-0.02345721	0.01850672	90
<i>Q</i>	0.31576812	0.33778837	0.27405414	0.06373423	0.25203389	90
<i>B</i>	0.02384935	0.02073903	0.02461126	-0.00387223	0.02772158	90

Tab. 11 Verschiedene Gütemaße als Ergebnis einer Modellvalidierung mit der Funktion „validate.lrm“

4.7.3 Kalibrierungskurven

Die Aussagekraft des Modells wird anschließend auch grafisch dargestellt. Befehl (9) vollführt dieselbe hundertfache Bootstrapvalidierung wie (8) und weist dem Vektor cal.step.lrm die Ergebniswerte zu. Durch den Befehl „calibrate“ wird das Darstellen einer Kalibrierungskurve möglich, welche eine Einschätzung der Form der Vorhersage des Modells ermöglicht.

```
(9) cal.step.lrm<- calibrate (step.lrm, B=100)
```

```
(10) plot(cal.step.lrm)
```

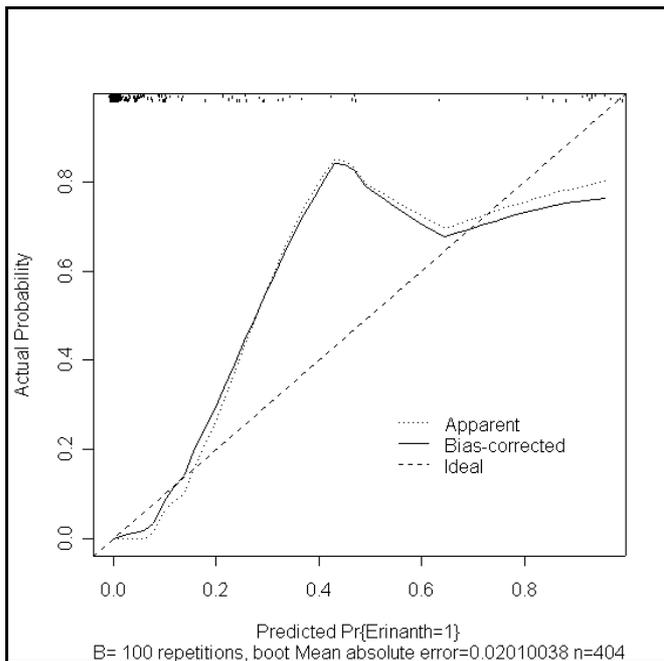


Abb. 31 Kalibrierungskurve aus R erzeugt.

Mit (10) wird die Kalibrierungskurve wie in Abb.31 dargestellt erzeugt.

Das Beispiel für *Erinaceae anthyllis* ließe sich jetzt folgendermaßen deuten: Die meisten Nichtvorkommen wurden korrekt vorhergesagt (große Punktwolke im oberen linken Bereich). Aber bereits bei einer vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,2 (auf der Abzisse) wird das Modell unsicher, hervorgerufen durch Probleme beim Zuweisen von Vor- und Nichtvorkommen. Nach dem Gipfel der Kurve (Y 0,8 bei X 0,4) tendiert die Kurve wieder zur idealen Linie, unterschreitet diese aber und wird sicherer bei der Zuweisung der korrekten Vorkommen, als es das ideale Modell annehmen würde. Die wenigen korrekten Vorkommen treten am rechten Rand der Punkteverteilung auf. Die Abweichungen der Apparent-Kurve von der Bias-Corrected-Kurve sind ebenfalls ein Maß für die Gründlichkeit des Modells. Weicht die Bias-Kurve stark von der Apparent-Kurve ab, bedeutet es eine hohe Varianz, also Unsicherheit in der Vorhersage. Die Kurven in dem Beispiel verlaufen grundlegend parallel, was man „erwartungstreu“ nennt. Zum Ende hin weichen sie voneinander ab, was in diesem Beispiel jedoch nicht als stark ausgeprägt gedeutet werden kann.

Der Befehlsreihe (11) weist die Vorhersagewerte aus dem logistischen Regressionsmodell dem Vektor *Erinanth* zu, welcher in Schritt (12) als ein Textdokument abgespeichert wird.

```
(11) Erinanth <- data.frame(Dataset$Erinanth, 1/(1+exp(-(predict(step.lrm))))))
```

```
(12) write.table(Erinanth, "c:/models/Erinanth.txt")
```

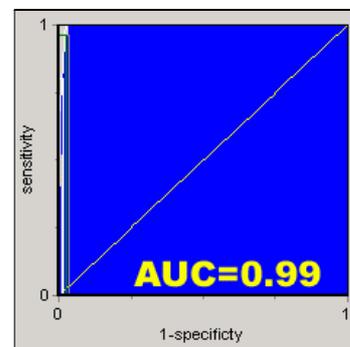
Diese Vorhersagewerte werden anschließend zur Modellgütebestimmung verwendet.

4.8 Modellgütebestimmung mit dem Programm ROC-Plot

Wie in Kapitel 2.3.5 & 4.1.3.4 beschrieben, wird eine Bestimmung der Modellgüte verlangt. Dazu wurde das Freewareprogramm „ROC-Plot“ der Universität Potsdam verwendet. Es erlaubt eine Berechnung des AUC-Wertes sowie die Bestimmung der Werte für Sensitivität, Selektivität, Fehlerrate und Cohens Kappa (Einteilung nach Monserud & Leemans, 1992).

Es wurden die Vorhersagewerte des Modells aus dem von „R“ erzeugten Textfile in Excel eingeladen und über eine Copy-Paste Funktion in das ROC-Plot Programm eingefügt. Hier wurden keine Parameter verändert. Der Schwellenwert wurde mit 0.5 gewählt. Tab.11 zeigt die sich für das Modell von *Erinaceae anhyllis* ergebende Klassifikationsmatrix, Abb. 32 den dazugehörigen ROC-Plot.

P=0.5		Daten	
N=404		P	
		0	1
Prognose	0	375	4
	1	12	13
% Korrekt		0.9604	
Sensitivität		0.5200	
Spezifität		0.9894	
Cohens-Kappa		0.5999	



Tab. 12 Klassifikationsmatrix für das Beispiel *Erinaceae anhyllis* Abb. 32 ROC-Plot für das Beispiel

Ein Blick auf die Klassifikationsmatrix zeigt uns, dass das Modell schlecht in der Lage ist Vorkommen korrekt zuzuordnen (Sensitivität), wobei Nichtvorkommen außerordentlich gut erkannt worden sind (Spezifität). Auch die Fehlerrate ist mit 96% korrekte Vorhersagen sehr gering. Der Cohens-Kappa Wert von etwa 0.6 weist das Modell noch als „Gut“ aus. Der Bereich unter der ROC-Kurve ist mit 99 % beinahe perfekt ausgefüllt! Wie bereits erwähnt ist das Problem der Prävalenz hier deutlich zu erkennen. Aufgrund der geringen Vorkommen von *Erinaceae anhyllis* im Gesamtdatensatz (17 mal) sind diese Ergebnisse nicht verwunderlich.

Als einziger brauchbarer Wert ist hier der Cohens-Kappa zu deuten, da er von der Prävalenz nicht beeinflusst ist.

4.9 Generieren der Verbreitungskarten

Am Ende der Modellierung soll schließlich das Modell auch visualisiert werden. Dies geschieht wiederum über das Programm ArcGIS 9.0 und benötigt ebenfalls die Erweiterung Spatial Analyst. Die logistische Regressionsformel, die mit den Regressionskoeffizienten der Variablen aus dem Modellauf in „R“ erhalten wurde, wird in den Raster-Calculator eingegeben. Das Programm kalkuliert jetzt unter Anwendung der Formel auf die Raster der Variablen ein neues Raster, welches die Wahrscheinlichkeiten für ein Vorkommen der Art in Prozent aufzeigt. Dies ist die finale Verbreitungskarte, welche zur besseren Interpretierbarkeit über die Erweiterung 3D-Analyst von ESRI dargestellt werden sollte (Abb.33). Das Areal der Art sollte jetzt auf der 3D-Verbreitungskarte anhand der vorhergesagten Verteilung und den im Modell aufgenommenen Variablen interpretiert werden.



Abb. 33 Verbreitungskarte resultierend aus dem Habitatmodell für *Erinaceae anthyllis*

Eine Interpretation dieser Karten kann wie folgt formuliert werden:

Man erkennt, dass ein Vorkommen von *Erinaceae anthyllis* fast nur auf den höchsten Bereichen der Gebirgszüge (ALT) und vor allem im östlichen Teil des Mgoun-Grats (KALK) vorhergesagt wird. Die Klimavariablen unterstreichen den Aspekt der Höhe. Würde man das 3D-Modell drehen würde man noch erkennen, dass *Erinaceae anthyllis* vor allem auf nordexponierten Hängen (EXPO) zu finden ist. Diese Angaben zu den Vorkommen stimmen mit den Beschreibungen aus der Literatur (Benabid 2000, Quezel 1972) gut überein.

5. Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der Feldarbeit

Dieser Abschnitt soll die unmittelbaren Ergebnisse der Geländeerhebungen aus der Zeit von April bis Mitte Juni 2004 darstellen. Es wird der Vegetationsdatensatz vorgestellt sowie ein floristischer Überblick über die im Arbeitsgebiet dominierenden Pflanzenfamilien gegeben.

5.1.1 Auswertung der Vegetationsaufnahmen

Es wurden während der Feldarbeitsphase insgesamt 379 Vegetationsaufnahmen erhoben. In diesen Aufnahmen wurden 259 Arten aufgenommen, von denen 198 Arten sicher bestimmt werden konnten, 61 Belege konnten nicht ausreichend identifiziert werden (siehe Anhang XX). Der Datensatz wuchs durch die Hinzunahme von 25 Vegetationsaufnahmen von M. Finckh auf insgesamt 404 Aufnahmen an, die Anzahl der sicher bestimmten Arten auf 297.

5.1.2 Floristischer Überblick (Anteil der Familien)

Der Vegetationsdatensatz setzt sich aus Arten aus 75 Familien zusammen. Das Diagramm (Abb.34) gibt einen Überblick über die häufigsten Pflanzenfamilien. Es wurden nur solche mit mehr als 4 % Anteil dargestellt. Den Hauptanteil machen die Asteraceae mit 23 % aus. Poaceae 13 %, Fabaceae (11 %), Brassicaceae (10 %), Caryophyllaceae (9 %), Lamiaceae (8 %) und Scrophulariaceae (4 %), bilden die nächst häufigen Familien. Sämtliche anderen tragen weniger als 4 % zum Datensatz bei (siehe Anhang XX).

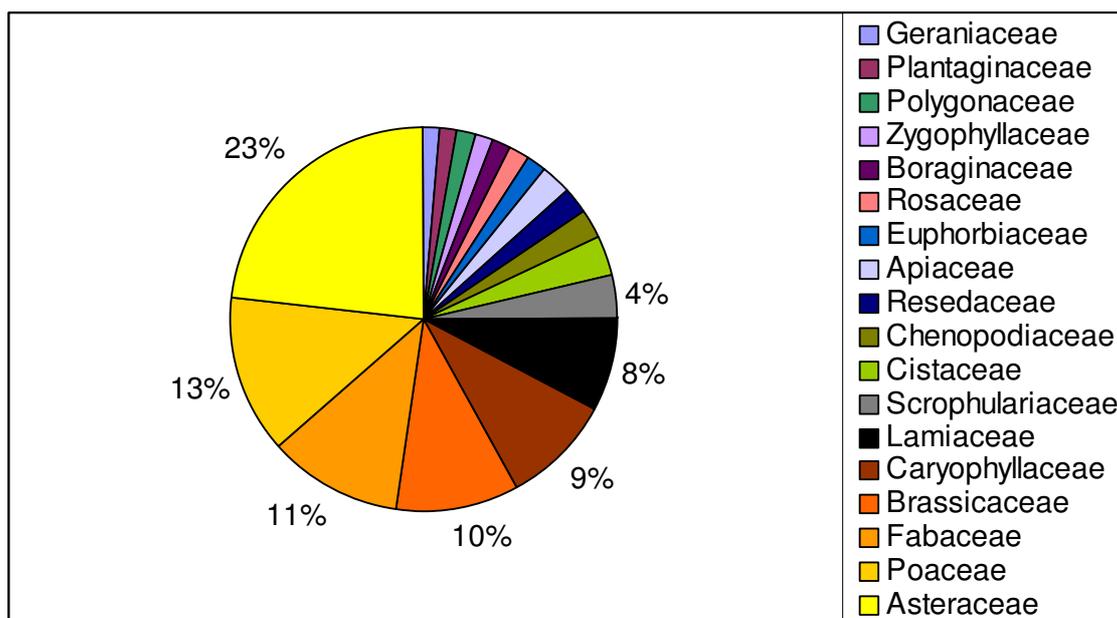


Abb. 34 Übersicht über die am häufigsten im Arbeitsgebiet auftretenden Familien

5.2 Ergebnisse der Vegetationsklassifizierung

Die Klassifizierung der Vegetationsdaten ergab eine Aufteilung in neun Vegetationseinheiten, die teilweise pflanzensoziologisch bis auf Verbandsniveau beschriebenen Vegetationseinheiten zugeordnet werden konnten. Abb.35 zeigt eine schematische Darstellung dieser Klassifizierung mit einer Benennung der Vegetationseinheiten. Die pflanzensoziologische Einteilung wird in Tab.12 aufgeführt. Für die Aufnahmegruppen II und III sind aufgrund ihres Übergangscharakters keine eindeutigen pflanzensoziologischen Zuordnungen möglich (Quezel 1978). Die irano-turanischen Steppengesellschaften des Untersuchungsgebiets sind nur bis zu dem Ordnungsniveau in der Literatur beschriebenen Einheiten zuzuordnen.

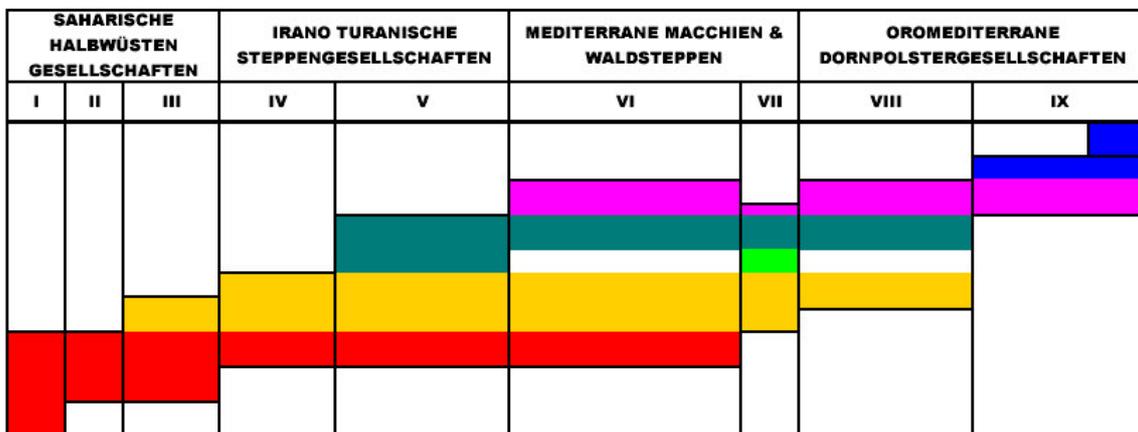


Abb. 35 schematische Darstellung der Vegetationsklassifizierung

Einheit	Klasse	Ordnung	Verband
I	<i>Pergulario tomentosae - Pulicarietea crispae</i>	<i>Pergulario tomentosae - Pulicarietalia crispae</i>	<i>Antirrhino ramosissimi-Zillion macropterae</i>
II	<i>Hammada Steppen (Degradations-Fazies)</i>	*	*
III	<i>Hammada Steppen im Übergangsbereich zu IV</i>	*	*
IV	<i>Lygeo spartae-Stipetea tenacissimae</i>	<i>Lygeospartae - Stipetalia tenacissimae</i>	*
V	<i>Lygeo - Stipetea tenacissimae</i>	<i>Lygeo - Stipetalia tenacissimae</i>	*
VI	<i>Ononido-Rosmarinetea</i>	<i>Anarrhino fruticosi - Astragaletalia armati</i>	<i>Lavandulo mairei - Carthamion fruticosi</i>
VII	<i>Quercetea ilicis</i>	<i>Ephedro majoris - Juniperetalia phoeniceae</i>	<i>Junipero thuriferae - Quercion rotundifoliae</i>
VIII	<i>Ononido-Rosmarinetea</i>	<i>Erinacetalia anthyllidis</i>	<i>Ormenion scariosae</i>
IX	<i>Ononido-Rosmarinetea</i>	<i>Erinacetalia anthyllidis</i>	<i>Arenarion pungentis</i>

Tab. 13 Pflanzensoziologische Einteilung der Einheiten * = noch nicht beschrieben

Die ersten drei ausgewiesenen Vegetationseinheiten sind den saharischen Halbwüstengesellschaften zuzuordnen, wobei allein Einheit I eine Zuordnung zu in der Literatur beschriebenen Einheiten erlaubt. Sie ist in den Verband *Antirrhino ramosissimi* - *Zillion macropterae* der Ordnung *Pergulario tomentosae* - *Pulicarietalia crispae* aus der Klasse der *Pergulario tomentosae* - *Pulicarietea crispae* zu stellen. Als Verbandscharakterarten sind u.a. *Acanthorrinum ramosissimum* und *Zilla spinosa* zu nennen. Die zweite Einheit gruppiert Aufnahmen aus degradierten *Hammada* Steppengesellschaften, die keine Zuordnung zu beschriebenen Syntaxa erlauben, jedoch in ihrer Artzusammensetzung einen Übergang von Einheit I zu III bilden. Einheit III umfasst Aufnahmen aus den Übergangsbereichen zwischen den saharischen Halbwüstengesellschaften und den irano-turanischen Steppengesellschaften. Die letzteren werden im Arbeitsgebiet von den Einheiten IV und V repräsentiert. Beide fallen zwar in dieselbe Ordnung der *Lygeo- Stipetalia tenacissimae*, Klasse *Lygeo – Stipetea tenacissimae*, können aber nicht auf Verbandsniveau differenziert werden, da bis heute für Südmarokko keine Bearbeitung dieser Ordnung vorliegt. Ordnungscharakterarten sind u.a. *Echium humile*, *Stipa parviflora* und *Androsace maxima*, als Klassencharakterarten sind *Stipa tenacissima*, *Artemisia herba-alba* (ehemals *A.inculata*) und *Lygeum spartum* zu nennen. Einheit V unterscheidet sich von IV durch das Vorkommen von Arten aus der Einheit VI, sowie dem Vorkommen der Arten *Stipa tenacissima* und des Nanophanerophyten *Adenocarpus bacquei*. Einheit IV kann als reine *Artemisia-herba alba* Steppe angesehen werden.

Die Einheit VI gehört pflanzensoziologisch in den Kontext mediterraner Macchiengesellschaften. Es treten hier bereits mediterrane Elemente neben Arten der vorherbeschriebenen Einheiten auf. Einheit VI ist in den Verband *Lavandulo mairei* - *Carthamion fruticosi* aus der Ordnung *Anarrhino fruticosi* - *Astragaletalia armati*, Klasse der *Ononido – Rosmarinetea* zu stellen. Von den Verbandscharakterarten sind *Carthamus fruticosus* und *Teucrium malenconianum* anzutreffen, die Ordnung weist sich durch Vorkommen der Arten *Herniaria fontanesii* und *Buplerum atlanticum* aus. Der Klassencharakter wird u.a. durch die Art *Ononis cenisia* angezeigt.

Einheit VII ist die einzige Einheit mit Baumelementen und bildet eine eigene kleine Aufnahmegruppe, die Waldsteppen. Sie lässt sich synsystematisch in den Verband *Junipero thuriferae* - *Quercion rotundifolia* aus der Ordnung *Ephedro majoris* - *Juniperetalia phoeniceae* in der Klasse *Quercetea ilicis* stellen, ist also der Klasse der Steineichenwälder zuzuordnen. Als Verbandscharakterarten treten *Buxus balearica* und *Ribes uva-crispa* auf, die Arten *Ephedra majoris* und *Juniperus phoenicea* heben den Ordnungscharakter hervor.

Die letzten Einheiten VIII und IX fallen beide in die Klasse *Ononido – Rosmarinete* und der Ordnung *Erinacetalia anthyllidis*. Sie zählen zu den oromediterranen Dornpolstergesellschaften, die eine besondere Vegetationseinheit darstellen, sind diese doch die einzigen Gesellschaften dieses Formationskreises auf dem gesamten afrikanischen Kontinent. Einheit VIII bildet die untere Stufe der Dornpolsterfluren, die Verbandscharakterart *Ormenis scariosa* weist auf das *Ormenion scariosae* hin. Die Einheit IX weist eine Vielzahl an verschiedenen Dornpolsterpflanzen aus den Familien Brassicaceae und Fabaceae auf. Diese Aufnahmen sind dem Verband *Arenarion pungentis* zuzuordnen. Verbandscharakterarten sind unter anderem *Astragalus ibrahimianus* und *Arenaria pungens*.

5.3 Ergebnisse der multivariaten Analysen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der multivariaten Analysen dargelegt.

5.3.1 Ergebnisse der DCA

Die Überprüfung der Heterogenität des Artendatensatz zeigte eine Länge von 5.969 SD auf der ersten Achse. Diese erklärte zugleich 65,9% der Varianz im Artendatensatz. Die restlichen Achsen blieben unbeachtet. Sie mussten für das weitere Vorgehen nicht interpretiert werden,

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenwerten	: 0.659	0.249	0.178	0.154	6.487
Lengths of gradient	: 5.969	3.545	2.552	4.213	
Cumulative percentage variance of species data	: 10.2	14.0	16.7	19.1	
Sum of all Eigenwerten					6.487

Tab. 13 Ergebnisse der DCA

da die Länge des Gradienten auf der ersten Achse über vier SD lag und deshalb zur Betrachtung der Art-Umweltvariablen eine Canonical Correspondence Analysis (CCA) durchgeführt werden sollte (Ter Braak & Smilauer 2002).

5.3.1 Ordination der topologischen Variablen

Nur die erste Achse zeigt mit einem Eigenwert von 0.550 eine deutliche Korrelation mit dem Artensatz. Die anderen zwei kanonischen Achsen weisen Eigenwerte kleiner 0.05 auf und wurden nicht weiter beachtet, da sie nicht signifikant waren. Ein Auftragen der ersten und der zweiten Achse in einem Ordinationsdiagramm (Abb.36) lässt eine hohe Korrelation der Arten mit dem Faktor ALT (Höhe) erkennen. So werden die Arten der Höhenlagen deutlich von den sahararischen und südlichen Steppenarten getrennt. Obwohl die Aussagekraft der Faktoren EXPO und INCL gering ist, spielen sie eine wichtige ökologische Rolle und werden daher weiterhin für die Modellläufe⁹ genutzt.

**** Summary ****

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.550	0.046	0.025	0.454	6.487
Species-environment correlations	: 0.930	0.612	0.405	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 8.5	9.2	9.6	16.5	
of species-environment relation:	88.7	96.0	100.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					6.487
Sum of all canonical eigenvalues					0.620

Tab 14 Ergebnisse der Ordination der topologischen Variablen

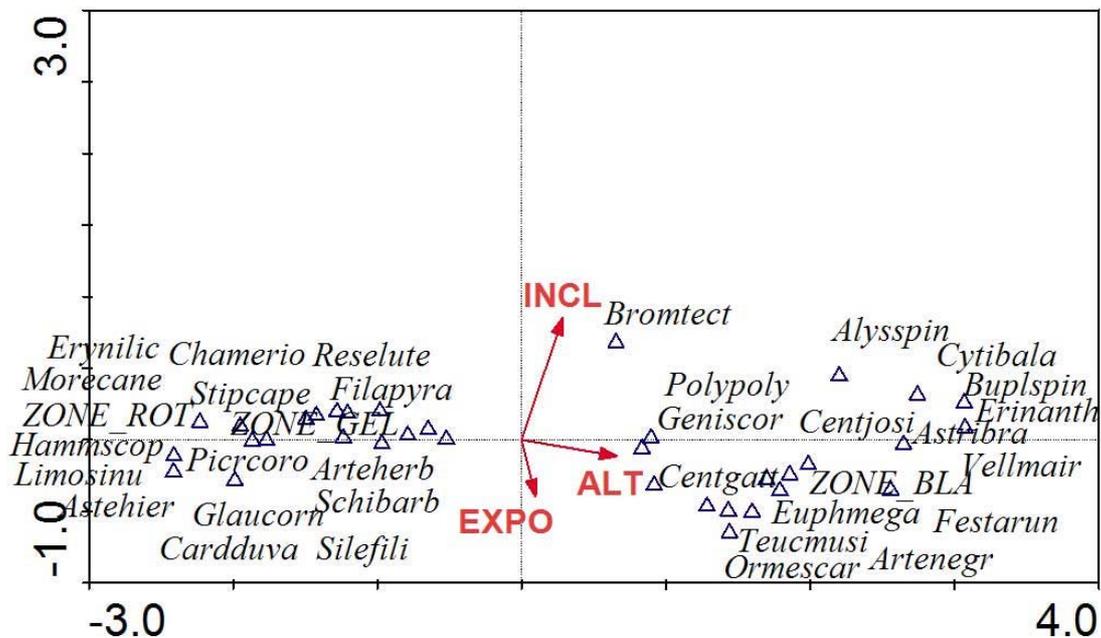


Abb. 36 Ordination der topologischen Variablen

⁹ Es tauchen hier noch alte Bezeichnungen auf: Zone_Rot:Halbwüste;Zone_Gelb:Steppen;Zone_Hblau:Macchie und Zone_BLAU:Dornpolstervegetation. Aus zeitgründen konnte keine verbesserung erfolgen.

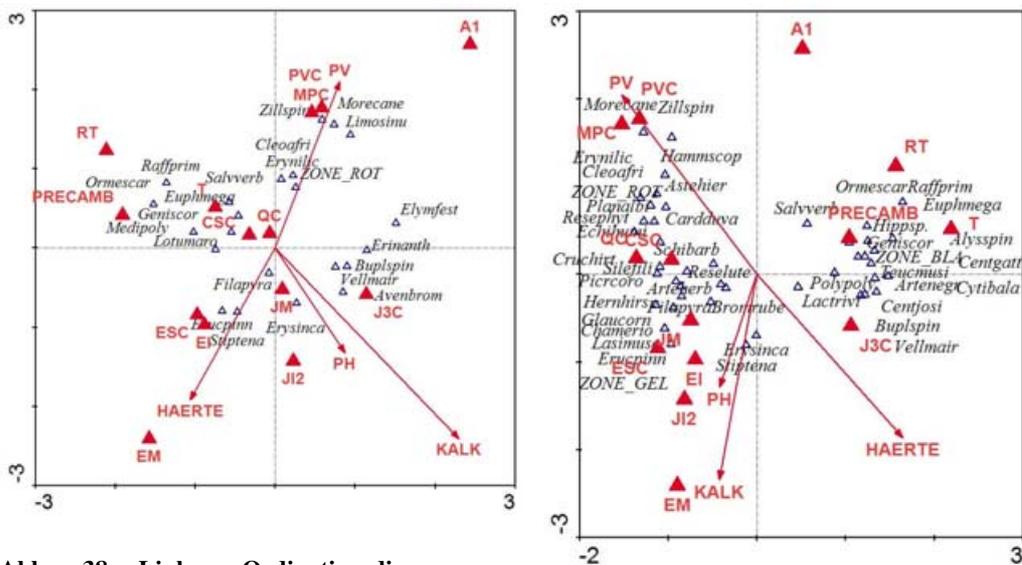


Abb. 38 Linkes Ordinationsdiagramm : Darstellung der 2 und 3 Achse, rechtes Diagramm 1 und 3 Achse der geologischen Variablen.

Das Ordinationsdiagramm der zweiten und der dritten Achse trennt die Gruppen noch deutlicher nach ihren geologischen Präferenzen auf. Die Arten der basischen Liasgesteine (L1) auf der rechten Seite stehen denen der silikatreichen Basaltgesteine im Diagramm auf der anderen Seite gegenüber, und die Arten der Halbwüstengesellschaften (Zone_rot) auf den Sedimenten (MPC,PVC) liegen der Steppengesellschaften (ESC,EI) gegenüber.

Alle Variablen gingen in die spätere Modellierung mit ein, wobei die Einzelvariablen in eine semiquantitative Variable GEO, mit einer Einteilung von 1 bis 14, zusammengeführt wurden.

5.3.4 Ordination der klimatischen Variablen

Beim Auftragen der ersten Ordinationsdiagramme wurde eine Horseshoe-Effekt festgestellt. Daher wurde für die Analyse der Klimadaten eine DCCA gewählt, um diesen Effekt auszugleichen. Die Analyse zeigt nur auf der ersten Achse eine Signifikanz mit einem Eigenwert von 0.539, die restlichen weisen Werte von kleiner 0.1 auf und wurden nicht weiter beachtet. Beim Auftragen der Diagramme gleichen sich die Darstellung der ersten und zweiten Achse mit der ersten und dritten Achse. Die zweite und dritte Achse ist aufgrund der niedrigen Eigenwerte nicht aussagekräftig.

**** Summary ****

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.539	0.099	0.050	0.027	6.348
Lengths of gradient	: 4.676	1.990	1.450	1.259	
Species-environment correlations	: 0.924	0.710	0.643	0.529	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 8.5	10.1	10.8	11.3	
of species-environment relation:	41.4	51.1	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					6.348
Sum of all canonical eigenvalues					1.233

Tab.15

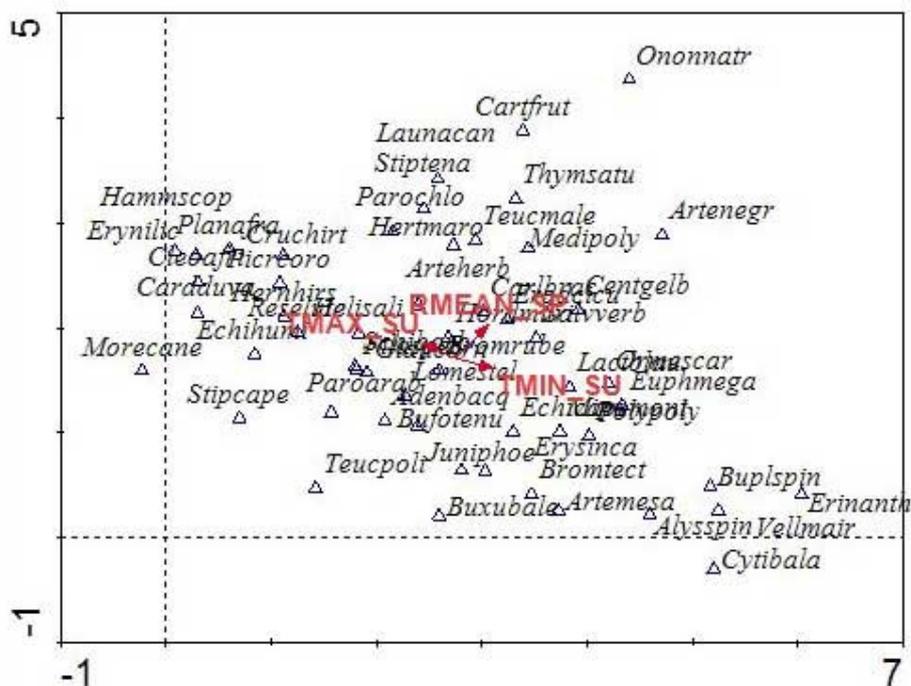


Abb. 39 DCCA der Klimavariablen Achse 1 und 2

Es zeigt sich das die Höhenlagen deutlich positiv mit dem Vorkommen von Niederschlägen korrelieren, die Halbwüstengesellschaften deutlich negativ. Dafür weist diese eine hohe Übereinstimmung mit hohen Temperaturen auf, Dornpolstervegetation mit tieferen Temperaturen. Steppengesellschaften und den mediterranen Macchien liegen im Übergangsbereich auf der Mitte der ersten Achse. Die gewählte Variablenselektion führte zu keiner Entfernung einer Variable, so das alle Variablen als signifikant betrachtet wurden und komplett in die Modellierung mit ein gingen.

5.3.5 Ordination der Landnutzungsvariablen

Von den zwei eingesetzten Landnutzungsvariablen Bevölkerungsdichte (VILLDEN) und Beweidungsdruck (WATER) weist nur VILLDEN eine Signifikanz auf, wenn auch mit einem recht geringen Eigenwert von 0.196. Die dritte und vierte Achse sind nicht kanonisch in das Modell miteingegangen und werden daher nicht betrachtet.

**** Summary ****

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.196	0.097	0.510	0.435	6.348
Species-environment correlations	0.587	0.630	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	3.1	4.6	12.6	19.5	
of species-environment relation:	66.9	100.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					6.348
Sum of all canonical eigenvalues					0.293

Tab.16 Ordination der Landnutzungsvariablen

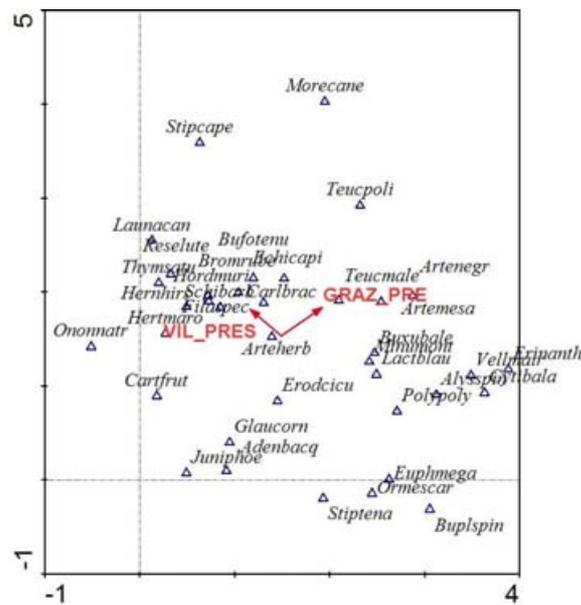


Abb. 40 Ordinationsdiagramm Achse 1 und 2

So bleibt nur das Ordinationsdiagramm für die erste und zweite Achse, wobei der Faktor WATER ignoriert werden kann. Es zeigt sich, dass Halbwüstengesellschaften und die Macchienbereiche deutlich von der Nähe zu Siedlungen profitieren, Steppengesellschaften hingegen mehr zu siedlungsarmen Bereichen im Arbeitsgebiet zu zählen ist. Die Dornpolstervegetation scheint nicht abhängig von der Nähe zu den Siedlungen zu sein. Aufgrund der geringen Aussagekraft des Faktors WATER in der CCA und der fraglichen Herleitung der Variable (siehe Kap.4) wird sie nicht weiter für die späteren Modelle verwendet werden.

5.5 Ergebnisse der Variablenselektion

Wie in Kapitel 4 bereits beschrieben, sind die statistischen Modellierungsschritte recht komplex. Die Darstellung aller modellierten Objekte würde den Rahmen der Arbeit sprengen.

Um dem Leser an dieser Stelle lange Abfolgen von Tabellen und Graphen zu ersparen werden im folgenden die Modellergebnisse beispielhaft an zwei Vegetationszonen und je einer dazugehörigen Art dargestellt. Die ausführlichen Ergebnisse der Modellläufe finden sich im Anhang XX wieder.

Es folgen die Ergebnisse der Variablenselektion und die Evaluierung der Modellgüte exemplarisch für die Großeinheiten „Halbwüstengesellschaften“ mit der dafür charakteristischen Art *Hammada scoparia* sowie die „Dornpolstervegetation“ mit der oromediterranen Art *Alyssum spinosum*.

5.5.1 Halbwüstengesellschaften

Die „schrittweise rückwärts Selektion“ der Variablen führte zu der Parameterauswahl, die in Tab.XX aufgezeigt wird. Alle Variablen weisen einen Signifikanzwert von P kleiner als 0.02 auf und sind somit hochsignifikant. Es wurden für die Halbwüstengesellschaften die Variablen Höhe (ALT), morphologische Härte (HAERTE), mittlere Maximale Wintertemperatur, mittlere minimale Frühlingstemperatur, das Mittel der maximalen Niederschläge im Frühling, sowie die Besiedlungsdichte selektiert. Die Validierung des Modells mit den selektierten Variablen ergab ein R^2 von 0.83.

	Coef	S.E.	P	AIC
Intercept	-105.39415	61.364889	0.0859	92.472
HAERTE	1.11835	0.469762	0.0173	96.853
TMAX_WI	7.71792	3.146541	0.0142	97.103
TMIN_SP	-1.90488	0.630682	0.0025	101.081
RMEAN_SP	-0.37335	0.095644	0.0001	111.917
VILLDEN	2.44569	0.597678	0	114.506
RMEAN_AU	-0.50249	0.123158	0	115.364
ALT	-0.02581	0.006604	0.0001	116.624

Tab. 14 selektierte Variablen

5.5.2 *Hammada scoparia*

Im Falle der für die Halbwüstengesellschaften charakteristischen Art *Hammada scoparia* weisen die Variablen Exposition (EXPO), Geologie (GEO), und Mittel der maximalen Niederschläge im Herbst (RMEAN_AU) einen geringen Signifikanzwert von $P < 0.1$ auf, wurden jedoch aufgrund der Modellvergleiche mittels des AIC für das Modell als wesentlich befunden.. Die „P“-Werte der Variable Höhe (ALT) und des pH-Wertes (PH) zeigen mit Werten von $P < 0.05$ eine hohe Signifikanz auf. Die Validierung des Modell ergibt ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0.65$.

	Coef	S.E.	P	AIC
Intercept	-0.83926	9.081914	0.9264	78.328
EXPO	1.68296	0.994824	0.0907	79.571
GEO	0.49313	0.265469	0.0632	79.799
RMEAN_AU	-0.38865	0.214506	0.07	80.983
ALT	-0.00879	0.004179	0.0354	82.033
PH	1.33833	0.591409	0.0236	82.736

Tab. 15 selektierte Variablen

5.5.3 Dornpolstervegetation

Die selektierten Variablen (siehe Tab.16) GEO, PV, TMIN_AU, INCL, HAERTE, PH, KALK und ALT sind für das Modell der Dornpolstervegetation mit $P < 0.05$ als signifikant zu betrachten. Die Variablen TMIN_WI ($P > 0.05$) und TMIN_SP ($P >> 0.05$) weisen einen P-Wert von größer 0.05 auf, wurden allerdings anhand des AIC-Kriteriums als bedeutsam für das Modell befunden. Das Gesamtmodell weist ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0.87$ auf.

	Coef	S.E.	P	AIC
Intercept	-109.886	30.456008	0.0003	100.298
GEO	1.6499	0.548542	0.0026	101.593
PV	6.66282	2.702651	0.0137	101.836
TMIN_AU	-1.14043	0.557426	0.0408	102.261
INCL	-0.24737	0.104509	0.0179	102.294
TMIN_WI	-0.77696	0.483358	0.1080	103.194
TMIN_SP	0.49493	0.533023	0.3531	104.510
HAERTE	12.87826	4.231422	0.0023	104.818
PH	3.30258	1.148365	0.0040	110.254
KALK	-3.37792	1.052689	0.0013	111.750
ALT	0.01522	0.003377	0.0000	146.645

Tab. 16 selektierte Variablen

5.5.4 Alyssum spinosum

Für die Art *Alyssum spinosum* aus der Dornpolstervegetationseinheit zeigen die Variablen RMEAN_SP, HAERTE, RMEAN_AU, VILLDEN, RMEAN_SU, TMIN_SU und GEO einen Signifikanzwert $P < 0.05$. Nur die Variable Porenvolumen (PV) ist mit $P = 0.058$ nicht hochsignifikant. Die Modellgüte wird mit $R^2 = 0.7$ als aussagekräftig eingestuft.

	Coef	S.E.	P	AIC
Intercept	16.96606	5.93891	0.0043	165.29
PV	-1.92399	1.01668	0.0584	167.22
RMEAN_SP	0.06624	0.03102	0.0328	168.14
HAERTE	-2.18005	0.93305	0.0195	169.06
INCL	0.17078	0.06922	0.0136	169.62
RMEAN_AU	0.14695	0.0504	0.0035	172.12
VILLDEN	-1.53959	0.52527	0.0034	172.72
RMEAN_SU	-0.21154	0.07536	0.005	172.79
TMIN_SU	-0.44567	0.15622	0.0043	174.19
GEO	-0.54269	0.13969	0.0001	180.57

Tab. 17 selektierte Variablen

5.6 Ergebnisse der Modellevaluierung

Die Modellevaluierung wird im Folgenden erst anhand der Darstellung der Kalibrierungskurven der Modelle für eine Zone mit der jeweiligen Art vorgestellt, anschließend wird auf die Klassifikationsmatrix und dem ROC-Plot eingegangen.

5.6.1 Kalibrierungskurven für die Halbwüstengesellschaften und für *Hammada scoparia*

Das Modell für die Halbwüstengesellschaften in ABB.41 zeigt eine recht gute Annäherung an das Idealmodell (gestrichelte Line), überschätzt im Abschnitt 0,2 bis 0,6 auf den beiden Achsen aber den Übergang von Nichtvorkommen zu Vorkommen, erkennbar an dem deutlich von 1 (= Idealmodell) abweichenden Kurvenverlauf. Anhand der Punkteverteilung lässt sich ablesen, dass eine große Anzahl von Nichtvorkommen, im unteren Bereich der Kurve und Vorkommen im oberen Bereich der Kurve, erfolgreich differenziert wurde. Die Schätzerkurve und die bias-korrigierte Kurve verlaufen in hohem Maße erwartungstreu.

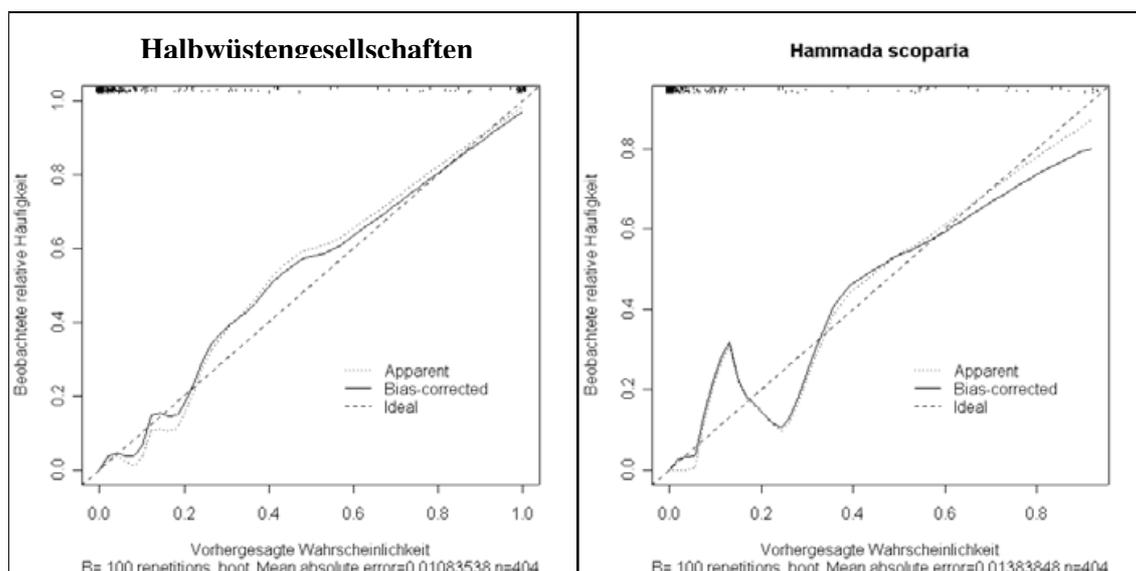


Abb. 41 Kalibrierungskurve für Halbwüstengesellschaften und *Hammada scoparia*

Das Modell für *Hammada scoparia* ist hingegen sehr erfolgreich in der Vorhersage von Nichtvorkommen, die meisten Punkte liegen im unteren Bereich der Kurve. Die Kalibrierung zeigt aber deutliche Unsicherheiten in den Grenzbereichen der Nichtvorkommen auf, was sich anhand der Ausschläge größer und kleiner eins der Kurve im unteren Bereich der Kurve ablesen lässt. Eine geringe Punktemasse im Vorkommensbereich steht der hohen Punktelwolke im Abwesenheitsbereich gegenüber. Die Abweichung der Bias-Korrigierten von der Schätzerkurve deutet auf eine erhöhte Varianz bei der Zuweisung von korrekten Klassifizierungen hin (Begründung siehe Diskussion).

5.6.2 Kalibrierungskurven für Dornpolstervegetation und *Alyssum spinosum*

Die Kalibrierungskurven für die Dornpolstervegetation zeigen eine gute Übereinstimmung mit der eines idealen Modellverlaufs. Man erkennt an der Punkteverteilung, dass das Modell in der Lage ist, korrekt Vorkommen von Nichtvorkommen zu differenzieren. Der Verlauf der geschätzten Kurve und der Bias-korrigierten Kurve weist im unteren Wahrscheinlichkeitsbereich von 0,2 bis 0,5 eine geringfügig höhere Prognosesicherheit auf, im oberen Bereich ab 0,6 ist sie jedoch in hohem Maße erwartungstreu.

Das Modell für *Alyssum spinosum* zeigt ebenfalls eine gute Anpassung der Kurven an die ideale Kurve, jedoch eine stärkere Streuung der Punkte bei der Zuordnung von Vor- und Nichtvorkommen, erkennbar an der relativ hohen Anzahl von Punkten im Mittelbereich der Kurve. Insgesamt lässt sich eine leichte Varianz zwischen Schätzungs- und Korrekturkurve im unteren Bereich von 0 bis 0,3 sowie im oberen Bereich von 0,7 bis 0,9 feststellen. Die Kurvenverläufe zeigen keine nennenswerte Über- oder Unterschätzung an.

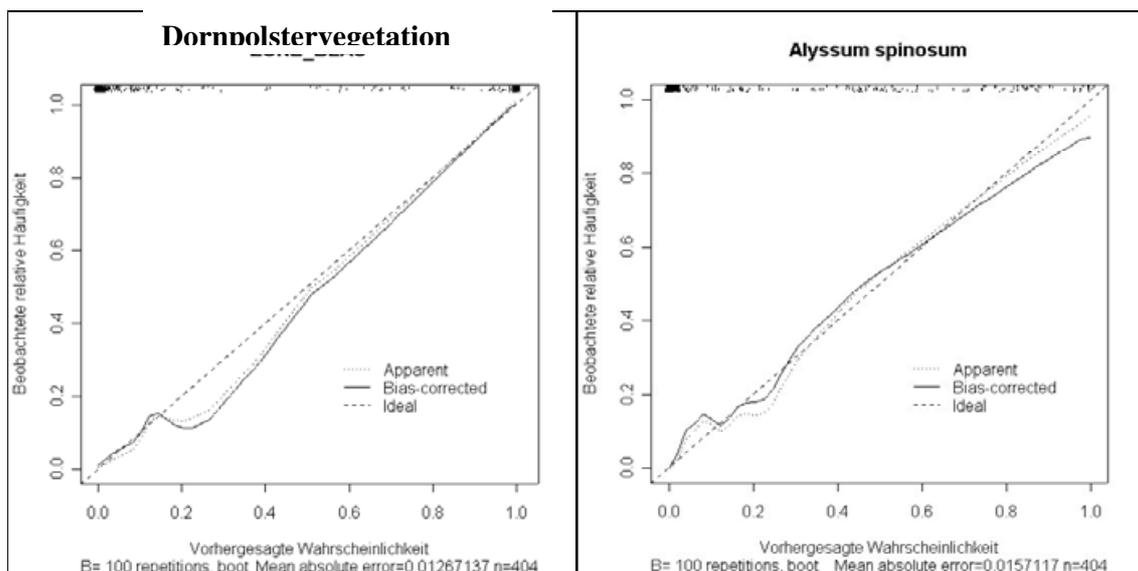


Abb. 42 Kalibrierungskurven für Dornpolstervegetation und *Alyssum spinosum*

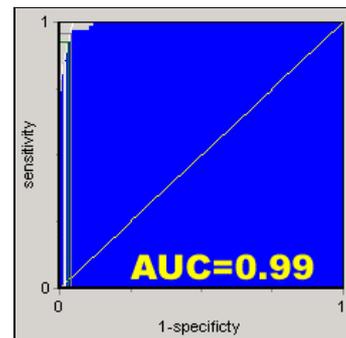
5.6.3 Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für die Halbwüstengesellschaften

Der Vergleich der beobachteten Vorkommen (1) und Nichtvorkommen (0) mit den Prognostizierten Vorkommen wird als Ergebnis der Analyse des Programmes „ROC-Plot“ in der Klassifikationsmatrix und dem ROC-Diagramm dargestellt. Es wurden 325 korrekte Vorhersagen für ein Nichtvorkommen gemacht, und 63 korrekte Vorhersagen für ein Vorkommen. 96 % der Prognosen waren somit korrekt, nur 15 von 403, also 4 % falsch vorhergesagt. Dies spiegelt sich auch in den hohen Sensitivitätswerten wieder. Zu 92 % wurde der Anteil der tatsächlichen Vorkommen korrekt klassifiziert (Sensitivität), und zu 97 % wurde der Anteil der tatsächlichen Nichtvorkommen korrekt klassifiziert (Spezifität). Cohens Kappa beläuft sich auf 0.8711 wodurch das Modell generell als „exzellent“ einzustufen ist. Der AUC Wert von 0.99 unterstützt diesen Wert.

Klassifikationsmatrix

		Daten	
		0	1
Prognose	0	325	10
	1	5	63
% Korrekt		0.9628	
Sensitivität		0.9265	
Spezifität		0.9701	
Cohens-Kappa		0.8711	

ROC-Plot



Tab. 18 Halbwüstengesellschaften

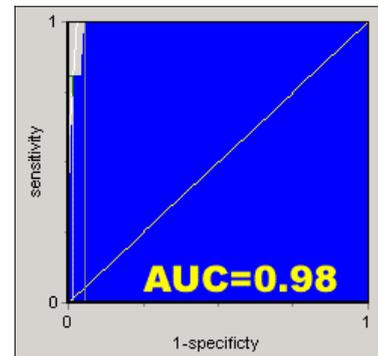
5.6.4 Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für *Hammada scoparia*

Für *Hammada scoparia* ergibt sich eine Anzahl von 371 korrekten Vorhersagen für ein Nichtvorkommen, nur 21 korrekte Vorhersagen für ein Vorkommen. 11 wurden falsch vorhergesagt, dies entspricht einem Gesamtfehler von 3 %. Der Sensitivitätswert von 80 % zeigt, dass das Modell immer noch recht gute korrekte Vorhersagen liefert. Zu 98 % wurde der Anteil der tatsächlichen Nichtvorkommen korrekt klassifiziert (Spezifität). Gemäß Cohens Kappa von 0.77 lässt sich das Modell als „sehr gut“ einzustufen. Der AUC Wert von 0.98 zeigt ein überdurchschnittlich gutes Modell.

Klassifikationsmatrix

		Daten	
		P	0
Prognose	0	371	6
	1	5	21
% Korrekt		0.9727	
Sensitivität		0.8077	
Spezifität		0.9841	
Cohens-Kappa		0.7790	

ROC-Plot



Tab. 19 Hammada scoparia

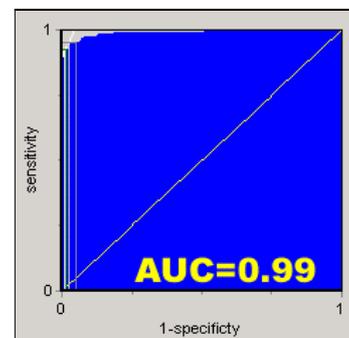
5.6.5 Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für Dornpolstervegetation

Die Klassifikationsmatrix für die Dornpolstervegetation zeigt 280 korrekte Nichtvorkommen und 110 korrekt vorhergesagte Vorkommen an, was einer Sensitivität von 92 % entspricht. Nur 13 Vorkommen wurden insgesamt falsch klassifiziert, woraus sich eine hohe Spezifität von 98 % ergibt. Das Modell macht zu 92 % korrekte Vorhersagen. Der Cohens-Kappa mit 0.95 weist das Modell als exzellent aus, was auch durch den AUC-Wert von 0.99 bestätigt wird.

Klassifikationsmatrix

		Daten	
		P	0
Prognose	0	280	4
	1	9	110
% Korrekt		0.9677	
Sensitivität		0.9244	
Spezifität		0.9858	
Cohens-Kappa		0.9251	

ROC-Plot



Tab. 20 Dornpolstervegetation

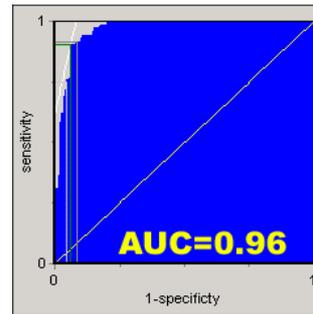
5.6.6 Klassifikationsmatrix und ROC-Plot für *Alyssum spinosum*

Die korrekten Klassifizierungen der Nichtvorkommen belaufen sich auf 312, die korrekt klassifizierten Vorkommen auf 64, woraus sich eine Sensitivität von 90 % ergibt, sowie eine Spezifität von 94 %. 27 Prognosen wurden falsch klassifiziert. Das Modell liefert zu 93 % korrekte Aussagen, der Cohens-Kappa Wert beläuft sich auf 0.78 was einem sehr guten Modell entspricht.

Klassifikationsmatrix

		Daten	
		P	0
Prognose	0	312	20
	1	7	64
% Korrekt		0.9330	
Sensitivität		0.9014	
Spezifität		0.9398	
Cohens-Kappa		0.7847	

ROC-Plot



Tab. 21 *Alyssum spinosum*

5.7 Zusammenfassung der Modelle

Es sollen in diesem Abschnitt die Modelle in der Form aufgetragen werden, wie sie zur Berechnung der Rasterkarten im GIS verwendet wurden. Es wird die Formel für die logistische Regression mit den dazugehörigen Koeffizienten der selektierten Variablen angegeben.

Dornpolstervegetation

$$1/(1+(\text{Exp}(-(-109.886 + 1.6499 * [\text{GEO}] + 6.66282 * [\text{PV}] + -1.14043 * [\text{TMIN_AU}] + -0.24737 * [\text{INCL}] + -0.77696 * [\text{TMIN_WI}] + 0.49493 * [\text{TMIN_SP}] + 12.87826 * [\text{HAERTE}] + 3.30258 * [\text{PH}] + -3.37792 * [\text{KALK}] + 0.01522 * [\text{ALT}])))$$

Alyssum spinosum

$$1/(1+(\text{Exp}(-(-16.96606 + 0.17078 * [\text{INCL}] + -0.54269 * [\text{GEO}] + -1.92399 * [\text{PV}] + -2.18005 * [\text{HAERTE}] + -0.44567 * [\text{TMIN_SU}] + 0.06624 * [\text{RMEAN_SP}] + -0.21154 * [\text{RMEAN_SU}] + 0.14695 * [\text{RMEAN_AU}] + -1.53959 * [\text{VILLDEN}])))$$

Halbwüstengesellschaften

$$1/(1 + (\text{Exp}(-(-243.04336 + -0.02063 * [\text{srtm30}] + -1.49876 * [\text{kalk1}] + 1.9006 * [\text{haerte1}] + -1.5219 * [\text{tmin_sp}] + 13.93516 * [\text{tmax_wi}] + -0.35378 * [\text{rmean_sp}] + -0.68076 * [\text{rmean_au}] + 2.21476 * [\text{WATERDENSITY}] + 1.92744 * [\text{villden}])))$$

Hammada scoparia

$$1/(1+(\text{Exp}(-(-0.83926 + -0.00879 * [\text{ALT}] + 1.68296 * [\text{EXPO}] + 0.49313 * [\text{GEO}] + 1.33833 * [\text{PH}] + -0.38865 * [\text{RMEAN_AU}])))$$

5.8 Verbreitungskarten auf Basis der Modelle

Es folgt die Darstellung der aus den angewendeten Modellen im GIS resultierenden Verbreitungskarten. Zuerst werden die Ergebnisse der Vegetationseinheiten Dornpolstervegetation und Halbwüstengesellschaften gegeneinander gestellt, danach die Arten *Alyssum spinosum* und *Hammada scoparia*. Die Wahrscheinlichkeiten der Vorhersagen werden durch Farbtöne dargestellt. Rote bis orange Töne weisen ein Vorkommen mit hoher Wahrscheinlichkeit aus, Blautöne zeigen hingegen sehr geringe Vorkommenswahrscheinlichkeiten an.

5.8.1 Dornpolstervegetation versus Halbwüstengesellschaften

Das Modell für die Dornpolstervegetation errechnet eine hohe Wahrscheinlichkeit für ein Vorkommen der Vegetationseinheit für den nördlichen Teil des Arbeitsgebietes. Der Bereich der Vorkommen erstreckt sich von den Gebirgsketten des Jbel Mgoun bis auf die Hochplateaus der vorliegenden Gebirgrümpfe. Für die Bereiche der Hochebenen, die Südatlaszone sowie den Sahararand des Beckens von Ouarzazate ist ein Vorkommen der Einheit extrem unwahrscheinlich.

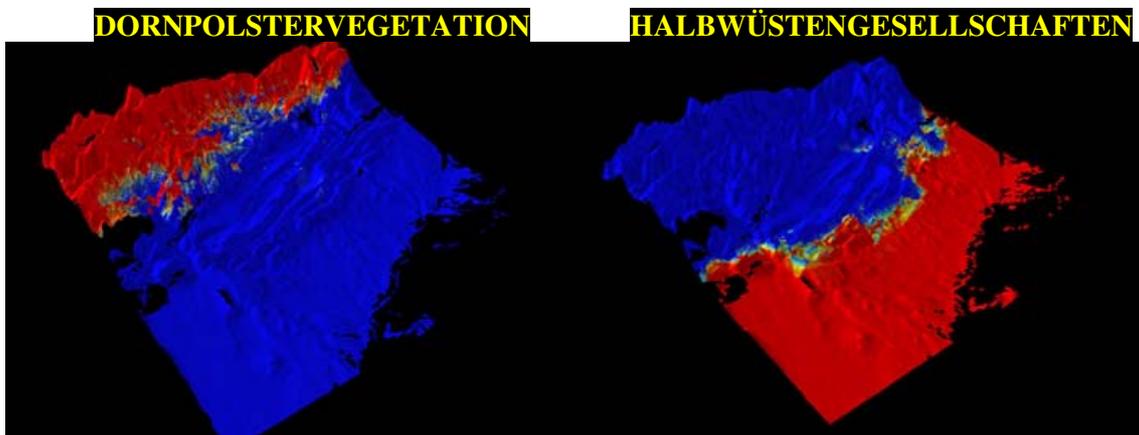


Abb. 43 A) Dornpolstervegetation B) Halbwüstengesellschaften

Für die Halbwüstengesellschaften wird eine Verbreitung für den gesamten Bereich des Beckens von Ouarzazate vorhergesagt. Den Bereichen nördlich des Beckens wird Nichtvorkommen der Halbwüstengesellschaften prognostiziert.

5.8.2 *Alyssum spinosum* versus *Hammada scoparia*

Die oromediterrane Art *Alyssum spinosum* wird von dem Modell im nördlichen Teil des Arbeitsgebietes von den Höhenlagen bis auf die Hochplateaus vorhergesagt. Es finden sich orange-gelbe Bereiche im Vorhersagebereich die Unsicherheiten bei der Übertragung des Modells auf die Rasterdaten darstellen. Auf den Gipfeln der Südatlaszone wird ebenfalls mit geringerer Wahrscheinlichkeit ein Vorkommen der Art errechnet. In den Bereichen der synklinalen Becken sowie dem Becken von Ouarzazate ist ein Vorkommen der Art extrem unwahrscheinlich.

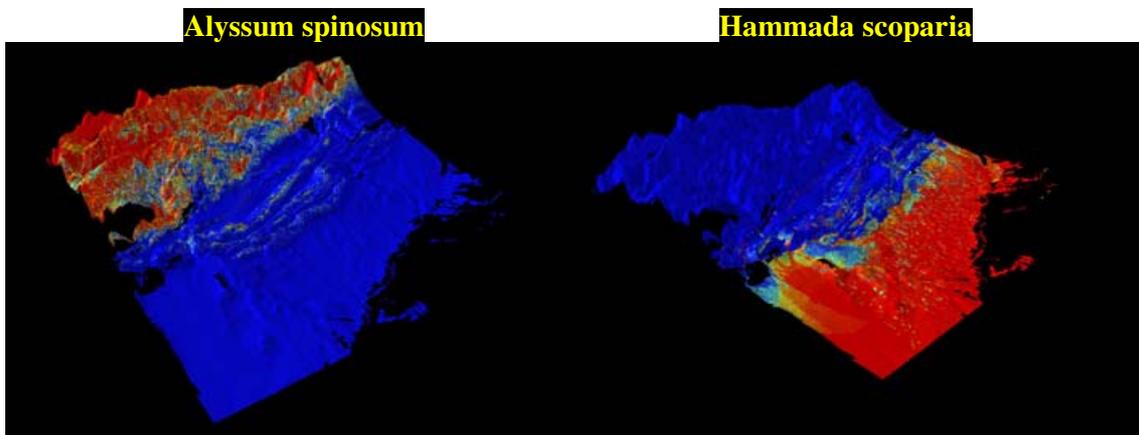


Abb. 44 A) *Alyssum spinosum*

B) *Hammada scoparia*

Die Art *Hammada scoparia* aus den Halbwüstengesellschaften hat laut Modell ihren Verbreitungsschwerpunkt ausschließlich in den tiefer gelegenen Bereichen des Arbeitsgebietes, im Becken von Ouarzazate. Dort grenzt der Vorkommensbereich südlich an die Südatlaszone an. In der südlichen Atlasrandzone treten vereinzelt noch sehr kleine rote Bereiche auf, die ein Vorkommen der Art für sehr Wahrscheinlich ausweisen. Im restlichen Bereich des Arbeitsgebietes ist ein Vorkommen sehr unwahrscheinlich.

6 Diskussion

Dieses Kapitel diskutiert zuerst die angewendeten Methoden, im Gelände wie auch bei der Datenanalyse und Modellierung, und soll aufzeigen, wo die methodischen Grenzen und Probleme des Untersuchungsansatzes lagen. Verbesserungsvorschläge für spätere Modellierungsvorhaben folgen im anschließenden Abschnitt. Es folgt eine kritische Diskussion der Ergebnisse der Habitatmodellierung. Die aus der Modellierung hervorgegangenen Verbreitungskarten werden im Kontext der Beobachtungen im Gelände betrachtet so wie mit Angaben aus der Literatur verglichen. Die statistischen Gütemaße sollen helfen, die Glaubwürdigkeit wie auch die Grenzen dieser Karten zu verdeutlichen

6.1 Diskussion der Methoden

Die Diskussion der Methoden hat ebenfalls verschiedene Aspekte. Zum einen sollen die Probleme, die während der Geländearbeit auftraten, sowie deren Auswirkungen auf die Modellierung aufgezeigt werden. Nach Möglichkeit fließen hier bereits Verbesserungsvorschläge ein, die bei der Lösung dieser Probleme helfen könnten. Der zweite Aspekt der Diskussion behandelt die komplexen Probleme der Datengenerierung und der Datenanalyse.

6.1.1 Methoden der Feldaufnahmen

Während der Feldarbeit gab es eine Reihe von Problemen logistischer Natur wie auch Identifizierungsprobleme jeglicher Art. Eines der Hauptprobleme war die korrekte Ansprache der geologischen Einheiten im Gelände. Auch das korrekte Identifizieren von Pflanzenarten in blütenlosen oder abgefressen Zustand (*Matthiola* und *Eruca* Arten scheinen sehr schmackhaft zu sein) war oft problematisch, entweder einfach aufgrund der morphologischen Variabilität einiger Arten oder weil die Individuen bis zur Unkenntlichkeit verbissen worden waren. *Artemisia herba-alba* und *A. mesatlantica* ließen sich vor Beginn der generativen Phase nur sehr schwer unterscheiden.

6.1.1.1 Geologische Grenzen

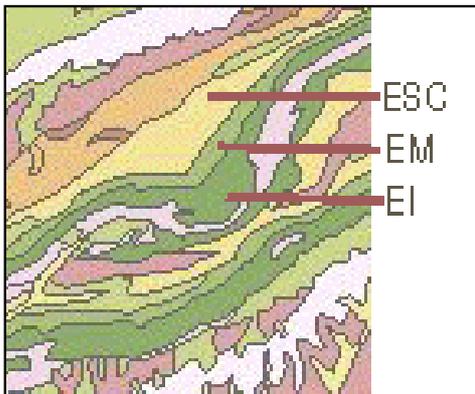


Abb. 45 Darstellung der geologischen Variabilität

Ein großes Problem war die korrekte Ansprache der geologischen Einheiten bei kleinräumig stark variierenden Fazies. Die Grenzen der Einheiten waren im Gelände häufig nur unscharf zu erkennen, vor allem bei einander ähnelnden Fazies. Beispielsweise ließen sich die verschiedenen eoziänen Gesteine der Südatlaszone sehr schlecht unterscheiden. Die Entfernungen zwischen den Grenzen der Einheiten betragen oft nur wenige

hundert Meter. Aus der Ferne war eine Einteilung noch scheinbar zu erkennen (siehe Abb.45), aus der Nähe betrachtet ähnelte sich das Gestein aber so sehr, dass man nicht genau sagen konnte, wo die Grenzen begannen bzw. endeten. Auch die Grenzen zwischen den sich stark ähnelnden Gesteinen des Lias waren oft nicht eindeutig zu erkennen. Ein Fehler in der amtlichen geologischen Karte machte die Ansprache nicht besser wurde. Wie sich während einer Georeferenzierung der geologischen Karte (Blatt XX) herausstellte, wurde ein Abschnitt der Karte bei ihrer Herstellung falsch projiziert (pers. Mittl. P. Poete). Dies äußerte sich während der Georeferenzierung der Karte, mit dem Programm ERDAS IMAGINE 8.1, in einem verzerrten digitalen Kartenbild, auf dem diverse Grenzen nicht zur Deckung gebracht werden konnten, obwohl ein Großteil der Karte korrekt dargestellt werden konnte.

6.1.1.2 Hangschuttproblematik

Ein weiteres Problem ergab sich auf von Hangschutt überdeckten Gesteinen anderer geologischer Einheiten. Wie die Abb.46 zeigt, weisen die Hangbereiche verschiedene



Abb. 46 Hangschuttproblematik

Bedeckungsgrade der Vegetation auf. Es handelt sich jedoch in beiden Fällen um dasselbe kretazische Gestein. Der stärker bewachsene Hang ist von Schutt der am Oberhang anstehenden Juragesteine dünn überdeckt. Es stellt sich die Frage, ob der Pflanzenwuchs durch die Hanglage begünstigt wird oder ob es durch den chemisch und texturell andersartigen Hangschutt, in dem sich Feinsand akkumuliert und so für viele Pflanzenarten günstigere Mikrohabitate schafft, zu der hohen

Deckung im Verhältnis zu den anderen Hängen kommen? Wie verfährt man bei solchen Situationen? Es wurden diese Phänomene im Feld notiert, um bei späteren Modellierungsvorhaben diese Umweltzustände zu berücksichtigen. Ein Verfeinern der digitalen geologischen Karte wäre dafür nötig, was jedoch im Rahmen dieser Diplomarbeit bei weitem über das Maß des Möglichen hinausgeht.

6.1.1.3 Korrekte Ansprache schlecht identifizierbarer Pflanzenarten

Das korrekte Differenzieren und Identifizieren von Pflanzenarten in blütenlosem oder abgefressenem Zustand (*Matthiola* und *Eruca* Arten wurden meist nur abgefressen vorgefunden) war anfangs nicht immer möglich und ein Bestimmen der Pflanzen erst viel später möglich, als Exemplare mit Blüten aufgefunden wurden. Durch die lange Dauer der Geländearbeit und die phänologischen und morphologischen Veränderungen im Habitus der Arten während dieser Zeit, war die Gefahr recht groß, dass die selbe Art zu verschiedenen Zeitpunkten unter verschiedenen Arbeitsnamen aufgenommen wurde. Hinzu kommt das Problem der Ökotypen, also die morphologische Anpassung der Arten an unterschiedliche ökologische Rahmenbedingungen. Diese Variabilität der Morphologie findet sich bei sehr vielen Pflanzen im Arbeitsgebiet wieder. Einige naheverwandte Arten wie *Artemisia herba-alba* und *A. mesatlantica* zeigen ebenfalls eine sehr starke Ähnlichkeit auf. Auch die dritte Art der Gattung *Artemisia*, *A. negrei*, ließ sich zwar von *A. herba-alba* in den höheren Lagen unterscheiden, aber nicht immer von *A. mesatlantica*¹⁰, da diese die besagte hohe morphologische Variabilität aufzeigt. Hinzu kamen Verwechslungen zwischen einigen Horstgräsern. Es gab diverse Arten der Gattung *Festuca*, von denen einige in sterilem Zustand wiederum *Stipa tenacissima* ähnelten. Diese Verwechslungsproblematik und mehrfache Namensvergebung führte, wie oben bereits angeführt wurde, in Einzelfällen zur erheblichen Verschlechterung der Modellierungsergebnisse (siehe Kap.6.2.3.1).

6.1.1.4 Daten für die Vegetationsaufnahmen

Für die Aufnahme der Deckungswerte wäre eine für Trockengebiete entwickelte Schätzskala passender gewesen. Das Problem mit der verwendeten Skala ist, dass die annuellen Pflanzen, selbst mit 50 oder mehr Individuen immer noch viel weniger als 0.5 Prozent einer Fläche abdecken, in Relation zu anderen Bereichen, in denen sie nur mit 10 Individuen vorkommen nicht mehr differenziert werden können. Das Problem der mangelnden Erklärung der

¹⁰ Ein Unterscheiden der Arten nach Blütenmerkmalen ist durchaus praktikabel, sofern Blüten vorhanden sind. Die in den Bestimmungsschlüsseln aufgezeigten Blattmerkmale waren im Feld nicht zu gebrauchen

Deckungswerte war letztendlich ein entscheidendes Kriterium, welches bei der Wahl des Modells für ein logistisches Regressionsmodell sprach. So wurde durch den Verlust der Deckungsinformation eine geeignetere Darstellung der Vegetation erreicht, nämlich Vorkommen und Nichtvorkommen.

6.1.2 Methoden der Vegetationsklassifizierung

Es wurden mehrere in Juice 6.2 (Tichy 2002) mögliche Methoden der Klassifizierung getestet, (TWINSPAN, Cluster-Analysen), jedoch konnte keine Methode zufriedenstellend die Muster in den Daten aufzeigen. Durch die Verarbeitung der Daten per Hand, stellte sich jedoch ein wesentlich besseres Verständnis der Zusammenhänge in der Struktur des Vegetationsdatensatzes ein. Letztendlich soll hier noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Klassifizierung der Vegetationsdaten nur einem generellen Überblick und Herausarbeitung höherer Syntaxa dienen sollte.

6.1.3 Methoden der multivariaten Ordinationsanalyse

Die Ordination mittels des Programms Canoco 4.5 war ursprünglich als ein eigener Modellierungsansatz gedacht, scheiterte jedoch an den unten zu nennenden Gründen (Kap.6.1.5). Die in dieser Arbeit dargestellten Resultate werden als Voruntersuchung aufgefasst, um den Einfluss der Umweltvariablen zu veranschaulichen. Dies scheint auf den ersten Blick eine unkonventionelle Methode zu sein, Variablen auf ihre Signifikanz zu prüfen. Doch geht es nicht darum, wie signifikant eine Variable ist, sondern vielmehr, ob Arten oder Artengruppen entlang beschreibbarer Umweltfaktoren im Ordinationsraum in Gruppen clustern. Dies ermöglichte ein Abschätzen der Beziehung der Arten zu den Habitatfaktoren. So erklärte sich erst durch die Ordinationsergebnisse die Trennung der irano-turanischen Steppengesellschaften von den mediterranen Macchien entlang eines Degradationsgradienten, verursacht durch die Siedlungsdichte (siehe Kap.5.X).

Die Interpretation von Ordinationsergebnissen ist in der Literatur jedoch heftig umstritten (Økland 1996, Legendre & Legendre 1999, Ter Braak & Smilauer 2002, McCune 2004). So ist ein wichtiger Kritikpunkt bei der Komplexität der Ordinationsanalyse zu suchen. Gerade eine einfach zu bedienende Software wie Canoco 4.5 lädt ein, schnelle Ergebnisse in Form von Ordinationsdiagrammen zu liefern, welche aber oft falsch interpretiert werden, da die

zugrunde liegenden Methoden nicht verstanden wurden. Die Fehlerquellen sind ebenso zahlreich wie unscheinbar (McCune & Grace 2004): Artefakte in den Methoden werden oft nicht erkannt, CCA ignoriert nicht an Umweltvariablen gebundene Gesellschaftsstrukturen und die trendbereinigenden Versionen der CA werden von vielen Wissenschaftlern in Frage gestellt (Beals 1984, Jackson & Somers 1991, Legendre & Legendre 1999). Allein die Wahl der richtigen Ordinationsmethode basiert auf weit mehr, als nur einem Blick auf die Länge des Gradienten der ersten Ordinationsachse.

Økland (1996, 2003, & pers. Mittl 2004) sowie McCune (2004) führen an, dass ein Nonparametric Multidimensional Scaling (NMS) eine weitaus bessere Performance als die Ordinationstechniken leistet. Clarke (1993) führt die Hauptvorteile wie folgt auf:

- NMS vermeidet die Annahme einer linearen Beziehung zwischen den Variablen.
- die Verwendung in Ränge eingeteilter Distanzen ermöglicht eine Linearisierung der gemessenen Distanzen im Ordinationsraum für die Arten, und dem Ordinationsraum der Umweltvariablen. Dies löst das „Zero-Truncation Problem“¹¹ unter dem sämtliche Ordinationsmethoden, welche mit stark heterogenen Gesellschaftsdatensätzen arbeiten müssen, leiden.
- es erlaubt die Verwendung jeglicher Distanzmaße.

Die berechtigte Frage zu den Nachteilen der NMS-Methode konnte früher mit dem Verweis auf die zu hohe Rechenintensität begründet werden (McCune 2004). Heutzutage zählt dieses Argument nicht mehr, ist doch die Rechenleistung der Computer in den letzten Jahren um ein vielfaches angewachsen. Nur das Fehlen einer geeigneten Software verhindert eine weiterreichende Popularität der Methode. Auch für diese Arbeit wäre NMS eine Bereicherung gewesen, sie konnte jedoch nicht verwendet werden, da die Methode dem Verfasser erst gegen Ende der Arbeit bekannt wurde.

6.1.4 Methoden der Datenerzeugung im GIS

Die Probleme, die sich bei der Generierung der Rasterdatensätze ergeben haben, müssen ebenfalls erwähnt werden, sind diese doch das Rückgrat einer guten Modellierung. Hier

¹¹ (Beals 1984): wenn die Abundanz einer Art auf Null sinkt, kann sie keine weitere Information über den darunter liegenden Gradienten liefern.

begangene Fehler pflanzen sich als räumliche Fehler durch den gesamten weiteren Methodenverlauf fort und führen so unweigerlich zu fehlerhaften Ergebnissen in der räumlichen Modellierung der Habitate

6.1.4.1 Lagefehler

Ein großes Problem bestand in der genauen Darstellung der Position der Vegetationsaufnahmen im GIS. Eine falsche Projektion eines der Datensätze kann eine korrekte Informationsverschneidung gefährden. Dies kann sich zum Beispiel in einer 200 m nach Nordost verschobenen Lage der Punkte auf den Rastern äußern. Hieraus resultierend können Aufnahmen die nahe der Grenzen von einer Klimaregion zu einer anderen Klimaregion liegen, in eine falsche Zone hinein zu fallen. Selbes gilt für die geologischen Einheiten. Auch fanden sich teilweise Aufnahmen, die auf Südhängen gemacht wurden, im Geländemodell auf Nordhängen wieder, was bei einer Übertragung der Nordhang-Informationen aus dem Expositionsrasterdatensatz auf die am Südhang gelegene Vegetationsaufnahme, einer falschen Information für alle darin gelegenen Arten gleich kommt. So mussten sämtliche Punkte auf ihre korrekte Lage überprüft und per Hand justiert werden. Durch die Nachbesserung in Einzelfällen traten jedoch Unsicherheiten in der Genauigkeit auf. Ein Verschieben der Position einer Vegetationsaufnahme muss sorgfältig geprüft werden, ob durch den Eingriff die Aufnahme nicht in andere Bereiche gelangt, in die sie nicht gehört, z.B. von einem Steilhang in einen Talbereich oder von einem Silikat- auf ein Kalkgestein.

6.1.4.2 Probleme mit den Klimarasterdaten

Als ein großes Problem stellte sich die Generierung der Rasterdatensätze für die Klimafaktoren heraus. Die raumbezogene Datengrundlage basierte auf Modellwerten für ein einziges Jahr (2002), was keine Berechnung von (vegetationsrelevanten) langjährigen Mittelwerten erlaubt. Die Auflösung der Klimadaten war mit 7 km Abstand von Punkt zu Punkt recht grob gerastert. Aus diesem Grunde verlief die räumliche Interpolation der Datenpunkte auch wenig zufriedenstellend. Die Anpassung an das Relief über das Co-Kriging-Verfahren stellte sich als recht komplexes Unterfangen heraus, lieferte dennoch bessere Ergebnisse als andere Verfahren. Eine feinere Auflösung des Ausgangsrasters wäre hierbei deutlich effektiver, wurde jedoch bis heute für das Arbeitsgebiet noch nicht erstellt. Viele Forschungsarbeiten beschäftigen sich mit der reliefgesteuerten Vorhersage von Temperaturdaten. Zimmermann (1999) zeigt anhand Klimadaten für die Schweizer Alpen

eine Methode auf, wie man aus Klimadaten von nur wenigen Messstationen über multiple Regressionsverfahren (GAM) und ein digitales Höhenmodell eine reliefbetonte Temperaturverteilung berechnen kann.

6.1.4.3 Geologische Karten

Wie sich nach der Feldarbeit herausstellte, existierte keine digitalisierte Form der im Feld zur Orientierung benutzten geologischen Karte im Maßstab 1:250.000. Nur die Karte 1:500.000 lag in Teilbereichen digital vor. Die beiden geologischen Karten unterscheiden sich jedoch auch inhaltlich in der Differenzierung der Kartiereinheiten erheblich. Der gravierendste Unterschied besteht darin, dass in der gröberen Karte viele fein aufgelöste Einheiten der 250.000er Karte zu Großeinheiten zusammengefasst wurden. Beispielsweise gab es ursprünglich sechs verschiedene quartäre Niveaus (Q₁-Q₆), die eine deutliche Differenzierung der Vegetation ermöglicht hätten. Diese wurden jedoch zu einer einzigen Großeinheit (Q) zusammengefasst. Dieses erfolgte bei nahezu allen feiner aufgelösten Einheiten. Die eigenen Daten mussten also nach der Geländekampagne der gröberen Auflösung angepasst werden, was sich als ernsthafter Verlust von Informationen herausstellte. Eine digitalisierte Form der geologischen Karte, die man im Feld verwendet, ist also zwingend notwendig, wenn man die Informationen später korrekt darstellen möchte. Das Problem wurde jedoch zu spät im Verlauf der Diplomarbeit erkannt, so dass für eine Digitalisierung der Karte keine Zeit mehr blieb.

6.1.5 Methoden der Modellierung

Eine wichtige Rolle bei einer Modellierung spielen selbstverständlich die Methoden der Modellierung selber. Das statistische Modell sollte gut bedacht und begründet sein (siehe Kap.4). Die Kalibrierung und die Evaluierung der Daten stellen die schwierigste Phase der gesamten Modellbildung dar. Steht die Verbreitungskarte erst einmal zur Verfügung, tauchen neue Probleme der Interpretation sowie der korrekten Kartendarstellung auf. Die folgenden Abschnitte zeigen diese Problematiken auf, soweit sie in diesem Rahmen behandelt werden können.

Aufgrund der Komplexität der Methoden und der Vielfalt an Problemstellungen wird an dieser Stelle noch einmal auf die Publikationen hingewiesen, die eine Übersicht über die Thematik geben: Guisan & Zimmermann (2000), Franklin (1995), Reineking & Schröder (2004), Schröder (2000).

6.1.5.1 Wahl der zu verwendenden Methode

Die Wahl des statistischen Modells stellt einen grundlegenden Schritt während der Modellierung dar, leiten sich doch nach ihm die Erfolgsaussichten des gesamten Habitatmodells ab. Eine unangepasste Methode kann keine realitätsnahen Ergebnisse liefern. So kann eine auf binäre Daten beschränkte Methode wie ein logistisches Regressionsmodell keine Deckungsklassen berücksichtigen. Es gibt zwar eine spezielle Variante des normalen Logistischen Regressionsmodells, welche auch ordinalskalierte Responsevariablen verarbeiten kann, namentlich das *continuation-ratio-Modell* (Bender & Benner 2002), dieses zählte jedoch zu dem Zeitpunkt der Modellwahl noch nicht zu den Möglichkeiten der verwendeten Software.

Das hier verwendete logistische Regressionsmodell stellt das am besten geeignete Modell für die vorhandenen Daten dar (pers. Mittl. B. Schröder). Neben der Anwendbarkeit war die Komplexität der Modellintegration in ein GIS ein ausschlaggebender Gesichtspunkt. Es gibt eine Reihe von Modellierungsmethoden, die ebenfalls unter dem Gesichtspunkt der Anwendbarkeit geeignet gewesen wären. Guisan et. al (1999) verwenden die Ergebnisse einer Ordination aus dem Programm Canoco 4.5 und erzielen nur geringfügig schlechtere Ergebnisse als die bei dem ebenfalls verwendeten GLM. Die Ergebnisse wurden beide in ein GIS integriert und dargestellt. Ordinationsmethoden waren daher anfangs für die bessere Methode gehalten worden, u.a. weil der Umgang mit dem Programm bereits vertraut war und die Ergebnisse schneller reproduzierbar waren. Trotz Rücksprache mit den Autoren (pers. Mittl. A. Guisan & Weiß) gelang der Einbau der Ordinationsergebnisse in das GIS nicht, da das anfangs der Diplomarbeit verwendete ArcGIS 8.3 nicht in der Lage war, die dafür benötigten AML-Skripte zu verarbeiten. Als ArcGIS 9.0 zu einem späteren Zeitpunkt zur Verfügung gestellt wurde fehlte die nötige Einarbeitungszeit, um komplexere AML-Skripte mit verarbeiten zu können.

Andere Verfahren wie GAM's zeigten ähnliche Probleme der GIS-Integration auf, hinzu kam die Komplexität der mathematischen Grundlagen dieser Methoden. Wiederum andere Verfahren (NPMR, McCune & Mefford 2004) wurden noch nicht ausreichend in der Literatur diskutiert, oder waren als Blackbox-Verfahren wie das der Softwarelösung BIOMAPPER 2.0 (Hirzel 2002) für ein Erlernen der Methode zu undurchsichtig. Die Umstände, sich mit der Statistiksprache R (Zitat) auseinander setzen zu müssen, umgehen die Blackbox-Problematik, da sämtliche Befehle per Hand eingegeben werden müssen, variiert werden können und sich

so eine Transparenz erzielen lässt, die sich auch mit kommerziellen Statistikpaketen wie SPSS oder Statistica nicht erreichen lässt.

6.1.5.2 Methoden der Variablenselektion

Der komplizierteste Schritt bei einer Modellierung ist die korrekte Wahl der Variablen. Es existieren ebenso viele Philosophien und Theorien zur Parameterauswahl wie es Methoden gibt. Die meisten Selektionsverfahren stammen aus anderen Anwendungsbereichen der Statistik wie der Medizin oder Psychologie. Shrinkage-Rules (Steyerberg, et al. 2001), Penalized Maximum Likelihood (le Cessie & van Houwelingen 1992) oder auch Lasso-Verfahren (Least absolute shrinkage and selection operator, Tibshirani 1996) versprechen bessere Ergebnisse als schrittweiseverlaufende Selektionsverfahren, da sie noch eine Gewichtung der Variablen ermöglichen. Dies erfordert jedoch ebenfalls eine längere Einarbeitungszeit zum Verständnis der Methode.

Mac Nally (2002) führt an, dass auf Selektionskriterien basierende Algorithmen oder Funktionen (AIC, BIC, siehe Burnham & Anderson 1998) immer nur ein bestes Modell suchen. Gerade wegen der Komplexität der Natur und der dadurch bedingten Multikollinearität von Umweltfaktoren sollte es aber nicht nur ein bestes Modell geben, welches die Verteilung einer Art im Raum erklärt, sondern mehrere robuste und hinreichende Modelle. Dies fördert die Interpretationsmöglichkeit der Zusammenhänge zwischen den erklärenden Variablen und der Responsevariable. Mac Nally (2002) schlägt statt einer Singel Model Selection eine Hierarchical Partitioning (HP) Methode vor. Nach Mac Nally liegt der Vorteil einer HP darin, dass diese Methode die Interaktionen zwischen Variablen und deren Auswirkung auf das Modellobjekt darstellen kann. Dennoch fehlte bis zu dem Zeitpunkt eine Implementation der Hierarchical Partitioning Methode im Statistikpaket – R.

Die Entscheidung für den AIC-Wert begründet sich zum einen auf der Verfügbarkeit, zum anderen in der reichhaltigen Literatur zu der Methode (Hennig 2004, Reineking & Schröder 2004b, Burnham & Anderson 2004). Die Deutung der AIC-Werte und der damit selektierten Variablen konnte jedoch nicht für alle Modelle nachvollzogen werden. So bestanden einige Modelle nur aus Klimavariablen, obwohl aus der Literatur bekannt war, dass es sich um kalkliebende Pflanzen handelte, die der Erwartung gemäß also auch auf geologische Variablen reagieren sollte. Wiederum andere Modelle beinhalteten überhaupt keine Variablen. Diese Sachlage lässt sich meist mit einer ungenügenden Datenlage begründen. Ein Zusammenhang zwischen Umweltvariablen und einer Art kann nur dann aufgezeigt werden,

wenn die Annahme zutrifft, dass sämtliche die Verbreitung der Art erklärenden Variablen erfasst und hinreichend in eine digitale Form umgesetzt wurden.

6.1.5.3 Methoden der Modellevaluierung

Die Modellevaluierung gestaltete sich hinsichtlich der Wahl der Gütemaße insofern schwierig, da es auch hier eine große Auswahl gibt, welche die Entscheidung erschwerte. Es wurden schließlich mehrere Methoden herangezogen, um die Modelle zu interpretieren, was durchaus möglich ist, aber die Interpretation nicht erleichtert. Die Wahl einer internen Validierung wird für kleinere Datensätze gegenüber einer externen Validierung (also dem Splitten der Datensätze in Test- und Trainingsdaten) empfohlen (Schröder & Reineking 2004). Steyerberg, et al. (2001) zeigen in ihrer Studie auf das für logistische Regressionsmodelle Bootstrappingverfahren weitaus bessere Ergebnisse als Data-Splitting-Verfahren oder Kreuzvalidierungstechniken erzielen. Es existieren auch hier diverse Varianten des Bootstrapping, wobei das in dieser Arbeit verwendete Simple-Bootstrappingverfahren als ausreichend angesehen werden kann (Schröder & Reineking 2004, pers. Mittl. B. Schröder).

Die Interpretation der Modelle anhand des Cohens-Kappa Index ist ein übliches Verfahren und wird häufig in der Literatur bei Habitatmodellen verwendet (Monserud & Leemans, 1992, Guisan & Zimmermann 2000, Reineking & Schröder, 2004c). Es kann aufgrund der Korrektur der Prävalenz als das sicherste Gütemaß angesehen werden. Die Diskussion der Ergebnisse (Kap. 6.3) wird dieses verdeutlichen. Die Wahl der Klassifikationsmatrix begründet sich zum einen durch die anschauliche Darstellung der Ergebnisse, welche auf einen Blick ersichtlich werden, zum anderen durch die Vergleichbarkeit mit anderen Klassifikationsmatrizen sowie den daraus abgeleiteten Werten Sensitivität, Spezifität und Anteil korrekter Klassifikationen.

Reineking & Schröder (2004b) schlagen als Kalibrierungsmaße die Kalibrierungsgerade und R^2 nach Nagelkerke vor. Von diesen hier ebenfalls verwendeten Methoden stellte sich die Darstellung der Kalibrierungskurve als hilfreiches Mittel bei der Interpretation der Stärken und Schwächen eines Modells heraus (siehe Kap.5). Der R^2_N ist ein noch nicht sehr weitverbreitetes Gütemaß wie das Bestimmtheitsmaß R der linearen Regression. Dies hängt nach Reineking & Schröder (2004c) mit dem Fehlen einer graphischen

Darstellungsmöglichkeit der Übereinstimmung der Vorhersagen und Beobachtungen für das R^2N zusammen.

6.1.6 Zusammenfassung der Methodendiskussion

Die während dieser Arbeiten verwendeten Methoden erbringen die bei einem vertretbaren Aufwand bestmögliche Leistung. Die Methodik ist bewusst einfach gehalten worden, da eine komplexere Analyse mehr Aufwand und somit auch mehr Zeit kosten würde, als für den Rahmen dieser Arbeit vorhergesehen war. Nichtsdestoweniger wurde ein sehr umfassendes Spektrum an Methoden eingesetzt, von Vegetationsklassifizierungstechniken über multivariate Analysen und Datenverarbeitung und Geographische Informations-Systeme bis hin zu vielschichtigeren statistischen Modellen und deren Evaluierung. Der Geländeaufenthalt rundet das Methodenspektrum schließlich ab und zeigt die methodischen Aspekte, die es bei der Datenerhebung zu beachten gilt. Somit wurde ein strenger Anspruch an Modellierungsverfahren (siehe Kap.2) über die verschiedenen Phasen der Modellbildung hinweg eingehalten.

6.2 *Diskussion der Habitatmodelle*

„Bilden die Modelle die Realität ab?“ oder „Ist das Modell ‚richtig‘?“ Diese Fragen werden bei der Betrachtung von Verbreitungskarten wohl am häufigsten gestellt, stellen sie doch das Ergebnis als solches in Frage. George Box hatte einst famosen Satz hervorgebracht: „All models are wrong but some are more useful“ (Anderson & Burnham 2004). Alle Modelle sind zwangsläufig verkehrt, denn sie können (und sollen) die Realität per Definition nicht perfekt abbilden, da ein Modell eine Abstraktion der Wirklichkeit darstellt. Dennoch kann von ihnen fordern, die Realität möglichst realistisch abzubilden. Die Unterschiede, die sich in den Modellen zeigen, können einerseits anhand der statistischen Gütemaße beurteilt werden, andererseits aber auch durch die Interpretation eines Modelles hinsichtlich seiner Glaubwürdigkeit und Anwendbarkeit (Guisan & Zimmermann 2000). Anhand dieser Kriteriengruppen lassen sich die Modelle hinsichtlich ihrer Eignung als aussagekräftige Verbreitungskarten beurteilen. Der Aspekt der Anwendbarkeit ist in dieser Arbeit jedoch nur für das Untersuchungsgebiet relevant, da eine direkte Übertragung auf andere Arbeitsgebiete nicht Ziel der Modellierung war.

Eine Einteilung der Modelle in Gruppen nach bestimmten Kriterien ist daher naheliegend. So unterscheiden sie sich hinsichtlich ihrer Nachvollziehbarkeit, also daran gemessen, ob die Erfahrungen aus dem Feld und der Literatur mit der vorhergesagten Verbreitungskarte weitgehend übereinstimmen. Sie unterscheiden sich aber auch in ihrer statistischen Aussagekraft, gemessen an statistischen Gütemaßen. Sind die Werte zu niedrig und nicht mehr als aussagekräftig zu bewerten, oder zeigen sie ein statistisch gesehen gut abgesichertes Modell?

Die entwickelten Habitatmodelle lassen sich wie folgt klassifizieren:

- Nachvollziehbare und statistisch gut abgesicherte Modelle
 - *Alyssum spinosum*
 - *Artemisia herba-alba*
 - *Erinacea anthyllis*
 - *Eruca pinnatifida*
 - *Hammada scoparia*
 - *Ormenis scariosa*
 - *Stipa capensis*
 - *Oromediterrane Dornpolstergesellschaften (OROMED)*
 - *Saharische Halbwüstengesellschaften (SAHARA)*
- Nachvollziehbare aber statistisch schlecht abgesicherte Modelle
 - *Adenocarpus bacquei*
 - *Artemisia negrei*
 - *Genista scorpius*
 - *Irano-turanische Steppengesellschaften (IRANO)*
 - *Mediterrane Macchien (MACCHIE)*
- Nicht oder schlecht nachvollziehbare aber statistisch gut abgesicherte Modelle
 - *Stipa tenacissima*
- Nicht oder schlecht nachvollziehbare und statistisch schlecht abgesicherte Modelle
 - *Artemisia mesatlantica*
 - *Launaea acanthoclada*
 - *Thymus satureioides*

6.2.1 Nachvollziehbare und statistisch gut abgesicherte Modelle

Die hier dargestellten Modelle sind allesamt nachvollziehbar, wie auch statistisch als abgesichert zu betrachten. Was sind aber die Belege für die guten Modellergebnisse? Betrachtet man die Häufigkeit des jeweiligen Vorkommens der Arten (Tab.22), so lässt sich feststellen, dass die Anzahl der Vorkommen zwischen 26 und 222 stark variieren. Ein Vergleich der Cohens-Kappa Werte zeigt, dass die Modelle zwischen 0.60 und 0.92 liegen, also zwischen „gut“ und „exzellent“ (nach Monserud & Leemans, 1992). Auch die AUC Werte von 0.89 – 0.99 weisen einen Mittelwert von 0.96 auf, sind also ebenfalls ausgezeichnete Werte. Betrachten wir nun einige Arten näher, um die Charakteristika der Modelle besser deuten zu können.

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
A.herba-alba	222	182	0.84	0.91	0.75	0.67	0.57	0.89
A.spinosum	71	333	0.92	0.75	0.96	0.71	0.69	0.96
E.anthyllis	29	379	0.96	0.52	0.99	0.60	0.65	0.99
E.pinnatifida	32	372	0.95	0.59	0.98	0.64	0.61	0.97
H.scoparia	26	378	0.97	0.73	0.98	0.73	0.66	0.98
O.scariosa	43	361	0.94	0.60	0.98	0.64	0.49	0.92
S.capensis	56	348	0.92	0.63	0.96	0.63	0.58	0.94
OROMED	119	28	0.97	0.94	0.98	0.92	0.87	0.99
SAHARA	68	336	0.96	0.85	0.99	0.86	0.83	0.99
Mittelwerte	74	302	0.94	0.72	0.95	0.71	0.66	0.96

Tab. 22 Gütemaße für Modellgruppe I

Eine modellierte Art mit einer sehr hohen Anzahl an Vorkommen ist die in den iranotur-anischen Steppengesellschaften dominierende Art *Artemisia herba-alba* (222 Vorkommen). Ein Blick auf Tabelle 21 zeigt uns, dass sie die einzige Art ist, bei der die Sensitivität die Spezifität übersteigt. Es werden mehr richtige Vorhersagen für ein Vorkommen getroffen als für ein Nichtvorkommen. Die Präsenzen und Absenzen sind ungefähr im Gleichgewicht, so dass keine Prävalenz vorliegt. Alle anderen Arten weisen deutlich mehr Absenzen auf, was sich in einer stets höheren Spezifität ausdrückt. Reineking & Schröder (2004b) weisen auf die Problematik der Prävalenz bei der Interpretation der Fehlerrate hin und empfehlen daher den Cohens-Kappa als Prävalenz-korrigiertes Gütemaß. Mit 0.67, ist dieser immer noch als „gut“ zu bezeichnen.

Eine hohe Anzahl der Vorkommen ist aber kein Garant für eine erfolgreiche Modellierung. Andere Arten mit eben so hohen Vorkommen wie *Schismus barbatus* oder *Carlina brachylepis* konnten nicht modelliert werden. Diese Arten zeigen zwar ebenfalls eine hohe

Stetigkeit in den Aufnahmen (*C. brachylepis* kam in 278 Aufnahmen vor), zeigen jedoch keinerlei Habitatpräferenzen an. Die beiden Arten findet man durchgehend vom Nordrand der Sahara bis in die Bereiche von 2500 Meter an den Hängen des Hohen Atlas. Die Verbreitung von *C. brachylepis* lässt sich sogar noch bis in die Dornpolsterstufe hinauf verfolgen. Offenbar wurden die arealbestimmenden Umweltfaktoren für diese Arten nicht identifiziert bzw. in die Analyse aufgenommen.

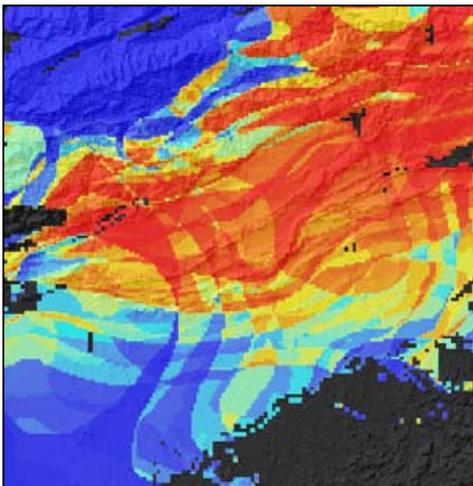


Abb. 47 Habitatmodell *A. herba-alba*

Betrachtet man die Verbreitungskarte von *Artemisia herba-alba* (Abb.46), so zeigt diese zwar ebenfalls eine weite Streuung im Gebiet, dennoch lässt sie sich mit den Angaben aus der Literatur in Einklang bringen. Benabid (2000) und Le Houérou (2001) sowie Quezel (1952) weisen auf die Zugehörigkeit zu den semiariden Steppen hin und den damit verbundenen Übergangscharakter der Art zwischen verschiedenen bioklimatischen Zonen. Die eigenen

Beobachtungen stellen *A. herba-alba* für den Bereich des Arbeitsgebietes in die bioklimatischen Zonen

„aride-froid (Station Taoujgalt) - semi-aride-frais (Station Amesker)“. Zillbach (1984) weist auf Randbereiche der Vorkommen im Becken von Ouarzazate hin. Hier treten sie nach eigener Beobachtung weniger stark deckend auf und bilden mit den saharischen Elementen die Vegetationseinheit III. Diese Randbereiche werden von dem Modell mit geringerer Wahrscheinlichkeit für die Beckenlagen vorhergesagt (Vorkommenswahrscheinlichkeit 70 %).

Die anderen Arten, die eine gute Modellierung erlauben, weisen deutlich weniger Vorkommen auf, zeigen aber eine stärkere Bevorzugung spezieller Umweltfaktoren. *Eruca pinnatifida* und *Ormenis scariosa* sind gute Beispiele für eng an die geologischen Verhältnisse gebundene Arten. Die Beobachtungen im Gelände deuteten bereits auf einen Zusammenhang zwischen Substratspezifität und Vorkommen der Arten hin. Abb.48 zeigt die Verbreitungskarte von *E. pinnatifida* und dazu einen Eindruck aus dem Gelände. Sie zeigt ein Vorkommen in den Tälern der Südatlaszone an, wo sie sich auf die geologische Einheit ESC (Eocène supérieur continentale) beschränkt. *E. pinnatifida* stellt in feuchten Jahren die dominierende Art in diesem Gebiet dar. Betrachtet man die vom Modell selektierten

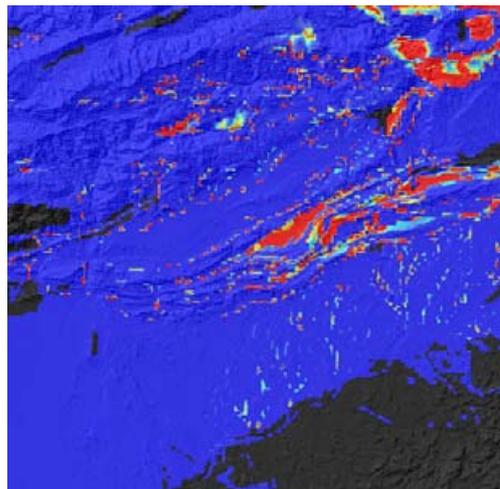


Abb. 48 Südatlaszone auf.. eozänen Sandsteinen gedeiht die Brassicaceae *Eruca pinnatifida*. Im Habitatmodelle rechts sind diese Bereiche als rot ausgewiesen

Variablen (siehe Anhang S.XX) sind sämtliche Parameter des geologischen Datensatzes als hochsignifikant aufgeführt, was die Annahme einer engen Bindung an die geologischen Verhältnisse unterstützt. Die für *E. pinnatifida* im Nordosten der Verbreitungskarte vorhergesagten Vorkommen können jedoch nicht verifiziert werden, da dort weder Aufnahmen durchgeführt wurden, noch eine Besichtigung des Geländes erfolgte. Bei dieser Art leidet die Vorhersagegüte unter der Prävalenz der Nichtvorkommen. Die Werte für Sensitivität 59 %, Spezifität 98 % und die 95 % Fehlerrate deuten auf ein Modell hin, das gute Vorhersagen für Nichtvorkommen aufzeigt. Die starke Abhängigkeit von einer einzelnen Faktorgruppe, hier der geologischen, lässt das Modell durch die Übereinstimmung mit der beobachteten Realität als glaubwürdig erscheinen.

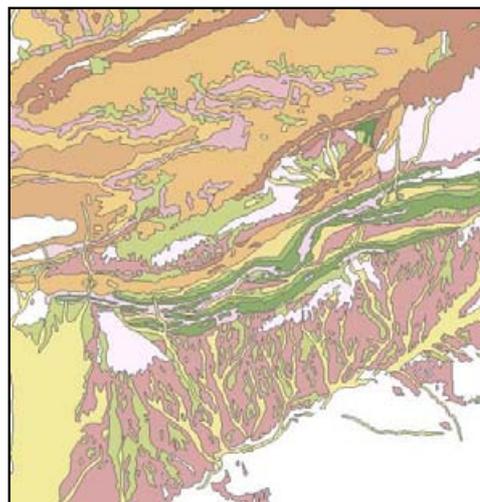
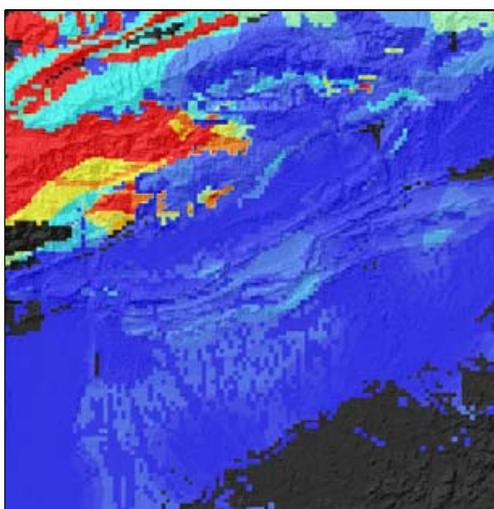


Abb. 49 Das Habitatmodell für *Ormenis scariosa* zeigt ein sehr gute Korrelation zu den silikatreichen höher gelegenen Gesteinen im Nordosten des Gebietes. Verdeutlicht durch die digitalen Geo.Karte

Die für *Ormenis scariosa* modellierte Verbreitungskarte (Abb.48) zeigt Vorkommen nur im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets an. Hier stehen zum größten Teil silikatreiche Sand- und Tonsteine an. Kalkhaltige Gesteine scheint *Ormenis scariosa* zu meiden. Die Variablenselektion gibt auch hier die geologischen Variablen PH und KALK mit hoher Signifikanz wieder. Nach Benabid (2000) findet sich die Art in der bioklimatischen Zone der subhumiden und semi-ariden Gebirgssteppen zwischen 2.200 m und 2.700 m Höhe wieder. Quezel (1952) beschreibt die Pflanze als Verbandscharakterart für den Verband des *Ormenion scariosae*, welcher für die Übergangsbereiche der semi-ariden bis subhumiden Bioklimate an den Gebirgshängen des Hohen Atlas in der Höhe von 2.300 m -2.800 m charakteristisch ist. Quezel beschrieb für diese Art eine Einschränkung der Vorkommen auf Vulkaniten und silikatreichen Gesteinen. Die beobachteten Vorkommen der Art beschränken sich im Arbeitsgebiet tatsächlich nur auf den ausgewiesenen Bereich im Nordwesten, so dass dieses Modell einerseits glaubwürdig erscheint und durch die Literatur belegt werden kann.

Weitere gut modellierbare Arten sind die, welche sich in Extrembereichen des Untersuchungsgebiets aufhalten und meist nur sehr geringe Vorkommen aufweisen, wie z.B. die saharischen Elemente der Halbwüstengesellschaften *Hammada scoparia* und *Stipa capensis* oder aus den oromediterranen Gesellschaften die Dornpolsterarten *Alyssum spinosum* und *Erinacea anthyllis*. Die Art *Hammada scoparia* zeigt 26 Vorkommen in den gesamten Aufnahmen auf (Abb.49) und beschränkt sich deutlich auf bestimmte Bereiche des Arbeitsgebietes, nämlich die mit geringster Höhe (Vorkommen nur im Beckenbereich), auf bestimmten geologischen Einheiten (GEO, PH) und in niederschlagsarmen Gebieten (RMEAN_AU). Das Modell sagt 19 von 26 Vorkommen korrekt vorher und nur 7 falsch als Nichtvorkommen vorher. Betrachtet man die Werte der Klassifikationsmatrix, so ist der Wert für Sensitivität mit 73 % höher als die Werte von *E. pinnatifida*, obwohl letztere fast doppelt so viele Vorkommen aufweist.

Arten, die eine hohe Stetigkeit zu bestimmten Faktoren aufweisen, lassen sich trotz geringer Vorkommen relativ sicher vorhersagen. Das folgende Beispiel soll dies weiter verdeutlichen. *E. anthyllis* weist ebenfalls nur eine geringe Anzahl von 29 Vorkommen auf. Auch diese Art befindet sich in einem Extrembereich, d.h. an einem Ende eines bzw. mehrerer Gradienten. Vergleicht man die Karten der beiden Arten sowie deren Werte, so wird deutlich, dass die beiden Arten sich nur in ihrer Sensitivität (*E. anthyllis* 53 % / *H. scoparia* 73 %) und dem damit verbundenen Kappa-Wert (*E. anthyllis* 0.60 / *H. scoparia* 0,73) unterscheiden. Ein

Vergleich mit der Literatur (Benabid 2000, Quezel 1952) und den Beobachtungen während der Geländearbeit zeigt für beide Arten eine sehr gute Übereinstimmung auf.

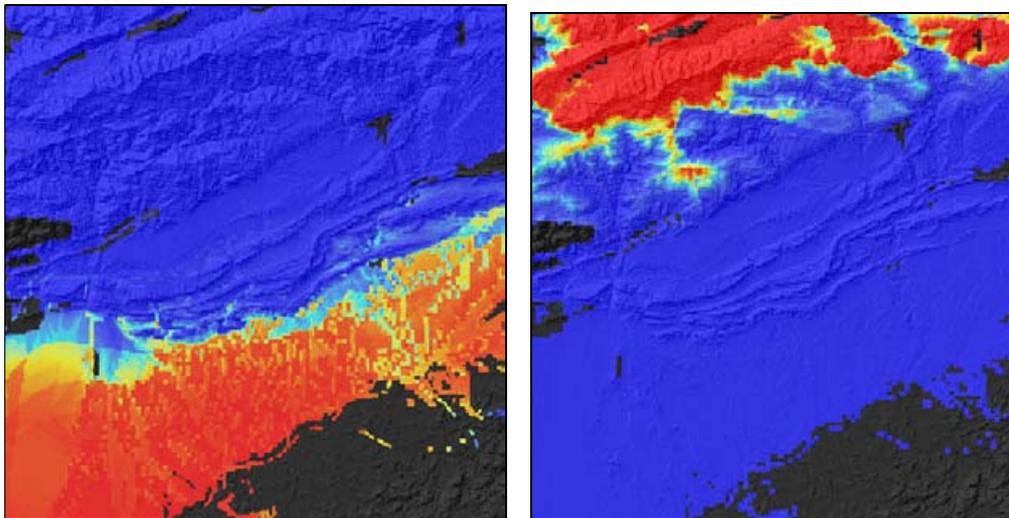


Abb. 50 Habitat modelle für *Hammada scoparia* (links) und *Erinaceae anthyllis*

Betrachtet man die modellierten Vegetationseinheiten, so fallen auch hier nur die Einheiten der Extrembereiche unter die realistischen und statistisch gut abgesicherten Modelle. Stellt man die beiden Vegetationseinheiten einander gegenüber, so zeigt sich die deutliche Gegensätzlichkeit der beiden Zonen. Die oromediterrane Zone (Oromed) beschränkt sich auf die semi-ariden bis subhumiden Höhenlagen des Jbel Mgouns, die saharischen Halbwüstengesellschaften hingegen finden sich im Süden des Gebietes in den ariden Bioklimaten des Beckenbereiches. In Abb.50 werden die Bereiche der vorhergesagten

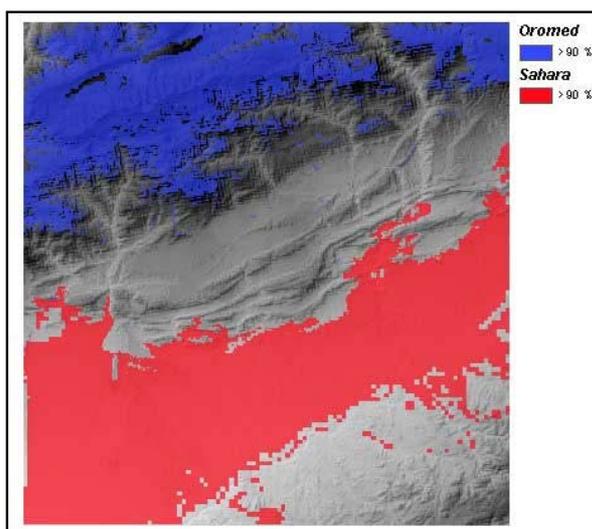


Abb. 51 Vegetationseinheit Oromed und Sahara
Darstellung nur von Vorkommen > 90 %
Wahrscheinlichkeit

Vegetationszonen mit einer Wahrscheinlichkeit größer 90 % wiedergegeben. Man erkennt einen dazwischenliegenden nicht blau oder rot gefärbten Bereich. Wie wir noch sehen werden, findet sich hier die semi-aride Steppenzone mit den iranoturanischen *Artemisia*-Steppen und den degradierten Macchienbereichen wieder. Bei Betrachtung der Gütemaße für die Vegetationseinheiten fällt auf, dass diese weitaus besser ausfallen, als für die Habitatmodelle der einzelnen Arten. Dies

begründet sich vor allem auf der Tatsache, dass Einzelarten durchaus an potentiell geeigneten Standorten fehlen können und so nicht in den Vegetationsaufnahmen auftreten. Vegetationseinheiten fallen trotzdem in die jeweilige Einheit, da sie auf der Kombination von Arten gründet. Die oromediterrane Zone weist ein R^2 von 0.87 und ein Cohens-Kappa von 0.92 auf. Die Werte der Klassifikationsmatrix zeigen für die Dornpolstervegetation eine sehr hohe Sensitivität (92 %) und eine ebenfalls hohe Spezifität an (98 %). Das Modell der saharischen Zone weist nur eine Sensitivität von 85 % und einen Kappa-Wert von 0.86 auf. Wie lässt sich das erklären? Betrachtet man die schematische Darstellung der Vegetationsklassifizierung aus Kapitel 5 (Abb..35, siehe auch die Stetigkeitstabelle im Anhang), so zeigt sich, dass durchaus mehrere Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den ersten drei Vegetationseinheiten haben, noch mit geringer Stetigkeit in den Einheiten IV – VI auftreten. Die Arten der oromediterranen Dornpolstergesellschaften treten hingegen nur in einem geringem Ausmaß in der tiefer gelegenen Einheit VI auf.

6.2.2 Nachvollziehbare aber statistisch schlecht abgesicherte Modelle

Die zweite Gruppe der Modelle sind diejenigen, bei denen die Verbreitungskarte durchaus den Beobachtungen wie auch der Literatur entspricht, aber die Gütwerte ein schlechtes Modell anzeigen. Betrachtet man die Kappa-Werte der Modelle so liegen sie zwischen 0.37 (poor) und 0,45 (fair) für die Artmodelle und zwischen 0,51 (ausreichend) bis 0,65 (gut) für die Modelle der Vegetationseinheiten der irano-turanischen Steppen und der mediterranen Macchien. Man könnte jetzt einwenden, dass die Werte für die Vegetationseinheiten ausreichend gut sind, doch bei einem Vergleich der Kappa-Werte mit denen der anderen Vegetationseinheiten (Oromed 0,92; Sahara 0,86) zeigt sich, dass diese deutlich niedriger sind. Die AUC-Werte liegen alle zwischen 0,85 – 0.91. Laut Reineking & Schröder (2004c) ist dies noch immer ein sehr gutes Maß. Ein Blick auf die Sensitivitäten der Artmodelle zeigt den Grund für die geringen Gütemaße, keines erreicht mehr als 42 %. Betrachten wir nun ein Beispiel etwas genauer.

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
A.bacquei	58	346	0.88	0.31	0.98	0.37	0.43	0.90
A.negrei	60	344	0.87	0.33	0.96	0.36	0.44	0.91
G.scorpius	78	326	0.86	0.42	0.96	0.45	0.39	0.85
IRANO_TURANO	120	284	0.86	0.72	0.92	0.65	0.55	0.90
MACCHIE	91	313	0.84	0.55	0.93	0.51	0.41	0.88
Mittelwerte	81	323	0.86	0.47	0.95	0.47	0.44	0.89

Tab. 23 Gütemaße für Modellgruppe II

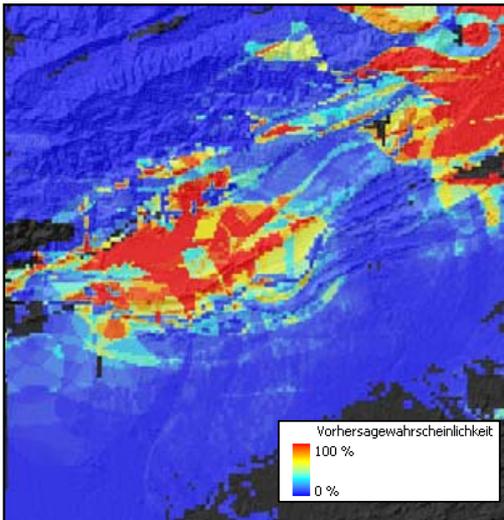


Abb. 52 Habitatmodell für *A.bacquei*

Der Nanophanerophyt *Adenocarpus bacquei* aus der Familie der Fabaceae findet sich im Untersuchungsgebiet nur in wenigen Bereichen, dort jedoch meist mit hoher Deckung wieder. Aus den Beobachtungen während des Feldaufenthaltes lässt sich das Areal der Art wie folgt beschreiben. *Adenocarpus* zeigt ein Vorkommen hauptsächlich im Bereich der Hochebenen und dem Nordrand der Südatlantidenzone zwischen 1700 m und 2100 m und bevorzugt kalkreiche nordwärts gerichtete Hanglagen sowie wasserspeichernde Substrate mit einem ausreichenden Porenvolumen. Benabid

(2000) beschreibt ihn als Art der Steppenzonen der kalkhaltigen Gebirgsregionen zwischen 1500 m und 2000 m. Quezel (1952) führt ihn als Assoziationscharakterart für das *Adenocarpo-Buxetum* auf, welches eine ähnliche Verbreitung wie die Beschreibung nach Benabid aufweist. Der etwa 1,5 m hohe Busch wird von der Bevölkerung als Brennholz stark genutzt, was sich in einer hohen Individuendichte in siedlungsarmen Bereichen (westliches Arbeitsgebiet) und einem fast hundertprozentigen Nichtvorkommen nahe den Siedlungen (östliches Arbeitsgebiet) bemerkbar macht (El Moudden 2004).

Das Habitatmodell spiegelt diese Beobachtungen relativ gut wieder. Die Vorhersagebereiche der Vorkommen auf der Karte liegen in den Gebieten, in dem auch tatsächlich die Vorkommen beobachtet werden konnten. Selbst im östlichen Teil der Karte, fernab der Siedlungen, wird ein Vorkommen vorhergesagt, was ebenfalls beobachtet wurde (persl. Mittl. El Moudden). Nur einige Bereiche mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 70 % (auf der Karte gelb dargestellt) fallen in Lagen die eindeutig nicht zutreffen, wie etwa die kleinen Bereiche auf 2800 m im Norden und die Gebiete in den saharischen Bereichen des Beckens von Ouarzazate. Die blauen Bereiche mit einer hohen Nichtvorkommenswahrscheinlichkeit (Vorkommenswahrscheinlichkeit <50 %) zeigen gut die Grenzen der Vorkommen auf. So wird die Art nicht in die obersten Höhenlagen der Gebirgsketten und nicht für das Becken von Ouarzazate vorhergesagt. Auch die Siedlungsbereiche werden wie erwartet ausgespart.

Die statistischen Gütemaße des Habitatmodells für *Adenocarpus bacquei* sind mit einem Cohens-Kappa Wert von 0.37 (=schlecht) und einem R^2_N mit 43 % angegeben (Tab.23).

Letzterer zeigt an, dass dieses Modell nicht einmal jedes zweite Vorkommen korrekt vorhersagt. Der AUC-Wert von 0.90 (= exzellent) verwundert daher, ist er doch im Vergleich zu den anderen Kennzahlen scheinbar übertrieben hoch. Dem ist aber nicht so. Das Modell ist exzellent in der Lage Nichtvorkommen vorherzusagen, was sich bei Betrachtung der Klassifikationsmatrix in einem Spezifitätswert von 97 % wiederfindet. Die Sensitivität, also die Fähigkeit Vorkommen korrekt vorherzusagen, ist mit 31 % jedoch eindeutig zu niedrig. Die Fehlerrate ist mit 88 % korrekten Prognosen auch nur bedingt ausreichend. Was ist der Grund für die schlechten Sensitivitätswerte? Die Begründung findet sich in der Wahl des Schwellenwertes für die Klassifikationsmatrix mit 0,5. Das Programm ROC_AUC von Schröder (2003) erlaubt den Vergleich von mehreren Matrizen verschiedener Schwellenwerte. So zeigt eine Matrix mit P_{fair} ¹² einen Sensitivitätswert von 0,83 und einen Kappa-Wert von 0,47 auf und eine Matrix mit P_{kappa} einen Sensitivitätswert von 0,76 und Kappa-Wert mit 0,58.

Wie Reineking & Schröder (2004c) anmerken, ist 0,5 als Schwellenwert durchaus brauchbar, kann aber unter Umständen in die Irre führen, wie das Beispiel von *Adenocarpus bacquei* zeigt. Die Betrachtung mehrerer Schwellenwerte bei einem nachvollziehbaren, aber statistisch mangelhaft abgesicherten Modell kann durchaus nützlich sein. Zur Erinnerung: der schwellenwertunabhängige AUC-Wert zeigte bereits ein gutes Modell an.

Dieselben Sichtweisen sollten auch für sämtliche andere Modelle in dieser Gruppe gelten. Ein Betrachten anderer Schwellenwerte hilft den gut nachvollziehbaren Modellen aus ihrer statistischen Mangelhaftigkeit. So erreichen die Modelle durch das Verwenden der anderen Schwellenwerte in den meisten Fällen eine höhere Bewertungsklasse (Tab.23):

	<i>P_{kappa}</i>	<i>P_{fair}</i>	<i>P_{0,5}</i>
<i>A.bacquei</i>	0,55	0,47	0.37
<i>A.negrei</i>	0,60	0,48	0.36
<i>G.scorpius</i>	0,53	0,46	0.45
<i>IRANO</i>	0,65	0,61	0.65
<i>MACCHIE</i>	0,57	0,54	0.51

Tab. 24 Vergleich der Kappa-Werte bei verschiedenen Schwellenwerten

¹² Für die Schwellenwerte P_{fair} & P_{kappa} siehe Schröder und Richter (1999)

Was aber, wenn tatsächlich die gute Nachvollziehbarkeit des Modells den statistisch mangelhaften Gütemaßen gegenübersteht?. Die Entscheidung der Brauchbarkeit des Modells richtet sich dann nach der Fragestellung. Wie genau und für welchen Zweck möchte man das Modell später einsetzen? Wenn es ausreicht, eine Hypothese zu dem generellen Verbreitungsraum der Art zu erstellen, um diese mit anderen Arten zu vergleichen, sollte man nur die Bereiche betrachten, die eine Wahrscheinlichkeit >90 % haben. Über das GIS lässt sich eine Selektion dieser Bereiche sehr leicht vornehmen. Ist ein statistisch perfektes Modell gefragt, oder soll die Verbreitung sehr präzise sein, muss ein anderes Modell gesucht werden und eventuell auf andere Modelliermethoden (z.B. GAM statt GLM) ausgewichen werden. Ausschlaggebend für ein gutes Modell sind aber auch immer gute Daten. Eine Verbesserung der Datenlage oder eine Korrektur der vorhandenen sollte ebenfalls in Erwägung gezogen werden.

6.2.3 Schlecht nachvollziehbare aber statistisch glaubwürdige Modelle

Die dritte Gruppe weist nur ein Modell auf. Die Tabelle 25 zeigt die Gütemaße für das Horstgras *Stipa tenacissima*. Der Cohens-Kappa zeigt ein gutes Modell an, wie auch der AUC. Das R^2 zeigt, dass 50 % der Vorkommen richtig klassifiziert wurden, was bei einem Blick auf die Verbreitungskarte auch nachvollziehbar ist.

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
S.tenacissima	52	352	0.93	0.58	0.98	0.64	0.49	0.92

Tab. 25 Gütemaße für Modellgruppe III

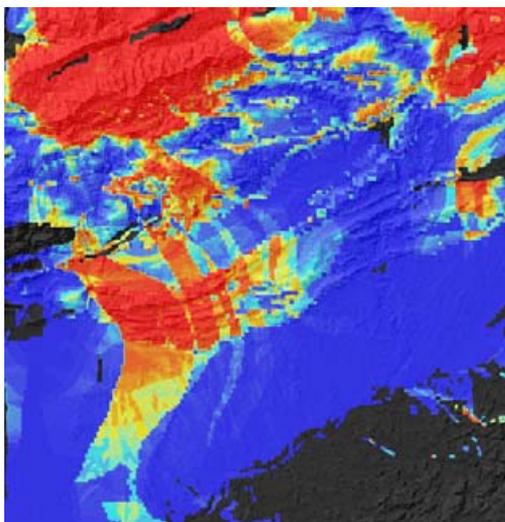


Abb. 53 Habitatmodell für *Stipa tenacissima*

Das in der Literatur beschriebene Areal von *Stipa tenacissima* beschränkt sich in ganz Marokko nur noch auf die weniger dicht besiedelten Gebiete östliche von Er-Rachidia (Benabid 2000, Le Houerou 2001, Quezel 1952). Während der Geländearbeit konnte aber in den abgelegenen Tälern der Südatlaszone ein großes Vorkommen des Horstgrases entdeckt werden. Dieses zeigt sich sehr gut auf der aus dem Habitatmodell resultierende Karte. Es fällt aber auf, dass auch in den Hochgebirgslagen ein Vorkommen vorhergesagt wird. Selbst die Literatur aus frühen Jahren (Rauh 1952, Quezel 1952) weist für diese Art keine Vorkommen in den Höhenlagen >2200 m auf. Die Erklärung für dieses iritierende Muster lässt sich auf die Geländeaufnahmen zurückführen. Dort wurden Horstgräse gefunden, die eigentlich *Festuca*-Arten sind (*Festuca arundinacea*) und welche durchaus auf diesen Höhen noch wachsen und wohl mit *Stipa tenacissima* verwechselt wurden. Man darf daher annehmen, dass die Bereiche höher als 2200 m der Art *Festuca arundinacea* zuzuordnen sind. Ein gutes Beispiel für den Effekt der Verwechslungen von Pflanzen im Feld auf die Modelliererergebnisse. Die Gütemaße zeigten also durchaus ein gutes Modell an, jedoch für zwei verschiedene Arten.

6.2.4 Schlecht nachvollziehbare und statistisch fragliche Modelle

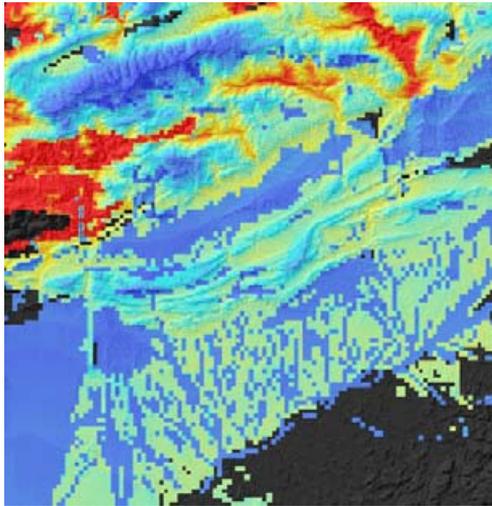
Die letzte Gruppe von Modellen zeigt durchweg schlechte Ergebnisse, die weder nachvollziehbar noch statistisch gut begründet sind (Tab.25)

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
A.mesatlantica	72	332	0.08	0.98	0.82	0.10	0.08	0.69
L.acanthoclada	64	340	0.86	0.17	0.98	0.23	0.20	0.80
T.satureijoides	84	320	0.84	0.45	0.94	0.45	0.35	0.86
Mittelwerte	73	331	0.59	0.54	0.92	0.26	0.21	0.78

Tab. 26 Gütemaße für Modellgruppe IV

Auch hier stellt sich die Frage, wie ein Modell bei einer ausreichend guten Datenlage solch niedrige Werte erreichen kann. *Artemisia mesatlantica* erhält gerade einmal einen Kappa-Wert von 0.1, was einem „sehr schlecht“ entspricht. Betrachtet man andere Schwellenwerte als $P_{0,5}$ übersteigt der Kappa-Wert gerade 2,0 und bleibt weiterhin „schlecht“. Ein Klassifizierungsfehler kann somit ausgeschlossen werden. Ein Blick auf die Verbreitungskarte der Art (Abb.54) zeigt geringe Flächen mit hoher Wahrscheinlichkeit (rote bis orange Flächen) und einen hohen Anteil an Bereichen mit unsicheren Vorhersagen (hellblaue und blassgelbe Bereiche). Was fehlt sind also Bereiche, die eindeutig als Nichtvorkommen aufgezeigt werden. Beachtet man die Sensitivitäts- und Spezifitätswerte, so fällt auf, dass das Modell hoch sensitiv ist, aber viel weniger spezifisch ist.

Die Begründung für das schlechte



Modell kann zum einen mit einer schlechten Variablenselektion, die eine genaue Trennung der Vor- und Nichtvorkommen erschwert, erfolgen. Es sollten weitere Versuche unternommen werden, um bessere Variablen zu finden, was einerseits eine andere Selektionsmethode oder andererseits andere Daten benötigt. Eine weitere Möglichkeit liegt in der in Kap.6.1.1.3 bereits angesprochenen schlechten Identifizierbarkeit von *Artemisia mesatlantica* und der damit verbundenen Verwechslung mit den anderen *Artemisia*-Arten.

Abb.54 Habitatmodell für *A. mesatlantica* Ein Prüfen dieser Hypothese ließe sich allerdings nur im Gelände selber überprüfen.

Auch bei den anderen Arten dieser Gruppe verändert ein anderer Schwellenwert wenig. Die Verbreitungskarten von *Launaea acanthoclada* (Abb.54) und *Thymus satureioides* zeigen die Vorkommen der Arten allesamt in der Nähe von Siedlungsbereichen im Osten an. Die sehr großen Bereiche mit mäßiger Vorkommenswahrscheinlichkeit und den deutlichen Artefakten der Klimavariablen, welche sich als Bandenmuster durch die Karte ziehen, machen die Karte schlecht interpretierbar. Für *Thymus* sind die Bereiche mit der hohen Vorkommenswahrscheinlichkeiten ganz im Süden und ganz im Norden der Karte sehr unglaubwürdig und sind weder mit den Beobachtungen noch mit der Literatur vergleichbar.

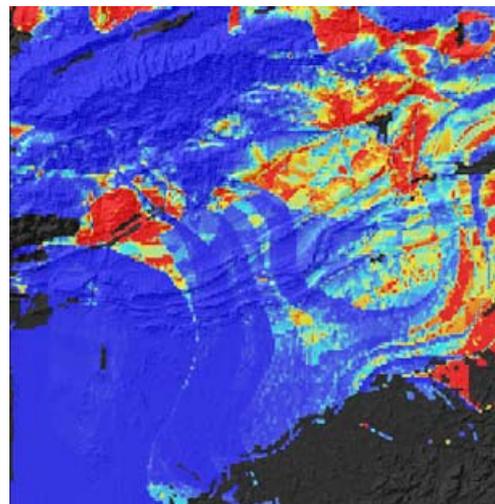
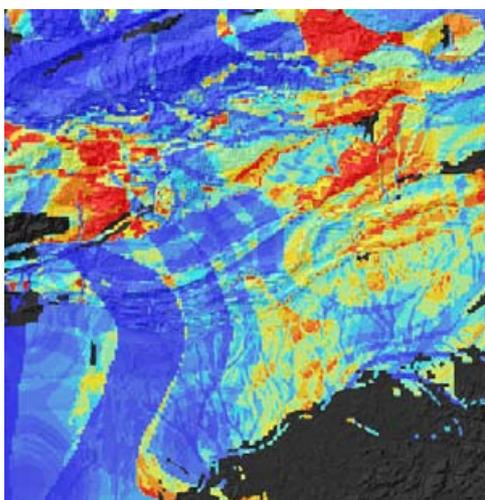


Abb. 54.2 Habitatmodelle für *Launaea* (links) und

***Thymus* (rechts)**

Ein Verwechslungseffekt mit anderen Arten kann hier ausgeschlossen werden, da beide Spezies eindeutig zu erkennen sind. Betrachtet man sich die Liste (Tab.25.2) der selektierten Variablen für beide Arten, so fällt folgendes auf. Beide Tabellen enthalten zu mehr als 50 % Variablen aus der Gruppe der Klimavariablen. Bei *Thymus* sind beinahe alle Klimavariablen in der Tabelle enthalten.

Diese Variablen wurden in ihrer Aussagekraft aufgrund ihrer Erstellung und Herkunft bereits mehrmals bemängelt. Um bessere Resultate zu erreichen, wäre es nötig, sowohl die Aussagekraft der Klimadaten zu erhöhen, wie auch die Methodik der Variablenselektion für diese Modelle anzugleichen.

	Coef	S.E.	P
Intercept	-38.96818	25.07643	0.1202
ALT	-0.005451	0.001591	0.0006
GEO	-0.500259	0.139693	0.0003
PH	0.33333	0.150985	0.0273
PV	-1.403908	0.771904	0.0689
HAERTE	-2.158252	0.700714	0.0021
TMIN_SP	-1.060365	0.273374	0.0001
TMIN_SU	0.514377	0.238916	0.0313
TMIN_AU	0.395828	0.218976	0.0707
TMAX_WI	3.765456	1.562844	0.016
TMAX_SP	-8.563296	1.912169	0
TMAX_SU	4.245366	1.692431	0.0121

	Coef	S.E.
Intercept	-7.91116	20.67165
GEO	-0.42581	0.12121
PH	0.24275	0.13978
HAERTE	-0.97508	0.34986
TMIN_WI	0.64043	0.25879
TMIN_SP	-0.41094	0.25667
TMIN_SU	0.3908	0.22187
TMAX_SP	-2.6709	1.10108
TMAX_SU	2.26708	1.16698
RMEAN_SP	-0.05542	0.03416
RMEAN_AU	0.12483	0.04141
VILLDEN	0.39933	0.19433

Tab.25.2 Selektierte Variablen für *Launaea* (links) und *Thymus* (rechts)

6.2.5 Zusammenfassung der Ergebnisdiskussion

Zuallererst sollte man diskutieren ob die Einteilung in die vorgenommenen Bewertungskategorien der Modelle seine Richtigkeit hat. Ein Vergleich der Mittelwerte der Gruppen soll Aufschluss darüber geben (Tab.26).

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
Mittelwerte Gruppe I	74	302	0.94	0.72	0.95	0.71	0.66	0.96
Mittelwerte Gruppe III	81	323	0.86	0.47	0.95	0.47	0.44	0.89
Mittelwerte Gruppe I	52	352	0.93	0.58	0.98	0.64	0.49	0.92
Mittelwerte Gruppe IV	73	331	0.59	0.54	0.92	0.26	0.21	0.78

Tab. 27 Vergleich der gemitteln Gütemaße für die Modellgruppen I - IV

Die Kappa-Werte geben die Einteilung recht gut wieder. Gruppe I und III zeigen Werte größer 0.6 auf, die Gruppen II und IV liegen darunter. Der relativ gute AUC-Wert (von etwa 0.9) der Gruppe II deutet hier schon auf ein Missverhältnis zwischen dem schlechten Kappa dem guten R^2 und dem AUC hin. Die Einteilung kann also als gelungen bezeichnet werden.

Betrachtet man die erste Gruppe der Modelle, so ergründen sich die statistisch guten Modellwerte zum einen Teil auf einer hohen Prävalenz (Überwiegen von Nichtvorkommen gegenüber den Vorkommen) und der damit verbundenen guten Vorhersagewahrscheinlichkeit für Nichtvorkommen. Spezialisierte Arten oder solche die in Extrembereichen entlang eines Gradienten vorkommen, können auch noch mit geringen Vorkommen nachgewiesen werden. Ottaviani et. al (2004) zeigen Validierungstechniken an Habitatmodellen auf, die ebenfalls nur mit einer geringen Anzahl von Präsenzen ($P < 20$) auskommen. Auch hier ist die eindeutige Beschränkung auf spezielle Habitate ausschlaggebend. Des Weiteren kann man nicht davon ausgehen, dass Arten, die ein hohes Vorkommen im Gesamtdatensatz haben, auch dann ein gutes Modell ergeben, wenn keine erkennbare Habitatpräferenz vorliegt (*Schismus barbatus* und *Carlina brachylepis*). Modelle, die eine nachvollziehbare Verteilung im Untersuchungsgebiet erlauben, jedoch minderwertige Gütemaße erhalten, müssen nicht sofort aufgegeben werden. Eine Betrachtung verschiedener Schwellenwerte erlaubt das von Reineking & Schröder (2004c) beschriebene Problem der Schwellenwerte zu erkennen und eventuell zu umgehen. Des Weiteren zeigen die Beispiele von *Stipa tenacissima* und *Artemisia mesatlantica*, dass Verwechslungen von Arten im Gelände sich auch deutlich in den Modellen niederschlagen. Die Gütemaße sowie ein Blick in das Feldbuch können hier hilfreich sein, um die Fehler der Modellierung aufzudecken. Letztendlich gibt es immer wieder Modelle von Arten, die in ganzer Linie unbefriedigend ausfallen. Sofern die Vergleiche der Variablen keine weitere Interpretationsmöglichkeiten zulassen oder die Schwellenwerte nichts an dem Ergebnis ändern können, sollten die Modelle gänzlich verworfen werden und über eine komplett neue Datenerhebung nachgedacht werden.

Eine kurze Betrachtung soll noch zu den modellierten Vegetationseinheiten folgen. Die Darstellung der Gütemaße (Tab.28) soll helfen, die Resultate noch einmal zusammenzufassen.

	P	A	% Corr	Sensitivität	Spezifität	Cohens-Kappa	R ²	AUC
OROMED	119	28	0.97	0.94	0.98	0.92	0.87	0.99
SAHARA	68	336	0.96	0.85	0.99	0.86	0.83	0.99
IRANO TURANO	120	284	0.86	0.72	0.92	0.65	0.55	0.90
MACCHIE	91	313	0.84	0.55	0.93	0.51	0.41	0.88

Tab. 28 Vergleich der Gütemaße allein für die Vegetationseinheiten.

Die Gütemaße lassen einzig die Einheit VI hinsichtlich der Sensitivität und dem etwa als ausreichend angegebenen Kappa-Wert weniger glaubwürdig erscheinen. Lässt sich dieses Begründen? Wirft man noch einmal einen Blick auf die schematische Darstellung der Vegetationseinheiten (Abb.35) in Kapitel 5, so zeigt sich, dass die Einheit bezogen auf die anderen relativ klein ist und zudem Arten aus allen anderen Bereichen aufweist. Die Heterogenität der Zone bedingt eine kompliziertere Vorhersage. Die Verbesserung der Güte durch Hinzunahme eines anderen Schwellenwertes (Pkappa 0,57) und der generellen Nachvollziehbarkeit rettet das Modell der Mediterranen Macchien. Betrachtet man die Habitatmodelle aller vier Vegetationseinheiten zusammen, so zeigt sich ein nahezu geschlossenes Bild (Abb.54). Der größte Teil des Arbeitsgebietes konnte erfolgreich einer Vegetationseinheit zugewiesen werden.

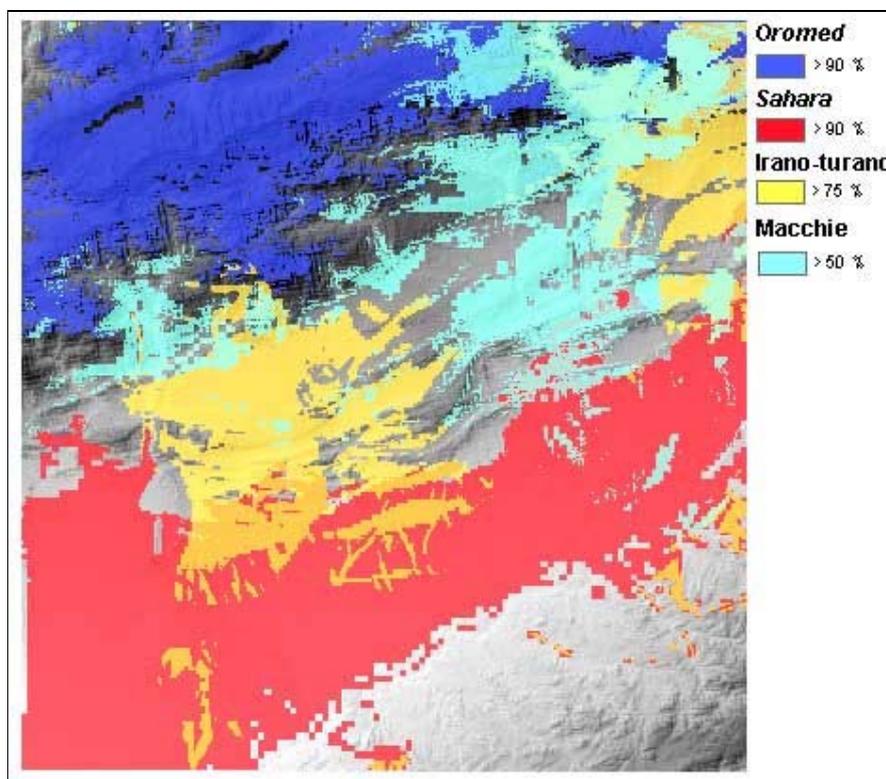


Abb. 55 Alle vier Modelle für die Vegetationseinheiten

7. Zusammenfassung

Zusammenfassend betrachtet ist diese Diplomarbeit als sehr erfolgreich zu bezeichnen. Die Probleme mit denen man im Gelände konfrontiert wurde, waren eher förderlich als hinderlich, ließen sich doch aus den Verwechslungen der Arten oder aus der Orientierungsproblematik viel Erfahrung gewinnen, was in dieser Arbeit dem Leser ebenfalls mitgeteilt werden sollte. Die Hindernisse bei der Analyse zwangen immer andere Möglichkeiten zu testen und zu probieren um die Probleme dann doch noch meistern zu können.

Betrachtet man noch einmal die Fragestellungen so lassen sich diese zufriedenstellend beantworten. Für die meisten Arten konnten die für die Verbreitung wichtigsten Variablen aufgezeigt werden. Manche Arten fanden sich durch sämtliche Validierungsmethoden belegt: statistisch, literarisch und aus der eigenen Beobachtung heraus. Dasselbe gilt für die herausgearbeiteten Vegetationseinheiten. Hier überraschte vor allem die Auftrennung der Steppenzone in zwei deutlich unterscheidbare Bereiche, den weniger gestörten Steppengürtel samt Reliktvegetation in Form der Halfgrassteppen, und den degradierten Macchien im Osten des Gebietes. Die Verbreitungsmuster der Arten und die Vegetationseinheiten ließen sich also aus einem Habitatmodell erfolgreich ableiten. Gleiches gilt für die Artenzusammensetzungen von Gesellschaften. Arten aus einer gleichen Vegetationseinheit, zeigten zum größten Teil identische bzw. bei einem Vergleich von Arten aus verschiedenen Einheiten eine deutlich verschiedenere Verbreitung auf.

Die Frage ob sich Habitatmodelle als Methode für die Vorhersage von Arten in Trockengebieten eignet, kann mit einer Einschränkung bejaht werden. Denn die Methodik der Habitatmodelle ist komplex sowie aufwendig, und daher mit vielen methodischen Fallstricken besetzt. Dennoch ist sie sehr vielversprechend, wie an den Ergebnissen dieser Arbeit zu erkennen ist. Man sollte aber stets selber in die Datenaufnahme involviert sein, um später eventuelle Probleme wieder erkennen zu können, und um Natur nicht nur am Computer zu erfahren.

Als letztes Schlusswort muss festgestellt werden, dass die Habitatmodellierung vor allem durch ihre Vielschichtigkeit und Komplexität eine faszinierende Methode darstellt, die in den kommenden Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit ($Kappa=0,90$ ☺) eine wichtige Rolle im Naturschutz, wie auch in der Forschung spielen wird.

Literaturverzeichnis:

- Akaike, Hirotugu. 1973.
"Information Theory as an Extension of the Maximum Likelihood Principle." Pp. 267-281, in
Second International Symposium on Information Theory, edited by B. N. Petrov and F. Csaki.
Budapest: Akademiai Kiado.
- Akaike, Hirotugu. 1974.
"A New Look at the Statistical Model Identification." IEEE Transactions on Automatic Control
AC-19:716-723.
- Atkinson, P.M. 1998.
Mapping Precipitation in Switzerland with Ordinary and Indicator Kriging. Journal of Geographic
Information and Decision Analysis, vol. 2, no. 2, pp. 65-76.
- Auclair, L. 1996.
L'appropriation communautaire des forêts dans le Haut Atlas marocain. Cah. Sci. hum. 32 (1) 1996:
177-194.
- Austin, M.P. 2002.
Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical
modelling. Ecological Modelling 157: 101-118.
- Bassi, M. 2003.
Habitat-Modelle in der Wildökologie. Masters. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft,
Universität für Bodenkultur, Wien
- Bauer, P., Burose, D.; Schulz, J. (2002).
Rain detection over land surfaces using passive microwave satellite data. Meteorologische
Zeitschrift, Vol. 11, No. 1, pp. 37-48.
- Beals, E.W., 1984.
Bray-Curtis Ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data.
Advances in Ecological Research. 14:1-55.
- Beers, T.W., Dress, P.E. & Wensel, L.C. 1966.
Aspect transformation in site productivity research. Journal of Forestry 64: 6-91.
- Benabid, A. 2000.
Flore et écosystèmes du Maroc : Évaluation et préservation de la biodiversité, Ibis Press, Paris 359
pp.
- Bender, R. & Benner, A. 2000.
Calculating ordinal regression models in sas and s-plus. Biometrical Journal, 42(6):677-699.
- Bonn, A. & Schröder, B. 2001.
Habitat models and their transfer for single and multi species groups: a case study of carabids in an
alluvial forest. Ecography, 24:483-496.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 2004.
Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. Colorado Cooperative Fish
and Wildlife Research Unit. SMR ms. of May 27, 2004.
- Cawsey, E.M., Austin, M.P. and Baker, B.L., 2002.

- Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. *Biodiversity and Conservation* 11: 2239–2274.
- Clarke, K.R. 1993.
Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Coughenor, M. 2000.
The SAVANNA Model: Providing Solutions for Wildlife Preservation and Human Development in East Africa and the Western United States. Future Harvest, Washington. www.futureharvest.org.
- Daget, P. 1977
Le Bioclimat Méditerranéen : Analyse des formes Climatiques par le système d'Emberger. *Vegetatio* Vol. 34, 2 :87-103.
- Dirnböck, T., Dullinger, S., Gottfried, M. Ginzler, C. & Grabherr, G. 2003.
Mapping alpine vegetation based on image analysis, topographic variables and Canonical Correspondence Analysis. *Applied Vegetation Science* 6:85-96.
- El Moudden, S. 2004.
Impact du prélèvement du bois de feu sur les parcours steppiques cas d'Ighil n'Mgoun, province de Ouarzazate. Mémoire du troisième cycle pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'Etat en Pastoralisme. IAV Hassan II. 138 pp.
- Emberger, L. (1971).
Travaux de botanique et d'écologie. Masson, Paris, 520 pp.
- ESRI, 2001.
Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI Cooperation. New York.
- Fennane, M. 1999.
Flore pratique du Maroc. Vol I, Rabat
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. 1997.
A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24:38–49.
- Finckh, M., Staudinger, M. (2002).
Mikro- und makroskalige Ansätze zu einer Vegetationsgliederung des Drâa-Einzugsgebietes (Südmarokko). *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 14, 81-92. Hannover.
- Fivaz, F., A. Lehmann, J.R. Leathwick, J.McC. Overton 2004.
GRASP for R uses generalized regression analyses to automate the production of spatial predictions. <http://www.r-project.org>, <http://www.cscf.ch/grasp>
- Forster, M. R. 2000.
"Key Concepts in Model Selection: Performance and Generalizability." 44:205-231. *Journal of Mathematical Psychology*.
- Franklin, J. 1995.
Predictive vegetation mapping: geographical modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Prog. Phys. Geogr.* 19: 474–499.
- Frey, W. & Löffler, R. 2004.

- Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. 2.Auflage. Spektrum Akademischer Verlag.
- Gauquelin, T., Bertaudiere, V., Montes, N., Badri, W. & Asmode, J.F. 1999.
Endangered stands of thuriferous juniper in the western Mediterranean basin: ecological status, conservation and management. *Biodiversity and Conservation* 8: 1479–1498.
- Gerstmeier, R. 1990.
Marokko: Landschaften, Tiere, Pflanzen, LB Naturreiseführer, Landbuch-Verlag, Hannover 128 pp.
- Guisan, A., Weiss, S. B. & Weiss, A. D. 1999.
GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*, 143(1):107–122.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000.
Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Guisan, A., Edwards, T.C., Hastie, T.Jr.. 2002.
Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling* 157:89-100.
- Hanley, J. A. & McNeil, B. J. 1982.
The meaning and use of the area under a ROC curve. *Radiology*, 143:29–36.
- Harrell, F. E., K. L. Lee, & D. B. Mark. 1996.
Multivariable prognostic models: Issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Stat. Med.* 15:361-387.
- Harrell, Frank E., J. 2001.
Regression Modeling Strategies with Applications to Linear Models, Logistic Regression, and Survival Analysis. Springer Series in Statistics. Springer, New York.
- Harvey, L.E. 1996.
Macroecological studies of species composition, habitat and biodiversity using GIS and canonical correspondence analysis. Proceedings of the Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling. January 21-25, 1996, Santa Fe, New Mexico, USA.
- Hasler, M. 1980:
Der Einfluss des Atlasgebirges auf das Klima Nordwestafrikas. *Geographica Bernensia* G11, Geographisches Institut der Universität Bern, 171 pp.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. 1990.
Generalized additive models. Monographs on Statistics and Applied Probability. Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim.
- Helfer, V., F. Métral, and A. Hirzel. 2000.
Construction de cartes d'habitat potentiel : Comparaison et évaluation de l'ENFA et du GLM à l'aide d'une espèce virtuelle : le Marsupilami. Certificate. University of Lausanne.
- Hennig, C. 2004a.
Modellwahl und Variablenselektion in der Statistik, Universität Hamburg <http://www.math.uni-hamburg.de/home/hennig/lehre/modelselect.html>.
- Heylighen F. (1993):
"Selection Criteria for the Evolution of Knowledge", in: Proc. 13th Int. Congress on Cybernetics (Association Internat. de Cybernétique, Namur), p. 524-528.

- Hirzel, A.H., Helfer, V., Métral, F., 2001.
Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*. 145: 111-121.
- Hirzel, A. & Guisan, A. 2002.
Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling? *Ecological Modelling*, 157(2-3):331–341.
- Hooker, J.D. & Ball, J. 1878.
Journal of a tour in Morocco and the Great Atlas. London 1878.
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. 2000.
Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons, New York, 2nd edition.
- Hutchinson, G. E. 1957.
Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- IMPETUS 2001.
Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flusseinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen, Erster Zwischenbericht, Universität zu Köln / Universität zu Bonn.
- IMPETUS (2003).
Internet: [http://www.uni-koeln.de/globaler-wandel/impetus,\(04.05.2003\)](http://www.uni-koeln.de/globaler-wandel/impetus,(04.05.2003)). 3, 4, 6.
- Jackson, D.A., Somers, K.M & Harvey, H.H. 1989.
Similarity coefficients: measures of co-occurrence and association or simply measures of occurrence? *American Naturalist* 133:436-453.
- Jones, J.A.A. & van der Walt, I.J. 2004.
Challenges for water sustainability in Africa. *GeoJournal*, 61:105-109.
- Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. F. R., editors 1995.
Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kang, I. 2004.
Crimson Editor 3.70 Release (Freeware), <http://www.crimsoneditor.com/>
- Knippertz, P. 2003.
Niederschlagsvariabilität in Nordwestafrika und der Zusammenhang mit der großskaligen atmosphärischen Zirkulation und der synoptischen Aktivität, Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität zu Köln, PhD Thesis, 135 pp.
- Knippertz, P.; Fink, A.; Reiner, A.; Speth, P. (2003).
Three late summer/early autumn cases of tropical-extratropical interactions causing precipitation in northwestern Africa. *Mon. Wea. Rev.*, 131 (1), 116-135.
- Krivoruchko, K.2001.
Using linear and non-linear kriging interpolators to produce probability maps. Annual Conference of the International Association for Mathematical Geology, Cancun, Mexico, September, IAMG 2001.
- Kullback, Solomon and Richard A. Leibler. 1951.
"On Information and Sufficiency." *Annals of Mathematical Statistics* 22:79-86.
- le Cessie, S. & van Houwelingen, J. C. 1992.
Ridge estimators in logistic regression. *Applied Statistics*, 41:191–201.

- Legendre, P. and Legendre L. 1983.
Numerical Ecological, 2nd English edition, Elsevier Science BV. Amsterdam, The Netherlands. 853 pp.
- Lehmann, A., Leathwick, J.R. & Overton, J.Mc.C. 2002.
Assessing New Zealand fern diversity from spatial p predictions of species assemblages. *Biodivers. Conserv.* 11:2217-2238.
- Le Houérou, H.N. 2001.
Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. *Journal of arid Environments* 48: 103-128
- MADREF (Ministère de l' Agriculture, du Développement Rural et des Eaux et Forêts) 2001.
Monographie de la zone d' action de l' ORMVAO de Ouarzazate. Rabat
- MacNally, R. 2002.
Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11(8):1397-1401.
- Mariotti, A. Zeng, N., Lau, K.M. 2002.
Euro-Mediterranean Rainfall and ENSO – a seasonally varying relationship. *Geophys. Res. Lett.* 29(12), 59:1-59.
- McCullough, P. & Nelder, J. A. 1989.
Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London, 2nd edition.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2004.
Analysis of Ecological Communities. MJM Software Design, Glenden Beach, Oregon.
- McCune, B. 2004.
Nonparametric Multiplicative Regression for Habitat Modeling.
<http://www.pcord.com/NPMRintro.pdf>
- Mensching, H. 1957.
Marokko – Die Landschaften im Maghreb. Keyesersche Verlagsbuchhandlung, Heidelberg, 254 pp.
- Miller, R. 2003.
Böden und Bodenerosion auf ausgewählten Standorten im Hohen Atlas / Marokko. Diplomarbeit im Fachbereich Agrarwissenschaften und Umweltmanagement an der Universität Gießen. 165 pp.
- Ministère de L' Energie et des Mines Direction de la Géologie,
Editions de service Géologique du Maroc, Carte Geologique du maroc, Jbel Saghro-Dades Echelle : 1/200.000 , 1975.
- Monserud, R. A. & Leemans, R. 1992.
Comparing global vegetation maps with Kappa statistic. *Ecological Modelling*, 62:275-293.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. & Mannan, R. W. 1998.
Wildlife-Habitat Relationships - Concepts and Applications. University of Wisconsin Press, Madison, 2nd edition.
- Morrison, M. L. & L. S. Hall. 2002.
Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. Pages 43-52 in J. M. Scott, P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall, & F. B. Samson, eds., *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Washington.

- O'Connor, R. J. 2002.
The conceptual basis of species distribution modelling: time for paradigm shift. In Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M., Haufler, J. B. & Wall, W. A., editors, *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, pages 25–33. Island Press.
- Ojo, O., Gbuyiro, S.O. & Okoloye, C.U. 2004.
Implications of climatic variability and climate change for water resources availability and management in West Africa. *GeoJournal*, 61:111-119.
- Oppel, S., Schaefer, H. M., Schmidt, V. & Schröder, B. 2004.
Habitat selection by the Pale-headed brush-finch, *Atlapetes pallidiceps*, in southern Ecuador: implications for conservation. *Biological Conservation*, in press.
- Ottaviani, D. Lasinio, G.J. Boitani, L. 2004.
Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling* 179: 417-443.
- Økland, R.H. 1996.
Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? *Journal of Vegetation Science* 7:289-292.
- Palmer, M.W. 1993.
Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74:2215-2230.
- Parish, R., Funnel, D.C. 1999.
Climate change in mountain regions: some possible consequences in the Moroccan High Atlas. *Global Environmental Change*, 9:45-58.
- Patthey, P. 2003.
Habitat and corridor selection of an expanding red deer (*Cervus elaphus*) population. PhD Thesis. Institute of Ecology, University of Lausanne, 158 pp.
- Peppler-Lisbach, C. & B. Schröder. 2004.
Predicting the species composition of mat-grass communities (*Nardetalia*) by logistic regression modelling.- *Journal of Vegetation Science* 15: 623-634.
- Peters, R. H. 1991.
A Critique for Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Quezel, P. 1957.
Peuplement vegetal des hautes montagne de l'Afrique du Nord. Editions Lechevalier, Paris
- Quezel, P., S.Santa, 1963.
Nouvelle Flore de L'Algérie, Tome I - II, Paris.
- Quezel, P. 1978.
Analysis of the flora of mediterranean and saharan africa. *Ann. Missouri Bot. Grad*, 65: 479-534.
- Quezel, P., Barbero, M., Benabid, A., Rivas-Martinez, S. 1995.
Les structures de vegetation arborees a Acacia sur le revers meridional de l'Anti-Atlas et dans la vallee inferieure du Draa (Maroc). *Phytocoenologia* 25 (2):279-304.
- Rauh, W. 1952.
Vegetationsstudien im Hohen Atlas und dessen Vorland. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften. Springer Verlag, Heidelberg.

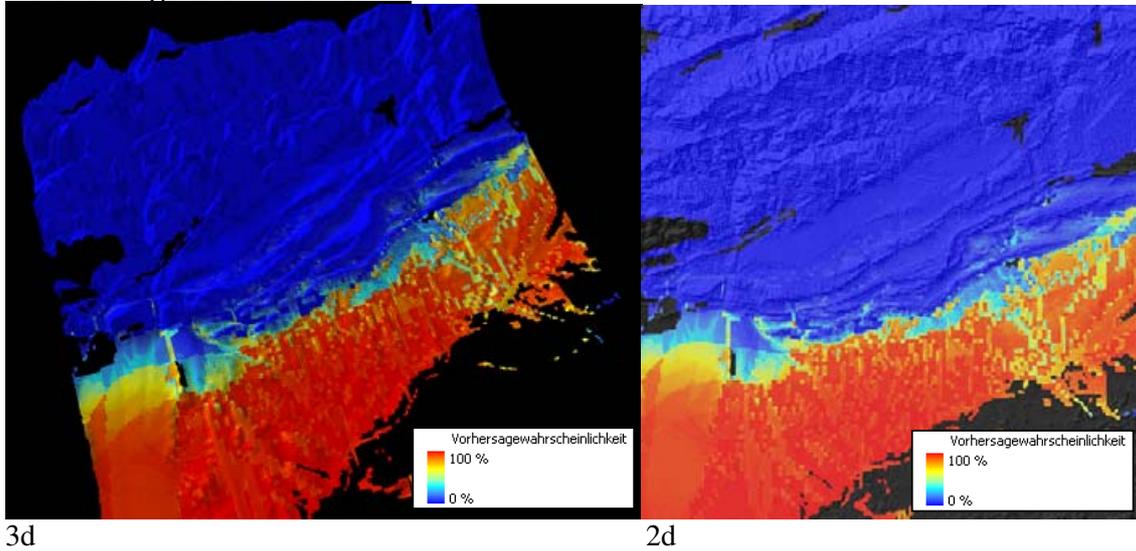
- Reineking, B. & Schröder, B. 2004a.
Gütemaße für Habitatmodelle. UFZ-Bericht, 9/2004:27–38.
- Reineking, B. & Schröder, B. 2004b.
Variablenselektion. UFZ-Bericht, 9/2004:39–46.
- Reineking, B. & Schröder, B. 2004c.
Validierung von Habitatmodellen. UFZ-Bericht, 9/2004:47–56.
- Rosa M. Chefaoui, Joaquín Hortal, Jorge M. Lobo 2005.
Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation* 122: 327–338.
- Rykiel, E.J., Jr., 1996.
Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecol. Model.* 90, 229–244.
- Scachetti-Pereira, R. 2002.
Desktop GARP. University of Kansas Natural History Museum, Lawrence, Kansas.
<http://www.lifemapper.org/desktopgarp>
- Schmidt, M. 2003.
Development of a fuzzy expert system for detailed land cover mapping in the Dra catchment (Morocco) using high resolution satellite images. *Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität zu Bonn. PhD-Thesis: 244 pp.*
- Schröder, B. & Richter, O. 1999/2000.
Are habitat models transferable in space and time? *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 8:195–205.
- Schröder, B. (2000).
Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. - *Landschaftsökol. u. Umweltforsch.* 35. - Inst. of Geogr. & Geocol. Technical University of Braunschweig. PhD-Thesis: 228 pp.
- Schröder, B. (2002).
Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement.- In: Albrecht Gnauck (Hrsg.): *Theorie und Modellierung von Ökosystemen - Workshop Kölpinsee 2000.* Shaker, Aachen: 201-224.
- Schröder, B. 2003.
ROC & AUC-Calculation – evaluating the predictive performance of habitat models.
<http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/users/schroeder/download.html>, Potsdam.
- Schröder, B. & Reineking, B. 2004.
Modellierung der Art-Habitat-Beziehung - ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. UFZ-Bericht, 9/2004:5–26.
- Steyerberg, E. W., Eijkemans, M. & Habbema, J. 2001a.
Application of shrinkage techniques in logistic regression analysis: a case study. *Statistica Neerlandica*, 55(1):76–88.
- Ter Braak, C.J.F. 1986.
Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002.

- CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA) 500 pp.
- Tibshirani, R. 1996.
Regression shrinkage and selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Methodological*, 58(1):267–288.
- Tichy, L. 2002.
JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci.* 13: 451-453.
- Troll, C., Pfaffen, K.H. 1964.
Karte der Jahreszeitenklimate der Erde. *Erdkunde* 18, 5-28.
- Valdés, Rejdali, El Kadmiri, Jury, Montserrat, 2002.
Catalogue des Plantes Vasculaires du Nord du Maroc, Vol I – II, Madrid.
- Valdez, Talavera, Fernandez-Galiano, 1987.
Flora vascular de andalucia occidental, Vol I - III, Madrid.
- Venables, W. N. and Ripley, B. D. (2002)
im R-Statistik Paket "stats www.r-project.org
- von Humboldt, A. & Bonpland, A. 1807.
Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer. Tübingen / Paris.
- Whittaker, R.H., 1967.
Gradient analysis of vegetation. *Biol.Rev.* 42, 207–264.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A., Root, R.B., 1973.
Niche, habitat and ecotope. *Am. Nat.* 107, 321–338.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 1997.
Welt im Wandel: Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser Jahresgutachten 1997; Bremerhaven.
- Zillbach, K. (1984):
Geoökologische Gefügemuster in Süd-Marokko. Veröffentlichungen des Instituts für Geographische Wissenschaften, Heft 37, 95 pp.
- Zimmermann, N.E. & Kienast, F. 1999.
Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species vs. community approach. *J. Veg. Sci.* 10(2).

ANHANG I: Ergebnisse der Habitatmodelle

Hammada scoparia

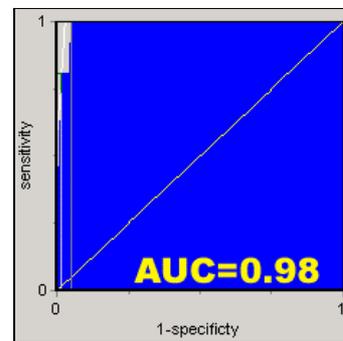
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:26 A:378

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	372	6	
	1	7	19	
% Korrekt		0.9678		
Sensitivität		0.7308		
Spezifität		0.9841		
Cohens-Kappa		0.7279		

ROC-PLOT :

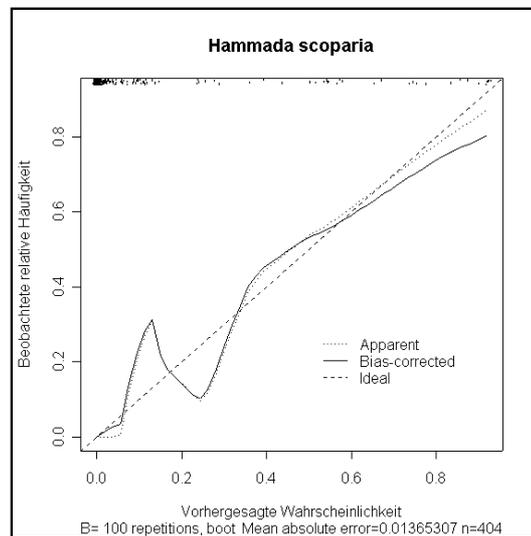


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	-0.83926	9.081914	0.9264
ALT	-0.00879	0.004179	0.0354
EXPO	1.68296	0.994824	0.0907
GEO	0.49313	0.265469	0.0632
PH	1.33833	0.591409	0.0236
RMEAN_AU	-0.38865	0.214506	0.07

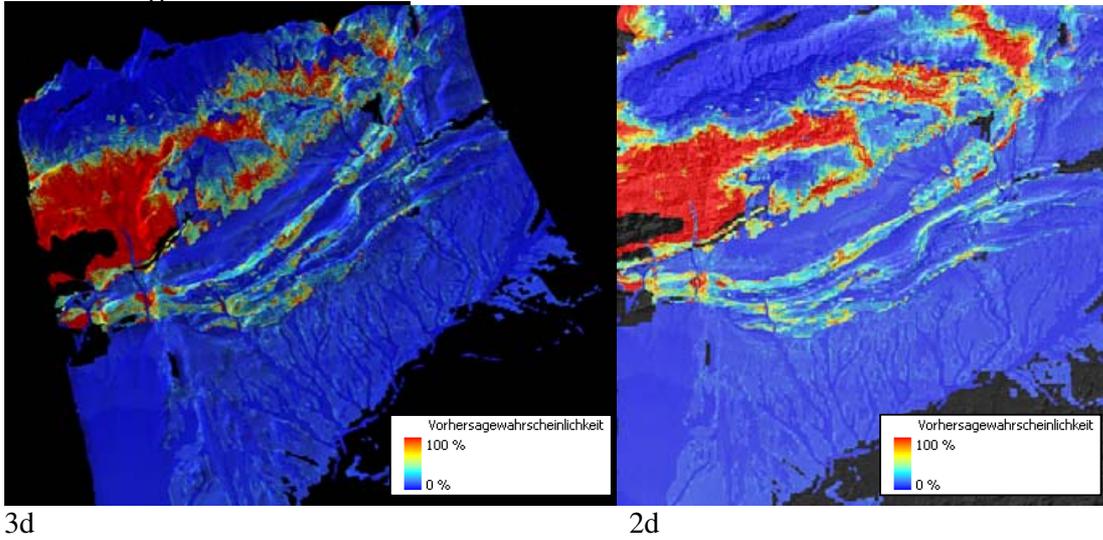
R2=0.658

Kalibrierungskurve:



Genista scorpius ssp. myriantha

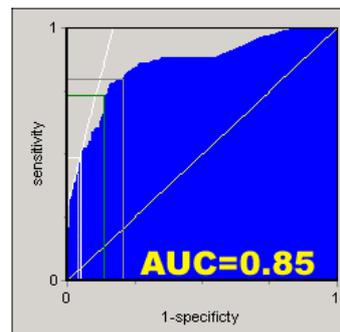
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:78A:326

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	313	13
	1	45	33
% Korrekt		0.8564	
Sensitivität		0.4231	
Spezifität		0.9601	
Cohens-Kappa		0.4541	

ROC-PLOT :

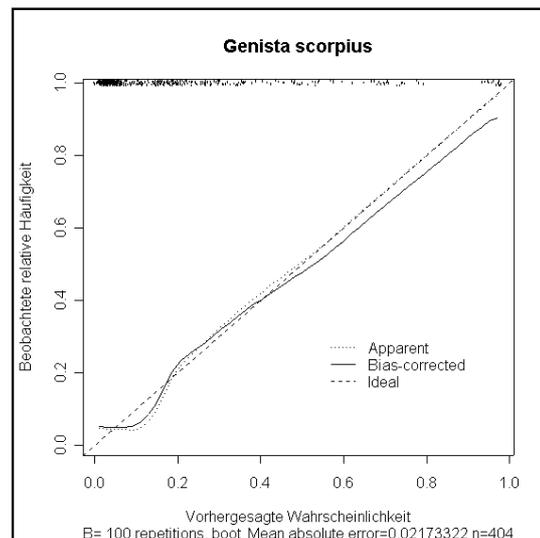


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	6.615627	2.801643	0.0182
ALT	-0.003908	0.001036	0.0002
INCL	0.056992	0.036316	0.1166
GEO	-0.63117	0.117599	0
PH	-0.385958	0.211387	0.0679
KALK	0.413445	0.233261	0.0763
PV	1.76948	0.518941	0.0007
TMIN_SP	-0.552654	0.175315	0.0016
TMIN_SU	0.11321	0.123026	0.3575

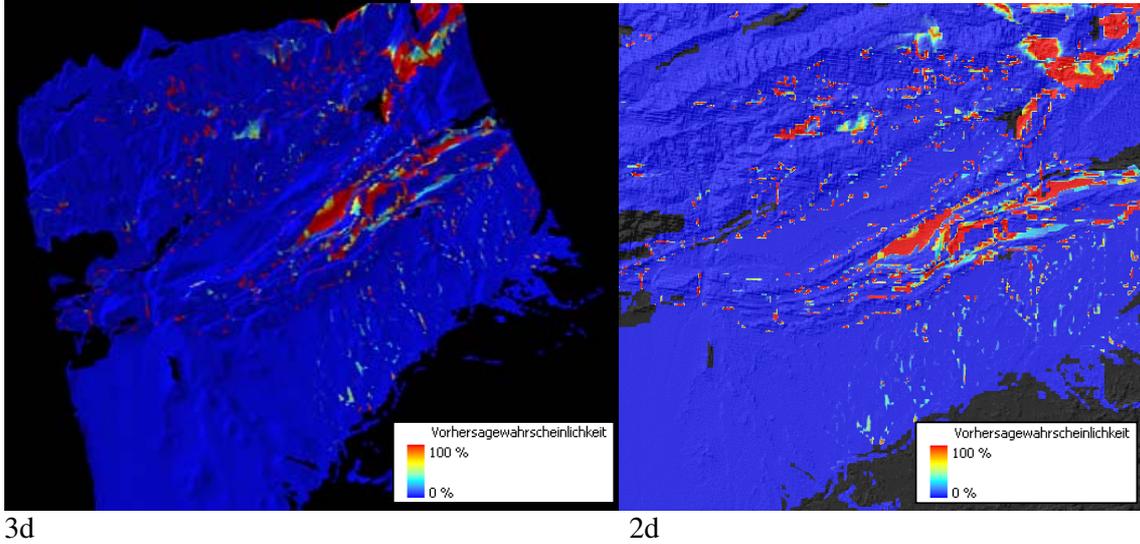
R2=0.386

Kalibrierungskurve:



Eruca pinnatifida

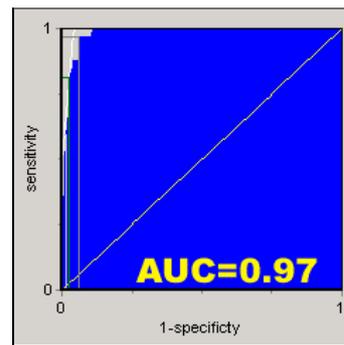
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:32 A:372

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	366	6
	1	13	19
% Korrekt		0.9530	
Sensitivität		0.5938	
Spezifität		0.9839	
Cohens-Kappa		0.6418	

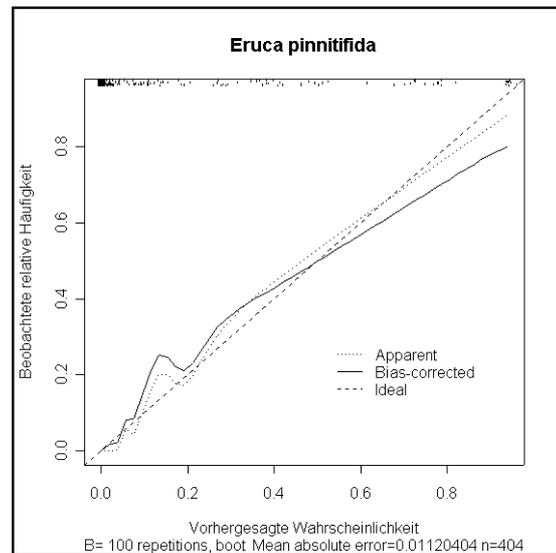
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

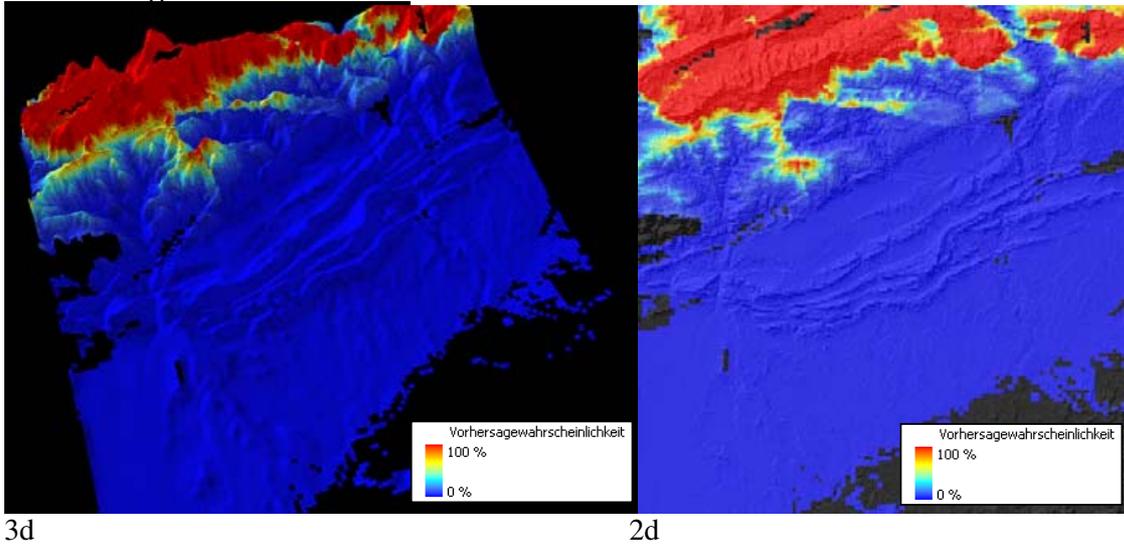
	Coef	S.E.	P
Intercept	1.79524	57.073259	0.9749
ALT	-0.008842	0.004312	0.0403
GEO	3.757891	0.884315	0
PH	-3.751721	1.132338	0.0009
KALK	2.868469	1.471459	0.0512
PV	16.472292	5.042437	0.0011
HAERTE	27.686506	6.940756	0.0001
TMIN_SP	-2.544303	0.713868	0.0004
TMIN_AU	1.421556	0.66439	0.0324
TMAX_SP	-9.443086	2.87178	0.001
TMAX_AU	5.11887	3.084159	0.097
RMEAN_SU	0.797535	0.258751	0.0021
RMEAN_AU	-0.610701	0.153638	0.0001
R2=0.613			

Kalibrierungskurve:



Erinaceae anthyllis

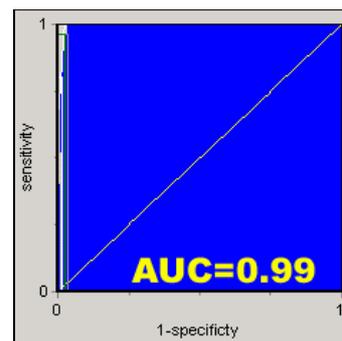
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P: 29A: 379

P=0.5 N=404		Daten	
		P	0
Prognose	0	375	4
	1	12	13
% Korrekt		0.9604	
Sensitivität		0.5200	
Spezifität		0.9894	
Cohens-Kappa		0.5990	

ROC-PLOT :

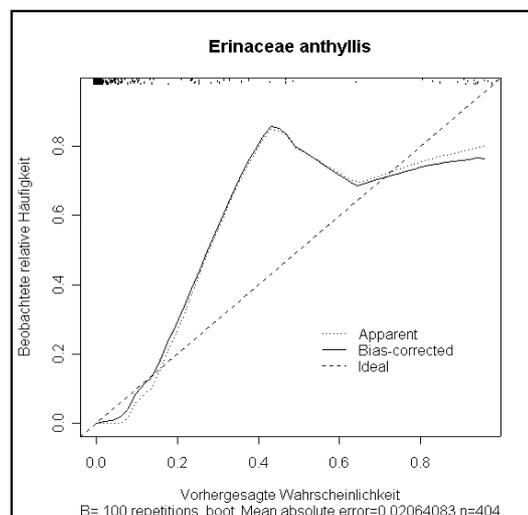


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	22.121654	22.316208	0.3215
ALT	0.006108	0.001582	0.0001
EXPO	-0.747252	1.188159	0.5294
KALK	0.30326	0.210343	0.1494
TMAX_SP	-0.058966	0.644853	0.9271
RMEAN_AU	0.161692	0.059861	0.0069

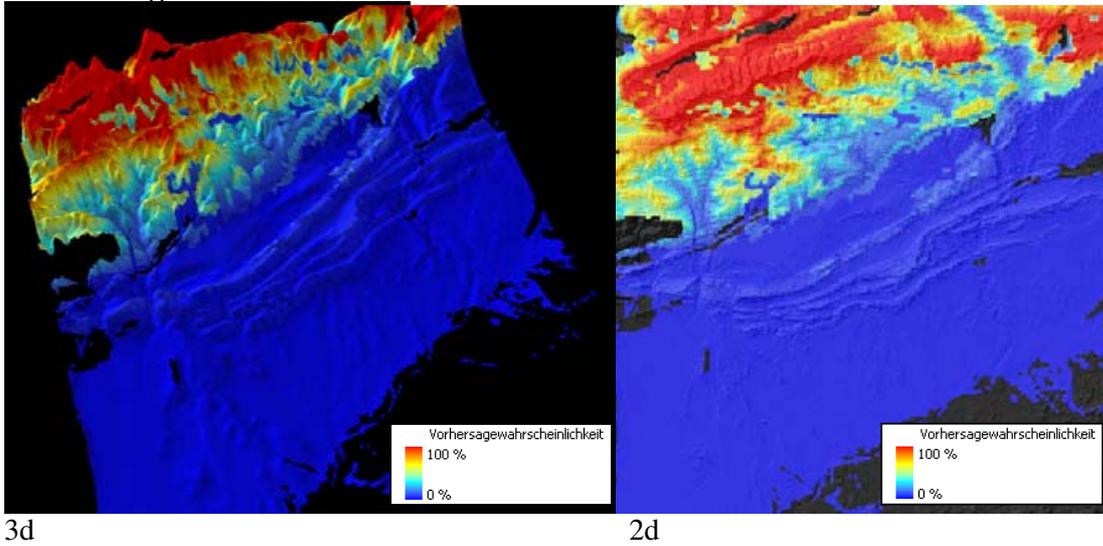
R2=0.654

Kalibrierungskurve:



Artemisia negrei

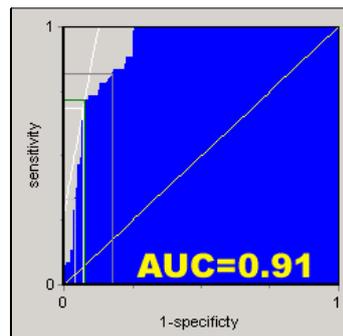
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:60 A: 344

P=0.5 N=404		Daten	
		P	0
Prognose	0	330	14
	1	40	20
% Korrekt		0.8663	
Sensitivität		0.3333	
Spezifität		0.9593	
Cohens-Kappa		0.3564	

ROC-PLOT :

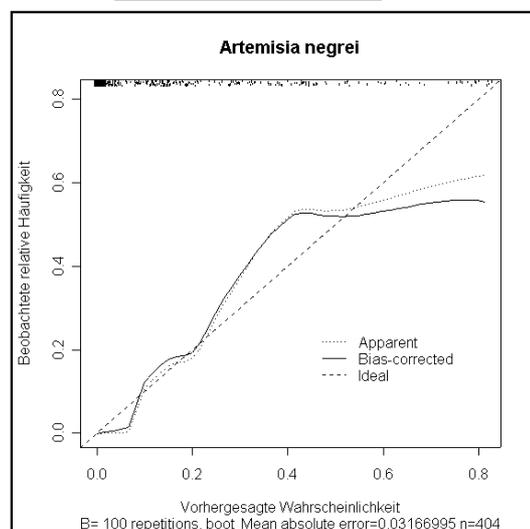


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	8.102366	1.5725056	0
GEO	0.127338	0.0746108	0.0879
ALT	0.002879	0.0006118	0
PV	-1.03133	0.4237633	0.0149
PH	0.114728	0.1220824	0.3473
RMEAN_AU	0.05809	0.0230867	0.0119

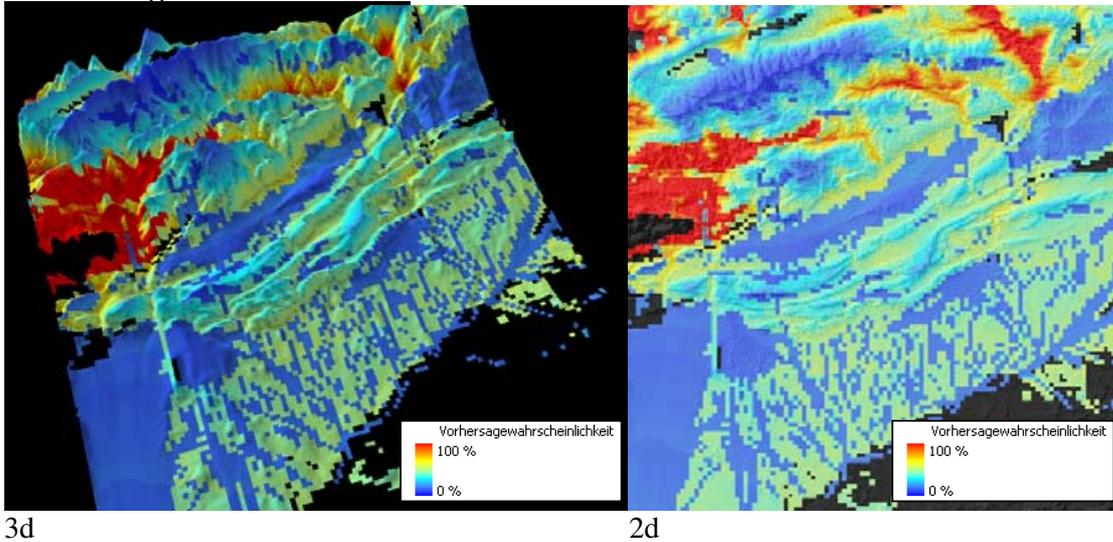
R2=0.443

Kalibrierungskurve:



Artemisia mesatlantica

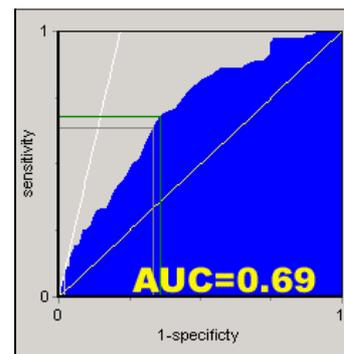
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:72 A: 332

P=0.5 N=404		Daten	
		0	1
Prognose	0	326	6
	1	66	6
% Korrekt		0.0833	
Sensitivität		0.9819	
Spezifität		0.8218	
Cohens-Kappa		0.0969	

ROC-PLOT :

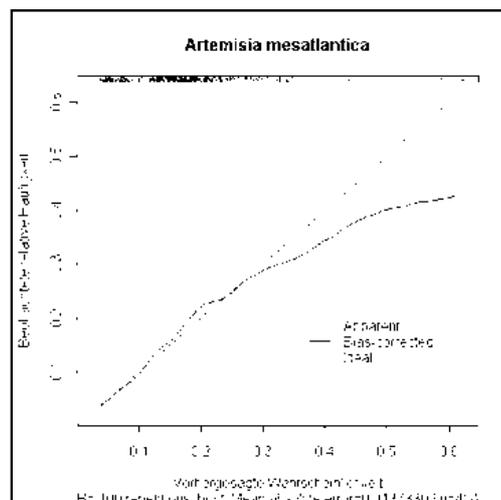


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	3.413135	3.3888641	0.3139
ALT	0.001639	0.0008668	0.0586
PV	1.161263	0.5432754	0.0326
HAERTE	1.198857	0.4044057	0.003
TMIN_WI	-0.17366	0.1452011	0.2317
TMIN_SU	0.095693	0.0958097	0.3179

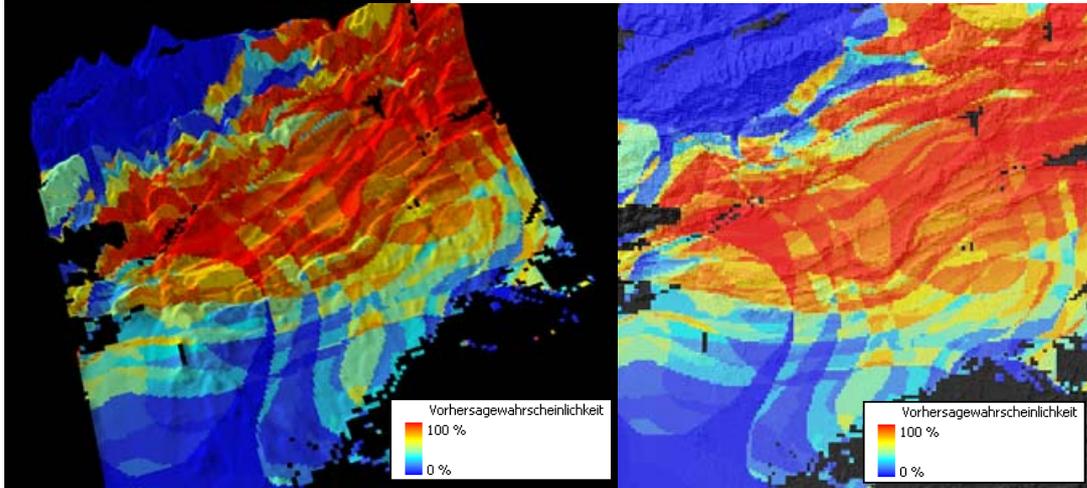
R2=0.082

Kalibrierungskurve:



Artemisia herba-alba

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



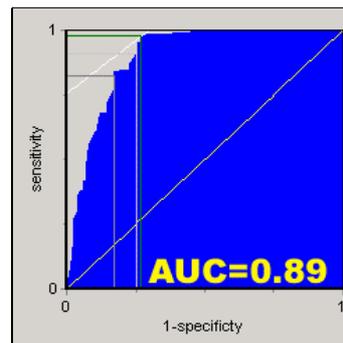
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:222 A:182

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	136	46
	1	20	202
% Korrekt		0.8366	
Sensitivität		0.9099	
Spezifität		0.7473	
Cohens-Kappa		0.6657	

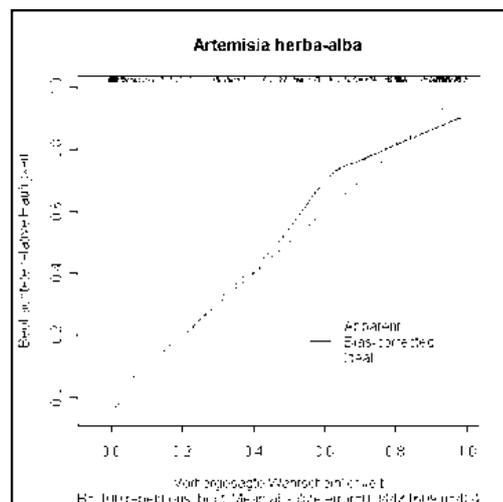
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

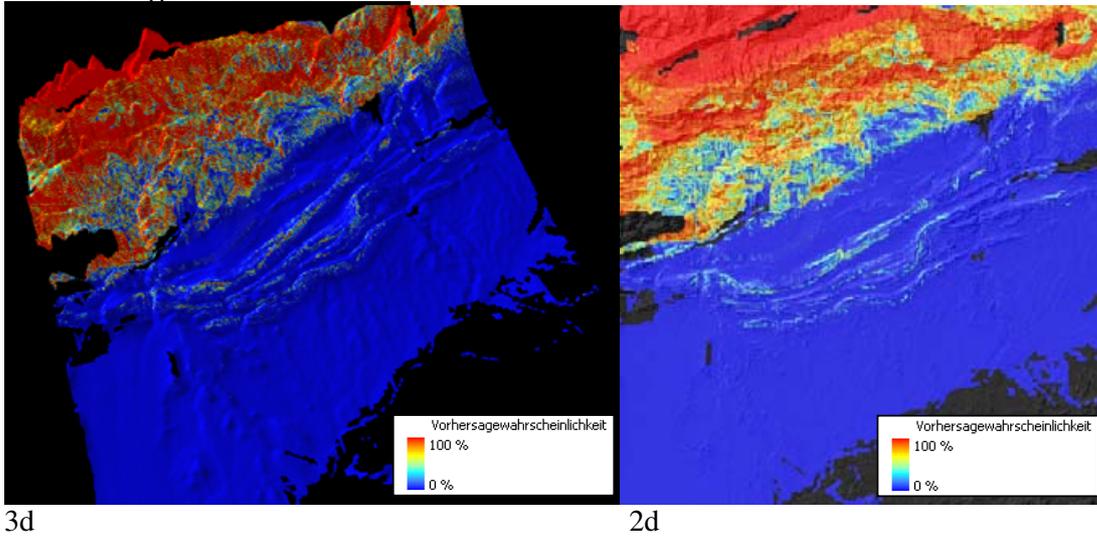
	Coef	S.E.	P
Intercept	29.88343	16.8628	0.0764
KALK	0.19221	0.12518	0.1247
TMIN_WI	1.1522	0.27557	0
TMIN_SP	-2.16958	0.2941	0
TMIN_SU	1.47089	0.21346	0
TMIN_AU	0.63502	0.22724	0.0052
TMAX_SP	-3.77958	0.60261	0
TMAX_AU	3.91346	0.9914	0.0001
RMEAN_SU	0.26317	0.06506	0.0001
RMEAN_AU	0.07955	0.03542	0.0247
R2=0.572			

Kalibrierungskurve:



Alyssum spinosum

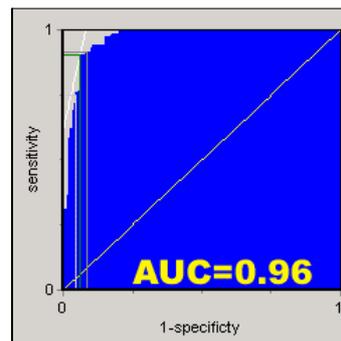
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:71 A:333

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	318	15	
	1	18	53	
% Korrekt		0.9183		
Sensitivität		0.7465		
Spezifität		0.9550		
Cohens-Kappa		0.7133		

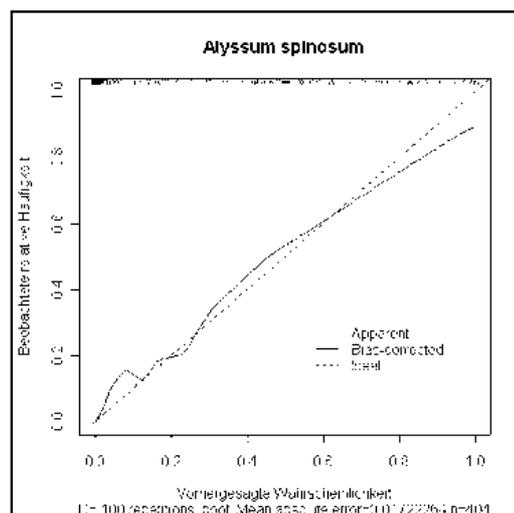
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

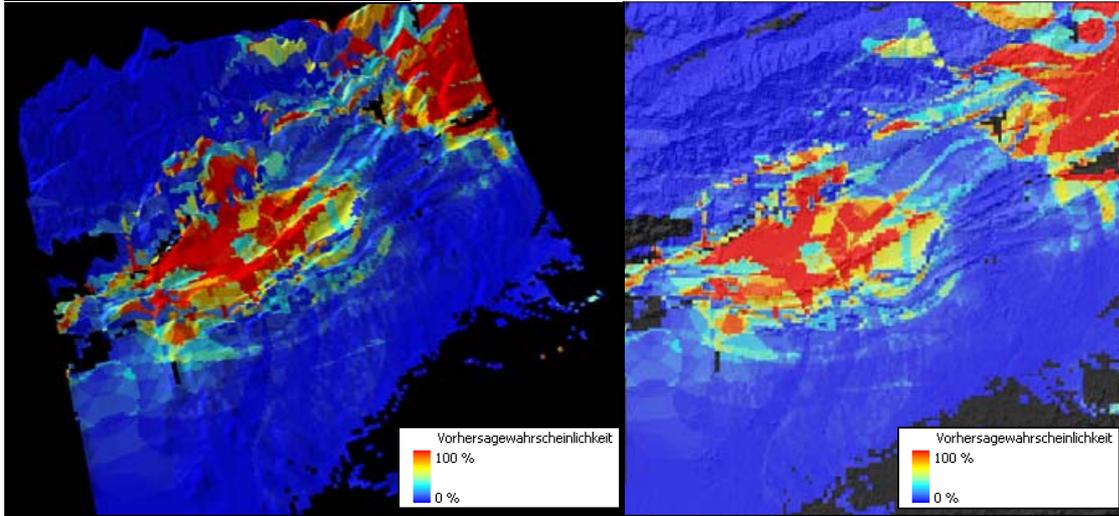
	Coef.	S.E.	P
Intercept	16.96606	5.93891	0.0043
INCL	0.17078	0.06922	0.0136
GEO	-0.54269	0.13969	0.0001
PV	-1.92399	1.01668	0.0584
HAERTE	-2.18005	0.93305	0.0195
TMIN_SU	-0.44567	0.15622	0.0043
RMEAN_SP	0.06624	0.03102	0.0328
RMEAN_SU	-0.21154	0.07536	0.005
RMEAN_AU	0.14695	0.0504	0.0035
VILLDEN	-1.53959	0.52527	0.0034
R2=0.689			

Kalibrierungskurve:



Adenocarpus bacquei

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



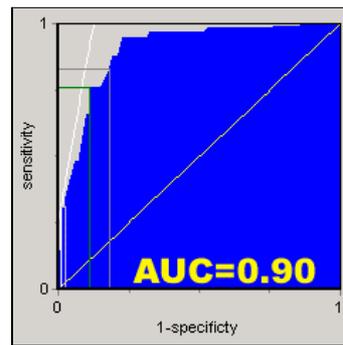
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:58 A:346

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	338	8
	1	40	18
% Korrekt		0.8812	
Sensitivität		0.3103	
Spezifität		0.9769	
Cohens-Kappa		0.3728	

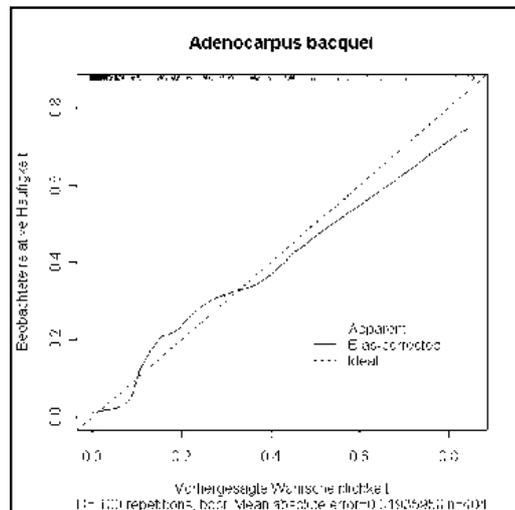
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

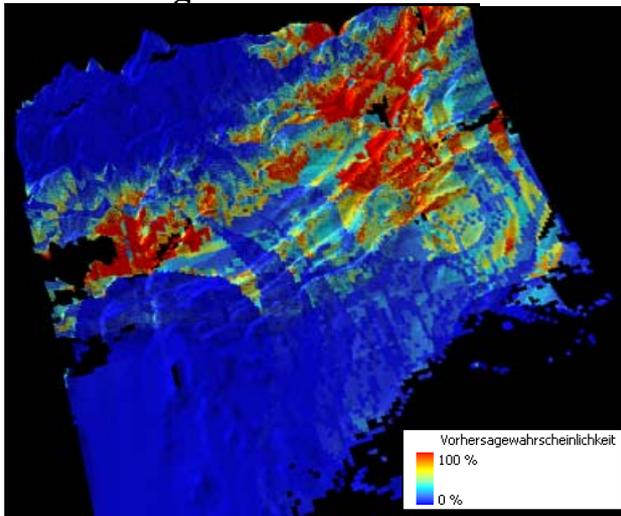
	Coef	S.E.	P
Intercept	-45.49325	25.42421	0.0736
KALK	1.15983	0.34417	0.0008
HAERTE	-0.88314	0.30858	0.0042
TMIN_SP	-1.65883	0.35745	0
TMIN_SU	0.73232	0.31334	0.0194
TMIN_AU	1.26704	0.34328	0.0002
TMAX_SP	-2.25619	0.8927	0.0115
TMAX_AU	2.89577	1.33373	0.0299
RMEAN_SP	0.06454	0.0356	0.0699
RMEAN_SU	0.33252	0.08683	0.0001
RMEAN_AU	-0.16351	0.06281	0.0092
VILLDEN	-0.51232	0.36025	0.155
R2=0.433			

Kalibrierungskurve:

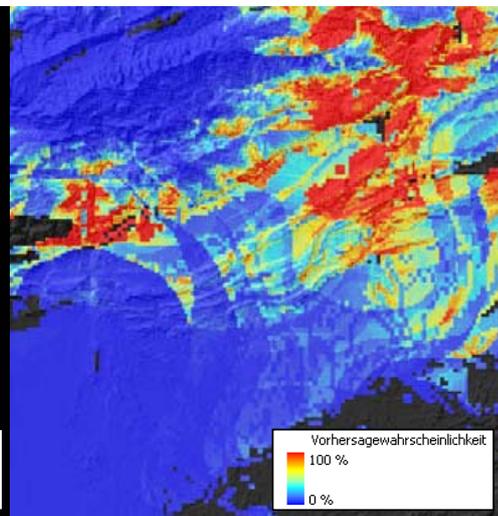


Mediterrane Macchien

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



3d

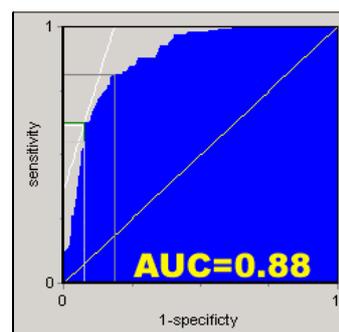


2d

Klassifikationsmatrix P:91 A:313

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	290	23
	1	41	50
% Korrekt		0.8416	
Sensitivität		0.5495	
Spezifität		0.9265	
Cohens-Kappa		0.5119	

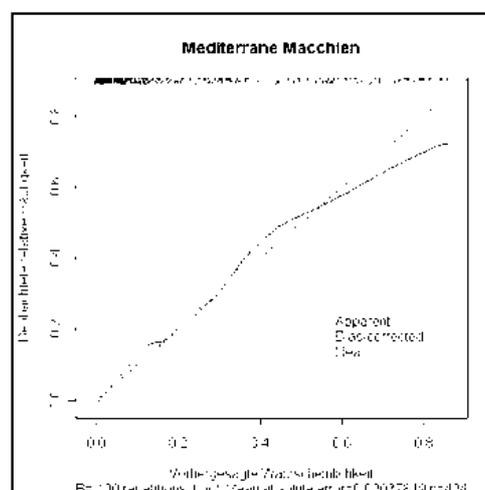
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

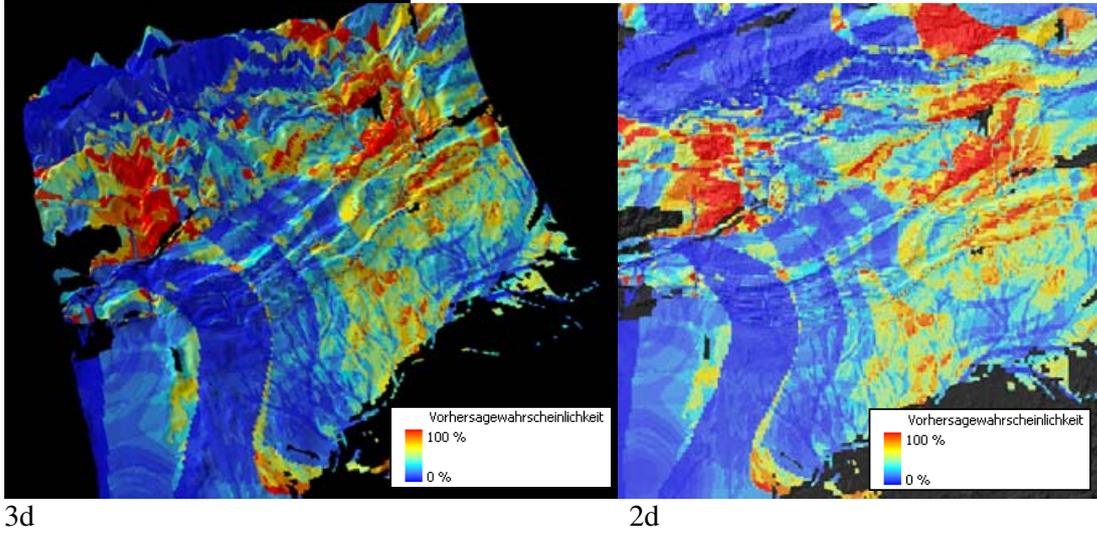
	Coef	S.E.	P
Intercept	-3.607196	20.883271	0.8629
ALT	-0.002843	0.001478	0.0544
INCL	0.067643	0.046363	0.1446
PV	2.521183	0.822548	0.0022
PH	-0.36922	0.237974	0.1208
KALK	0.434158	0.294545	0.1405
HAERTE	2.385139	0.588764	0.0001
TMIN_SP	-1.01583	0.258398	0.0001
TMIN_AU	0.768489	0.261257	0.0033
TMAX_SP	-4.312658	0.932363	0
TMAX_AU	3.779004	1.040225	0.0003
RMEAN_SP	0.066829	0.036417	0.0665
RMEAN_AU	0.059791	0.047483	0.208
VILLDEN	0.593204	0.240887	0.0138
R2=0.414			

Kalibrierungskurve:



Launaea acanthoclada

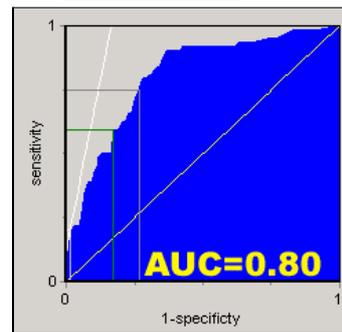
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:64 A:340

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	335	5
	1	53	11
% Korrekt		0.8564	
Sensitivität		0.1719	
Spezifität		0.9835	
Cohens-Kappa		0.2260	

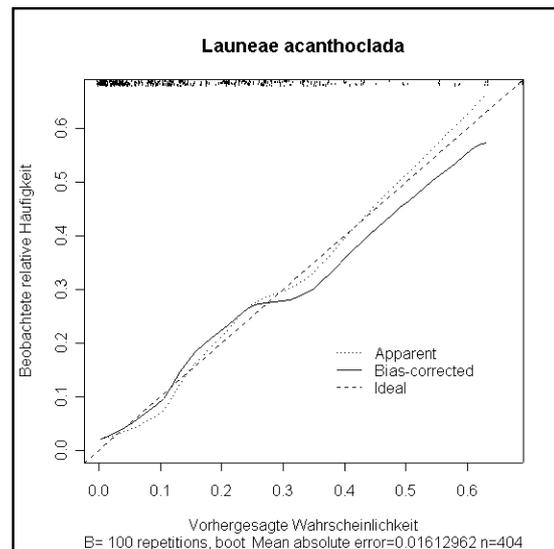
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

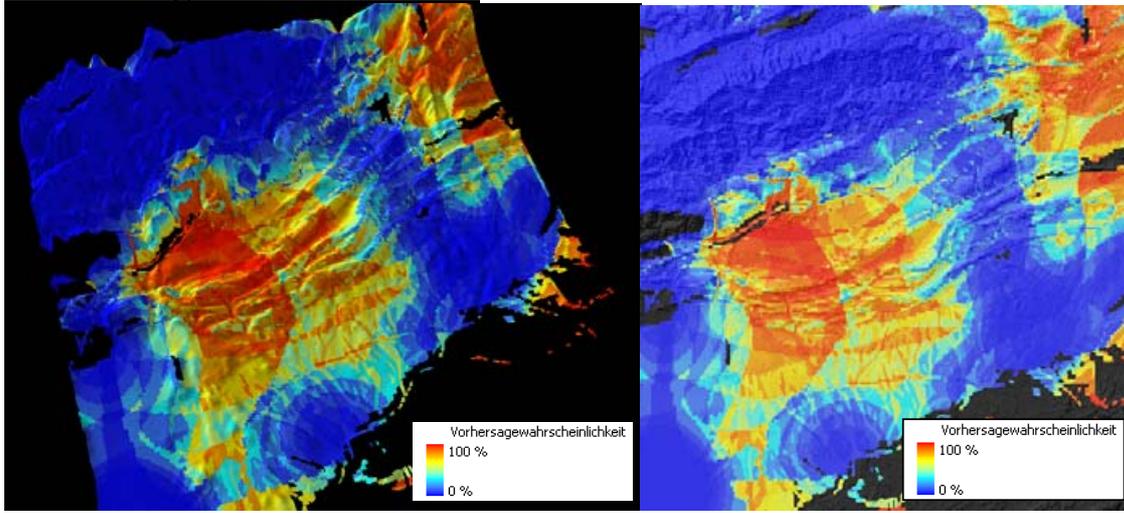
	Coef	S.E.	P
Intercept	-7.91116	20.67165	0.7019
GEO	-0.42581	0.12121	0.0004
PH	0.24275	0.13978	0.0825
HAERTE	-0.97508	0.34986	0.0053
TMIN_WI	0.64043	0.25879	0.0133
TMIN_SP	-0.41094	0.25667	0.1094
TMIN_SU	0.3908	0.22187	0.0782
TMAX_SP	-2.6709	1.10108	0.0153
TMAX_SU	2.26708	1.16698	0.0521
RMEAN_SP	-0.05542	0.03416	0.1047
RMEAN_AU	0.12483	0.04141	0.0026
VILLDEN	0.39933	0.19433	0.0399
R2=0.196			

Kalibrierungskurve:



Irano-turanische Steppengesellschaften

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



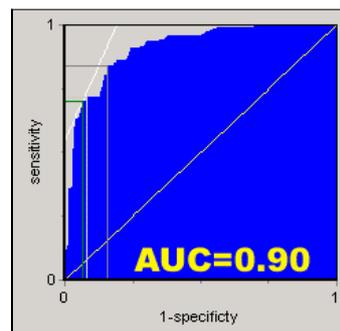
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:120 A:284

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	261	23	
	1	34	86	
% Korrekt		0.8589		
Sensitivität		0.7167		
Spezifität		0.9190		
Cohens-Kappa		0.6530		

ROC-PLOT :

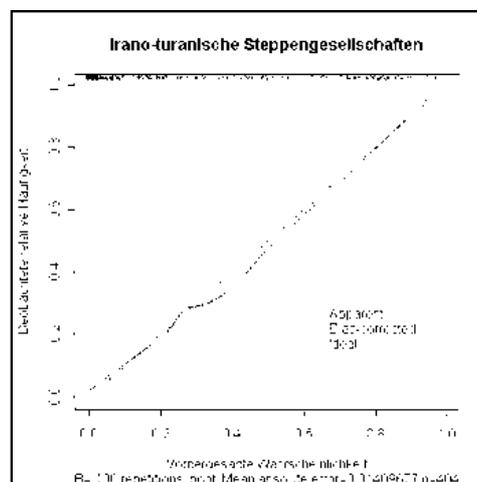


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	33.672099	29.350186	0.2513
ALT	-0.003412	0.001442	0.018
GEO	0.339657	0.109379	0.0019
PV	-0.941394	0.511711	0.0658
KALK	0.465888	0.208329	0.0253
TMIN_SP	-1.405821	0.229166	0
TMIN_AU	1.258939	0.275464	0
TMAX_WI	4.094323	1.274827	0.0013
TMAX_SU	-1.418331	0.565279	0.0121
RMEAN_SP	0.056798	0.033898	0.0938
RMEAN_AU	0.032997	0.0472	0.4845
VILLDEN	-1.146322	0.261118	0

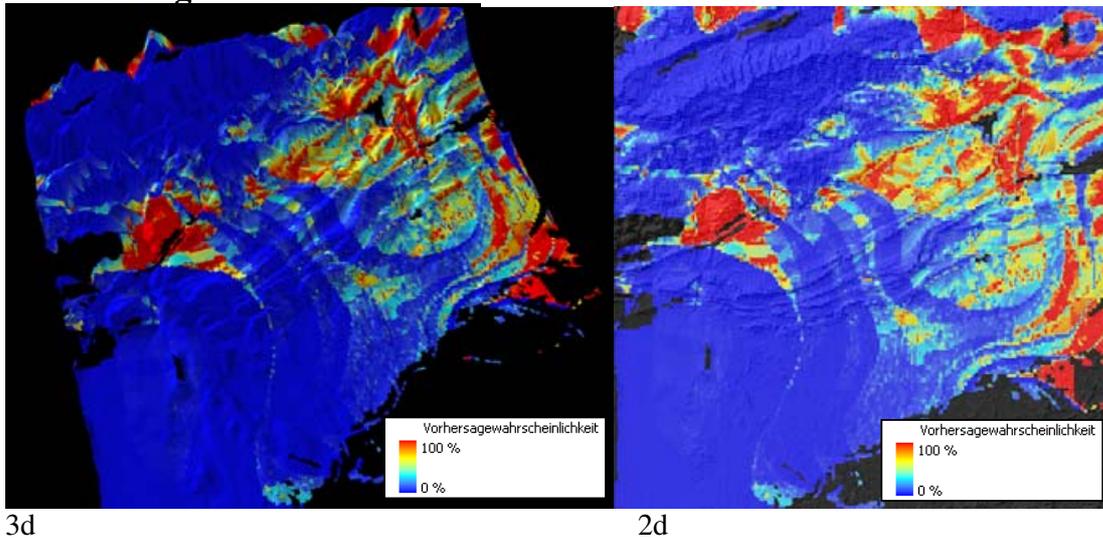
R2=0.548

Kalibrierungskurve:



Thymus satureijoides

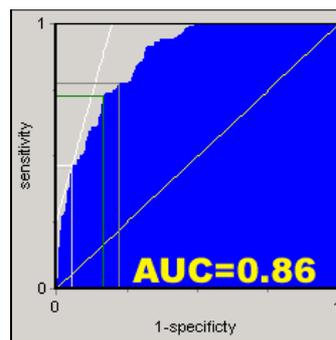
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:84 A:320

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	302	18	
	1	46	38	
% Korrekt		0.8416		
Sensitivität		0.4524		
Spezifität		0.9437		
Cohens-Kappa		0.4516		

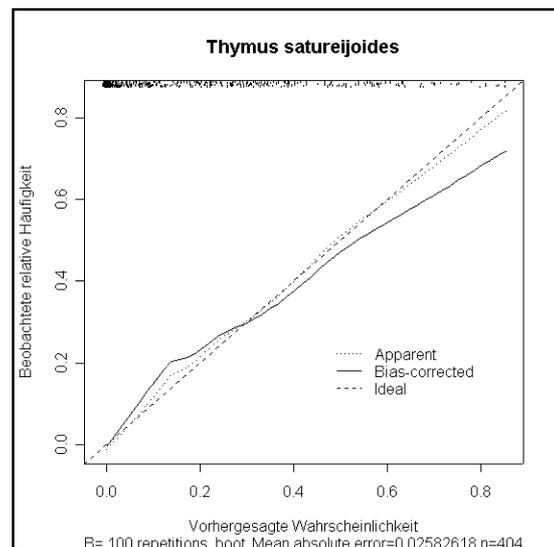
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

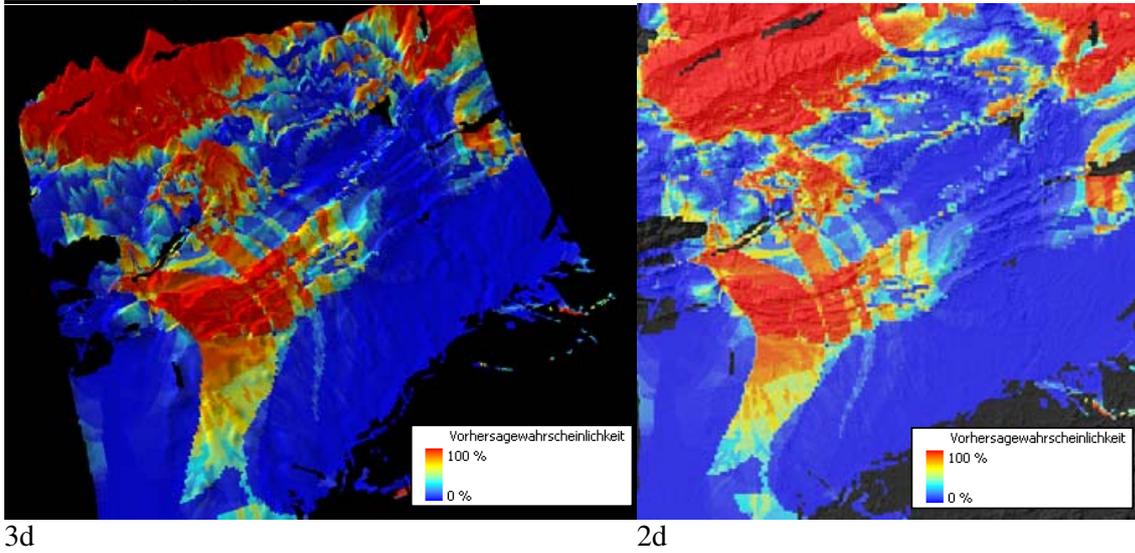
	Coef	S.E.	P
Intercept	-38.96818	25.07643	0.1202
ALT	-0.005451	0.001591	0.0006
GEO	-0.500259	0.139693	0.0003
PH	0.33333	0.150985	0.0273
PV	-1.403908	0.771904	0.0689
HAERTE	-2.158252	0.700714	0.0021
TMIN_SU	0.514377	0.238916	0.0313
TMIN_AU	0.395828	0.218976	0.0707
TMAX_WI	3.765456	1.562844	0.016
TMAX_SP	-8.563296	1.912169	0
TMAX_SU	4.245366	1.692431	0.0121
TMAX_AU	2.412413	1.193197	0.0432
RMEAN_SU	-0.261028	0.075561	0.0006
RMEAN_AU	0.237774	0.047853	0
VILLDEN	0.43326	0.202521	0.0324
R2=0.345			

Kalibrierungskurve:



Stipa tenacissima

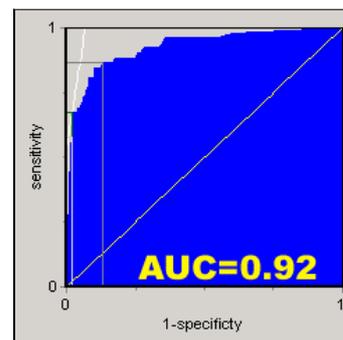
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:52 A:352

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	345	7
	1	22	30
% Korrekt		0.9282	
Sensitivität		0.5769	
Spezifität		0.9801	
Cohens-Kappa		0.6351	

ROC-PLOT :

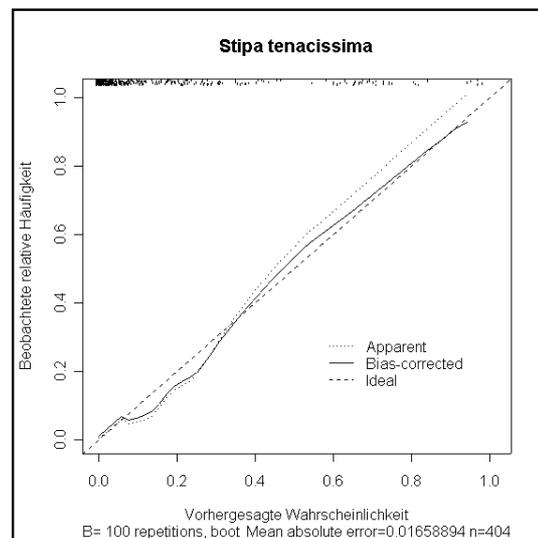


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	72.833885	32.212332	0.0238
ALT	0.005245	0.001436	0.0003
GEO	0.324475	0.160193	0.0428
PV	-4.14391	0.858557	0
TMIN_WI	0.95489	0.258102	0.0002
TMAX_WI	5.442769	1.993602	0.0063
TMAX_SP	4.620261	1.183443	0.0001
TMAX_SU	-4.971538	1.575081	0.0016
RMEAN_SP	0.091111	0.031338	0.0036
RMEAN_SU	0.170482	0.089202	0.056
VILLDEN	-1.315767	0.425868	0.002

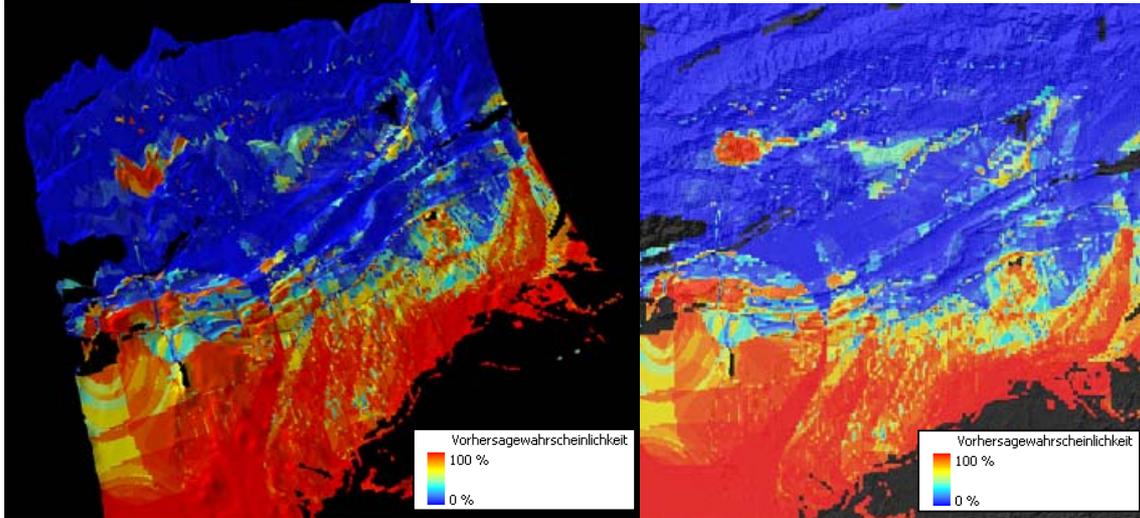
R2=0.492

Kalibrierungskurve:



Stipa capensis

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



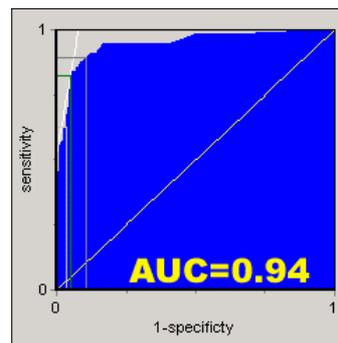
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:56 A:348

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	335	13	
	1	21	35	
% Korrekt		0.9158		
Sensitivität		0.6250		
Spezifität		0.9628		
Cohens-Kappa		0.6251		

ROC-PLOT :

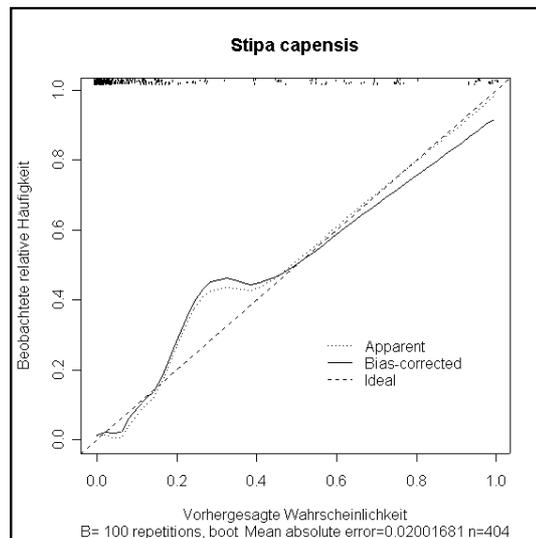


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	-19.876	28.74449	0.4893
GEO	-0.8205	0.21387	0.0001
PH	-1.3249	0.40343	0.001
KALK	1.9044	0.58267	0.0011
PV	3.4015	1.01353	0.0008
TMIN_WI	0.5646	0.32328	0.0808
TMIN_SU	-0.5922	0.26872	0.0275
TMAX_WI	3.0375	2.1162	0.1512
TMAX_SP	5.4397	1.13823	0
TMAX_AU	-6.5353	1.94213	0.0008
RMEAN_SP	-0.2361	0.05474	0
VILLDEN	1.3116	0.35065	0.0002

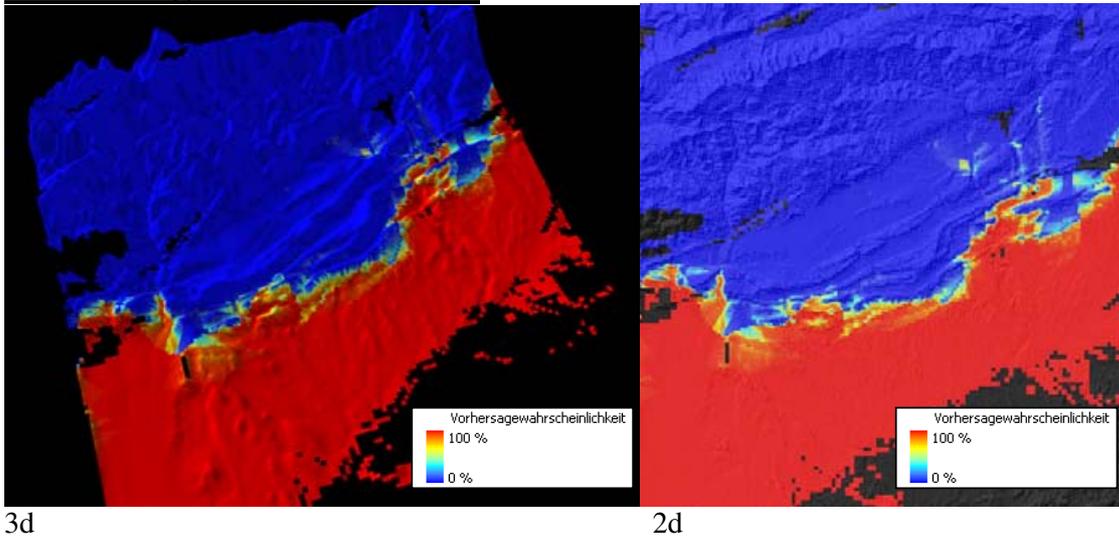
R2=0.581

Kalibrierungskurve:



Saharische Halbwüstengesellschaften

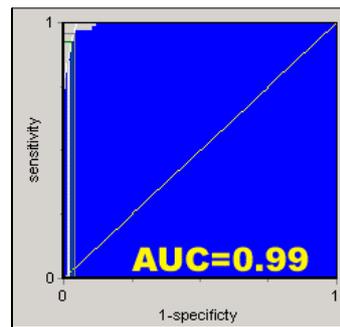
Verbreitungskarten in 3D / 2D:



Klassifikationsmatrix P:68 A:336

P=0.5 N=404		Daten	
		0	1
Prognose	P	331	5
		10	58
% Korrekt		0.9629	
Sensitivität		0.8529	
Spezifität		0.9851	
Cohens-Kappa		0.8634	

ROC-PLOT :

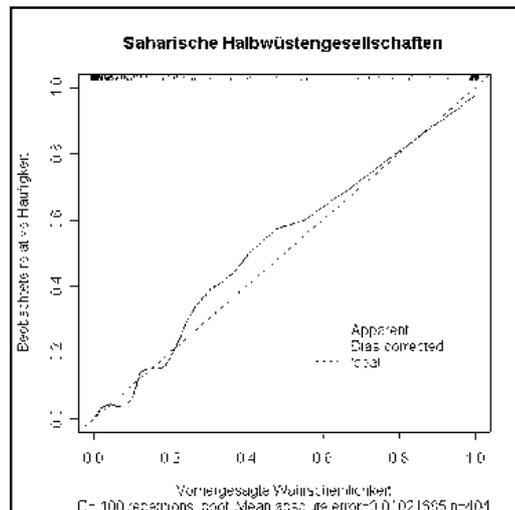


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	105.39415	61.364889	0.0859
ALT	-0.02581	0.006604	0.0001
HAERTE	1.11835	0.469762	0.0173
TMIN_SP	-1.90488	0.630682	0.0025
TMAX_WI	7.71792	3.146541	0.0142
RMEAN_SP	-0.37335	0.095644	0.0001
RMEAN_AU	-0.50249	0.123158	0
VILLDEN	2.44569	0.597678	0

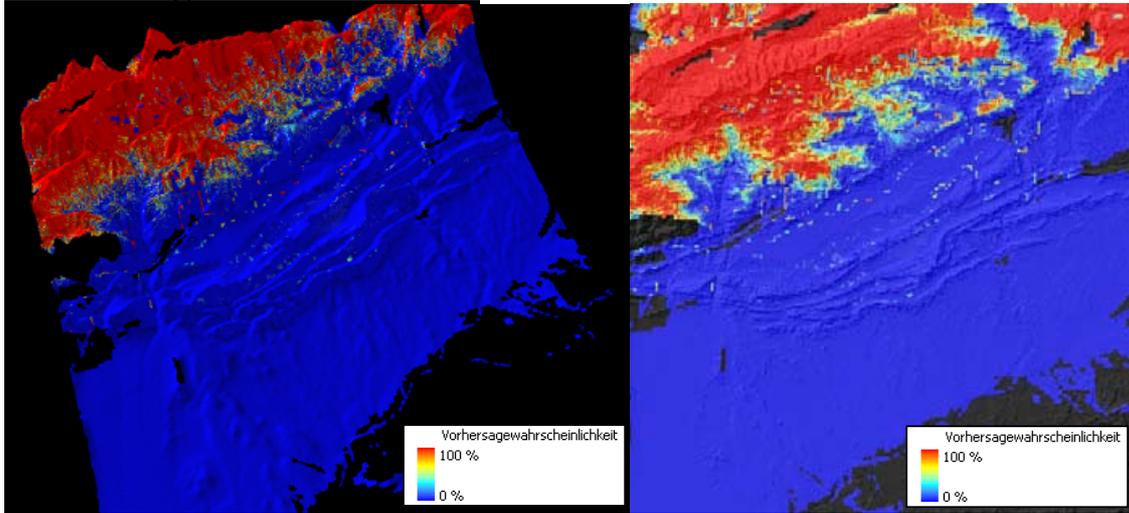
R2=0.830

Kalibrierungskurve:



Oromediterrane Dornpolstergesellschaften

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



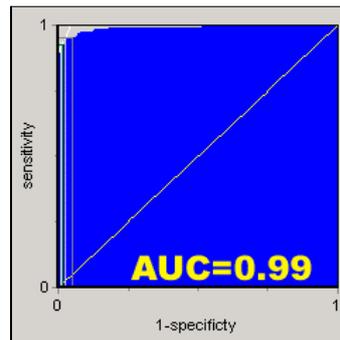
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:119 A:285

P=0.5		Daten		
N=404		P	0	1
Prognose	0	278	7	
	1	7	112	
% Korrekt		0.9653		
Sensitivität		0.9412		
Spezifität		0.9754		
Cohens-Kappa		0.9166		

ROC-PLOT :

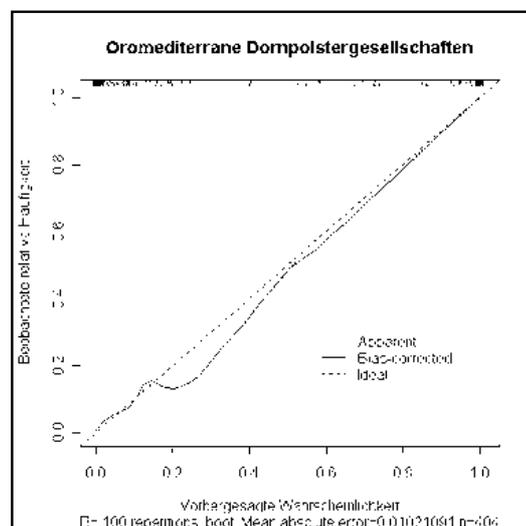


Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	-109.886	30.456008	0.0003
ALT	0.01522	0.003377	0
INCL	-0.24737	0.104509	0.0179
GEO	1.6499	0.548542	0.0026
PH	3.30258	1.148365	0.004
KALK	-3.37792	1.052689	0.0013
PV	6.66282	2.702651	0.0137
HAERTE	12.87826	4.231422	0.0023
TMIN_WI	-0.77696	0.483358	0.108
TMIN_SP	0.49493	0.533023	0.3531
TMIN_AU	-1.14043	0.557426	0.0408

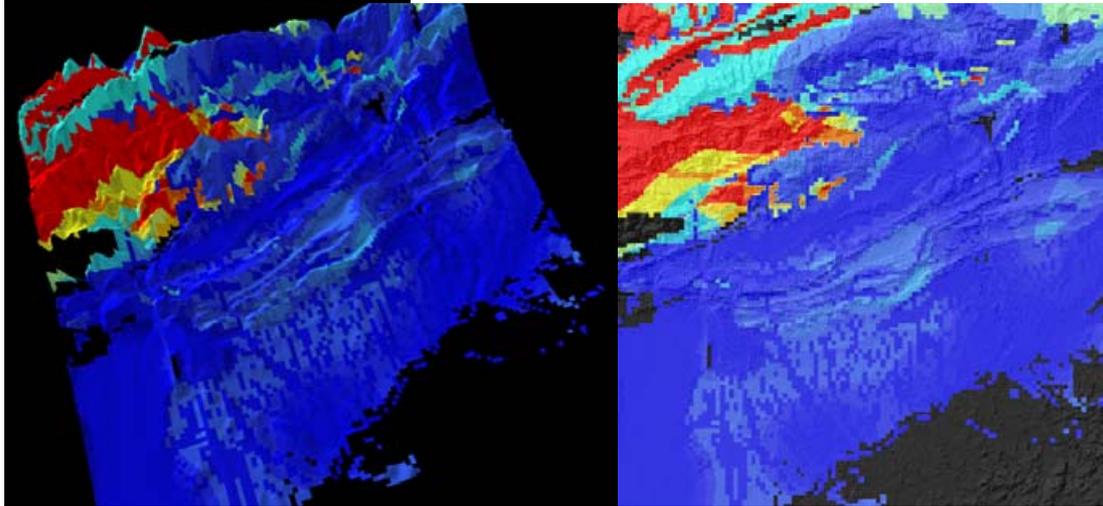
R2=0.870

Kalibrierungskurve:



Ormenis scariosa

Verbreitungskarten in 3D / 2D:



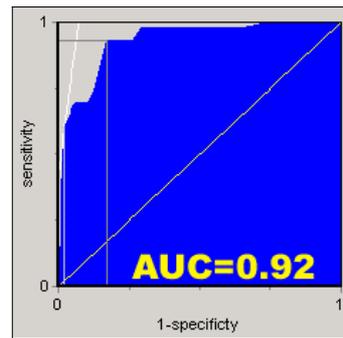
3d

2d

Klassifikationsmatrix P:43 A:361

P=0.5		Daten	
N=404	P	0	1
Prognose	0	353	8
	1	17	26
% Korrekt		0.9381	
Sensitivität		0.6047	
Spezifität		0.9778	
Cohens-Kappa		0.6416	

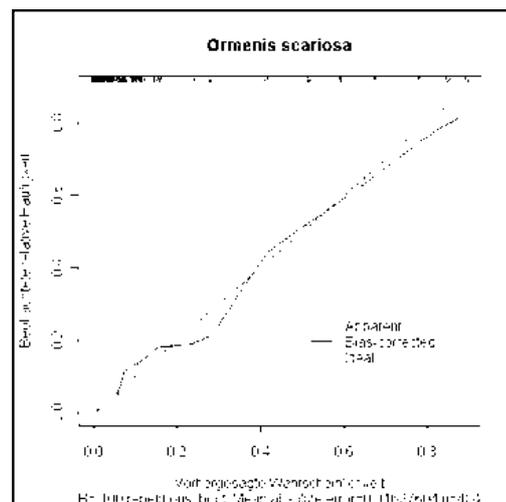
ROC-PLOT :



Ergebnisse der Variablenselektion:

	Coef	S.E.	P
Intercept	-2.9248	3.51243	0.405
PH	0.7679	0.24857	0.002
KALK	-1.1365	0.24661	0
HAERTE	1.55	0.50632	0.0022
TMIN_AU	-0.4216	0.10913	0.0001
RMEAN_SU	-0.1181	0.05568	0.034
VILLDEN	-0.8445	0.20522	0
R2=0.494			

Kalibrierungskurve:



	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	13	25	32	40	80	78	13	57	62
ALYSSE	[0]								I
GRASFAD	[0]								I
CARDCAT AC Velletum mairei		[0]							I
CUSCSP.	[0]								I
SCORLAC	[0]								I
JURIHUM KC Ononido-Rosmarineta OC Erinaetalia			[0]						I
BUPLATL OC Anarhino-Astragaletalia AC Genisto-Bupleuretum									I
EUPHNIC KC Ononido-Rosmarineta		[0]							I
ELYMFES AC Artemisietum negr-mesatl		[0]							I
VEROROS OC Erinaetalia AC Teucrieto-Avenetum			[0]						I
CENTSP.	[0]								I
ERINANT OC Erinaetalia		[0]							II
CYTIBAL OC Erinaetalia		[0]							III
ASTRIBR VC Arenarion pungentis		[0]							I
BLITEXS	[0]								I
BUPLSPI OC Erinaetalia		[0]							III
FESTSP.	[0]								II
VELLMAL AC Velletum mairei		[0]							I
TEUCMUS AC Teucrieto-Avenetum		[0]							I
CENTJOS AC Velletum mairei		[0]							I
ARTENEG AC Artemisietum negr-mesatl		[0]							I
ALYSSPI OC Erinaetalia		[0]							III
EUPHMEG AC Velletum mairei		[0]							I
ORMESCA VC Ormenton scariosae		[0]							I
BROMTEC	[0]								I
CENTGAT	[0]								I
GENISCO AC Genisto-Carthametum Artemisia-h.-a.-Steppe		[0]							I
AC Genisto-Bupleuretum									I
TEUCMAL VC Lavandulo-Carthamion		[0]							I
CARTFRU VC Lavandulo-Carthamion AC Genisto-Carthametum		[0]							I
ARTEMES AC Artemisietum negr-mesatl		[0]							I
LACTRIV VC Arenarion pungentis		[0]							I
ECHICAP	[0]								I
HELISAL	[0]								I
POLYPOL	[0]								I
MINUMON	[0]								I
CRSATL	[0]								I
SALVVER	[0]								I
ONONNAT	[0]								I
CERAFAL	[0]								I
HORDMUR	[0]								I
ANDRMAX OC Lygeo-Stipetalia		[0]							I
BISCDID	[0]								I
SIDEMON	[0]								I
TORIELO	[0]								I
ALYSDAM	[0]								I
PAROCHL	[0]								I
CENTACH	[0]								I
ERODCIC	[0]								I
PICRHIS	[0]								I
ATRACAN	[0]								I
ERYSINC	[0]								I
CALLCUC	[0]								I
JUNIPHO OC Eph-Juni		[0]							I
RAFFPRI AC Myosoteto-Raffenaldetum		[0]							I
DACTGLO KC Lygeo-Stipetea		[0]							I
HIPPSP.	[0]								I
BUXUBAL VC Junipero-Quercion		[0]							I
GALIAPA	[0]								I
VERBSP.	[0]								I
TELEIMP	[0]								I
STIPTEN KC Lygeo-Stipetea		[0]							I
GLAUCOR	[0]								I
ADENBAC AC Adenocarpo-Buxetum DA Adenocarpetosum		[0]							I
RESEPHY	[0]								I
LINAMIN	[0]								I
CTENCRI	[0]								I
STIPPAR OC Lygeo-Stipetalia		[0]							I
ERUCPIN	[0]								I
LAPPSPI	[0]								I
LOTUMAR AC Genisto-Bupleuretum		[0]							I
THYMSAT Artemisia-h.-a.-Steppe		[0]							I
BUFOTEN	[0]								I
HERTMAR VC Lavandulo-Carthamion		[0]							I
BROMRUB	[0]								I
FILAPYR	[0]								I
SCHIBAR	[0]								I
ARTEHER KC Lygeo-Stipetea DA Zizipho-Acacetium		[0]							I
CARLBRA	[0]								I
RESELUT	[0]								I
HERNHIR	[0]								I
ECHIHUM OC Lygeo-Stipetalia		[0]							I
TEUCPOL	[0]								I
SALSBRE	[0]								I
SILEFIL	[0]								I
EUPHPEP	[0]								I
MEDIPOL OC Lygeo-Stipetalia		[0]							I
LACTVIM	[0]								I
ASTRTRI	[0]								I
CHAMERI	[0]								I
LOMESTE	[0]								I
LAUNACA Artemisia-h.-a.-Steppe		[0]							I
PAROARA	[0]								I
PICRCOR	[0]								I
CRUCHIR	[0]								I
PLANAFR	[0]								I
STIPCAP	[0]								I
HAMMSCO Hammada-Steppen		[0]							I

