

Zwergbinsenrasen im Südwesten der Iberischen Halbinsel

-

eine Analyse räumlicher und zeitlicher Vegetationsmuster

Dissertation

von

Michael Rudner

eingereicht bei der

Fakultät für Biologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

zum Zwecke der Erlangung der Doktorwürde

2004

Referent: Prof. Dr. Ulrich Deil
Korreferent: Prof. Dr. Arno Bogenrieder
eingereicht am: 27.05.04
mündliche Prüfung am: 21.07.04

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Fragestellung	1
2	Methoden und Kenntnisstand	5
2.1	Zwergbinsenrasen auf der Iberischen Halbinsel	5
2.2	Konzeptionelles Modell für die Ökologie der Zwergbinsenrasen	6
2.3	Untersuchungsansatz und Detailfragestellungen	8
3	Untersuchungsgebiete und Methoden	11
3.1	Untersuchungsgebiete	11
3.1.1	Serra de Monchique (Portugal)	11
3.1.2	Campo de Gibraltar (Spanien)	13
3.2	Erfassung von Standortfaktoren	14
3.2.1	Bodenphysikalische Untersuchungen	14
3.2.2	Matrixpotential	15
3.2.3	Bodenchemische Untersuchungen	15
3.2.4	Bodenansprache	16
3.2.5	Bodenmächtigkeit an den ISE-Dauerflächen	16
3.2.6	Relief	16
3.2.6.1	Digitales Geländemodell (DGM) eines Teilgebiets	16
3.2.6.2	Vermessung der Kartierflächen	17
3.2.6.3	Mikrorelief	19
3.2.7	Klimamessungen	19
3.2.8	Geomorphodynamik der Grusdecken	20
3.3	Simulationsrechnung für den Wasserhaushalt	21
3.3.1	Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke	21
3.3.2	Modellierung des Bodenwasserhaushalts	22
3.4	Vegetationskundliche Methoden	23
3.4.1	Vegetationstypisierung und -kartierung	23
3.4.2	Individuenscharfe Vegetationsaufnahme auf Dauerflächen	23
3.4.3	Nomenklatur	27
3.5	Probenahme und Datenerhebung	28
3.5.1	Serra de Monchique	28
3.5.2	Campo de Gibraltar	29

4	Ergebnisse	31
4.1	Lage der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen in der Landschaft	31
4.2	Vegetationskundliche Ergebnisse	35
4.2.1	Isoeto-Nanojuncetea- und Helianthemetea-Gesellschaften	35
4.2.1.1	Zwergbinsen- und Syenitgrusrasen in der Serra de Monchique (Portugal)	36
4.2.1.2	Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren im Campo de Gibraltar (Spanien)	41
4.2.2	Verteilung der Gesellschaften über Exposition und Höhenlage	47
4.2.3	Kleinräumige Vegetationsmosaik und topografischer Feuchteindex	51
4.2.3.1	Serra de Monchique	51
4.2.3.2	Campo de Gibraltar	58
4.3	Standortkundliche Ergebnisse	66
4.3.1	Böden in der Serra de Monchique	66
4.3.2	Böden im Campo de Gibraltar	71
4.3.3	Vergleich der bodenphysikalischen Kennwerte	75
4.3.4	Dynamik der Grusdecken	77
4.3.5	Simulation der Standortverhältnisse	78
4.3.5.1	Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke	78
4.3.5.2	Modellierung des Bodenwasserhaushalts	80
4.3.6	Verlauf des Bodenwasserhaushalts	82
4.3.7	Mikroklima	85
4.4	Intra- und interannuelle Vegetationsdynamik	87
4.4.1	Saisonale Veränderungen	87
4.4.2	Veränderung der Arten-Diversität	95
4.4.3	Arten-Turnover innerhalb und zwischen den Beobachtungsjahren	96
4.5	Bestandsinterne Muster	96
4.5.1	Ergebnisse der Punktmusteranalyse	97
4.5.2	Ergebnisse der <i>multiscale ordination</i>	98
5	Diskussion	100
5.1	Vegetationsklassifikation	100
5.2	Ökologie der Standorte	102
5.2.1	Böden	102
5.2.1.1	Böden in der Serra de Monchique	102
5.2.1.2	Böden im Campo de Gibraltar	102
5.2.1.3	Vergleich der bodenphysikalischen Kennwerte	103

5.2.1.4	Bodenchemische Untersuchungen	103
5.2.2	Dynamik der Grusdecken	105
5.2.3	Verlauf des Bodenwasserhaushalts	106
5.2.4	Mikroklima	108
5.3	Großräumige Vegetationsmuster	109
5.4	Kleinräumige Vegetationsmosaik	111
5.4.1	Serra de Monchique	111
5.4.2	Campo de Gibraltar	114
5.4.2.1	Kartierfläche bei Facinas	114
5.4.2.2	Kartierfläche „Cerro Quemado“	116
5.5	Zeitliche Entwicklung der Vegetation	117
5.5.1	Turnover	117
5.5.2	Variabilität zwischen den Jahren	117
5.5.3	Saisonale Variabilität	118
5.6	Räumliche Muster innerhalb der Bestände	122
6	Gesamtbetrachtung	124
6.1	Zwergbinsenrasen im landschaftlichen Zusammenhang	124
6.2	Standort der Zwergbinsenrasen	124
6.2.1	Böden	124
6.2.2	Bodenwasserhaushalt	124
6.2.3	Energiehaushalt	125
6.2.4	Primär- oder Sekundärstandort	125
6.3	Räumliche Anordnung der Zwergbinsenrasen	126
6.4	Zeitliche Variabilität der Zwergbinsenrasen	126
6.4.1	Saisonale Entwicklung	126
6.4.2	Interannuelle Fluktuation	127
6.5	Räumliche Struktur der Zwergbinsenrasen	127
6.6	Untersuchungsansatz	128
6.6.1	Mehrskaliger Ansatz	128
6.6.2	Musteranalyse	128
6.7	Entwicklungschancen und Gefährdung der Zwergbinsenrasen	129
7	Zusammenfassung	131
8	Summary	133
9	Literaturverzeichnis	135

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Lage der Arbeitsgebiete und Klimadiagramme für Monchique (Portugal) und Tarifa (Spanien)	3
Abb. 2	Konzeptionelles Modell für die Ökologie der Zwergbinsenrasen	6
Abb. 3	Niederschläge in der Serra de Monchique	12
Abb. 4	Niederschläge im Campo de Gibraltar	13
Abb. 5	Mikroklima-Messanordnung	19
Abb. 6	Klimastation-Messanordnung	20
Abb. 7	Schnitt der idealisierten Grusdecke zur Simulation des Bodenwasserhaushalts	21
Abb. 8	Arbeitsablauf der <i>multiscale ordination</i> , schematisch	26
Abb. 9	Blockbild des Picota (Serra de Monchique) mit Zwergbinsenrasen-Vorkommen	31
Abb. 10	Verteilung der Hangneigung (a) und der Größe von Teileinzugsgebieten (b) an Zwergbinsenrasen-Vorkommen und am Picota gesamt	32
Abb. 11	Reliefsituation der Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique, Portugal	32
Abb. 12	Größe der Teileinzugsgebiete über die Hangneigung am Picota	33
Abb. 13	Reliefsituation der Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar, Spanien	34
Abb. 14	Verteilung der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen in der Serra de Monchique, Portugal in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage	48
Abb. 15	Verteilung der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen im Campo de Gibraltar, Spanien in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage	50
Abb. 16	Profile der Grusdecken auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“	52
Abb. 17	Vegetation und Stofftransport an einer idealisierten Grusdecke	53
Abb. 18	Übersichtskarte zur Kartierfläche Caldas de Monchique	54
Abb. 19	Räumliche Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ (Serra de Monchique, Portugal) a) ohne und b) mit zusätzlichen Teileinzugsgebieten	55
Abb. 20	Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften, berechnet ohne zusätzliche Einzugsgebiete	56
Abb. 21	Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften, berechnet mit zusätzlichen Teileinzugsgebieten	57
Abb. 22	Verteilung der Werte der Bodenmächtigkeit entlang der Messprofile auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften	58
Abb. 23	a) Krautige Vegetation und b) Sträucher (Auswahl) auf der Kartierfläche „Facinas“	59
Abb. 24	Ost-West-Profil der Kartierfläche „Facinas“ (schematisch)	60
Abb. 25	a) Krautige Vegetation und b) Sträucher (Auswahl) auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“	62
Abb. 26	Lage der Kartierfläche „Cerro Quemado“, vergrößerter Ausschnitt aus der topografischen Karte 1:10.000	63
Abb. 27	Räumliche Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ (Campo de Gibraltar, Spanien)	64
Abb. 28	Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ über die Krautgesellschaften	65

Abb. 29	Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ über die Straucharten	65
Abb. 30	Typische Bodenprofile der portugiesischen und spanischen Zwergbinsen-Standorte	66
Abb. 31	Bodenprofile aus der Serra de Monchique	67
Abb. 32	Ordinationsplots des Datensatzes zu bodenchemischen Analysen	69
Abb. 33	Porenverteilung in den Böden der Serra de Monchique	70
Abb. 34	pF-Wg-Kurven zu den Böden unter verschiedenen Pflanzengesellschaften aus der Serra de Monchique	71
Abb. 35	Bodenprofile aus dem Campo de Gibraltar (Auswahl)	72
Abb. 36	Porenverteilung in den Böden aus dem Campo de Gibraltar	73
Abb. 37	pF-Wg-Kurven zu den Böden unter verschiedenen Pflanzengesellschaften aus dem Campo de Gibraltar	74
Abb. 38	Ordination bodenphysikalischer Daten	76
Abb. 39	Erodierter Abschnitt einer Grusdecke	77
Abb. 40	Übersicht über die Erosion von Grusdecken an der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ (5 Abschnitte)	78
Abb. 41	Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke in ein- bzw. mehrtägigen Schritten	79
Abb. 42	Verlauf der gemessenen und modellierten Bodenwassergehalte	81
Abb. 43	Gemessener Bodenwassergehalt in 5 cm Tiefe gegen modellierten Bodenwassergehalt für die oberen 1,5 dm	81
Abb. 44	Verlauf der Bodentemperaturen (T_{Boden}), des Bodenwasserpotentials (Ψ) und der Niederschläge (N) an Zwergbinsenstandorten in Portugal und Spanien über drei Jahre, schematisch	83
Abb. 45	Verlauf des Bodenwasserpotentials über zwei Jahre (Beispiel einer portugiesischen Messfläche)	84
Abb. 46	Temperatursummen in 5 cm Bodentiefe in der Serra de Monchique. Ermittlung für drei verschiedene Höhenlagen im Zeitraum 19.05.-18.06.1998 nach dem <i>degree day</i> -Ansatz mit den Temperaturgrenzen 10°C und 35°C (SNYDER et al. 1999, 2001).	85
Abb. 47	Tageswerte (7-20 Uhr) der potentiellen Evaporation nach Piche (E_{piche}), der Temperatursumme in 10cm Höhe (DD) und des Energieeintrags aus der Globalstrahlung für drei Höhenlagen in der Serra de Monchique.	86
Abb. 48	Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes ohne phänologische Differenzierung	88
Abb. 49	Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter Arten für die phänologisch nicht differenzierte Analyse der Daten aus der Serra de Monchique	88
Abb. 50	Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes mit phänologischer Differenzierung	89
Abb. 51	Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter blühender Arten für die phänologisch differenzierte Analyse der Daten aus der Serra de Monchique	90
Abb. 52	Ordination einer CA des Datensatzes zu Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar ohne phänologische Differenzierung	91

Abb. 53	Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes mit phänologischer Differenzierung	92
Abb. 54	Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter blühender Arten für die phänologisch differenzierte Analyse der Daten aus dem Campo de Gibraltar	93
Abb. 55	Optima der Poisson-Regressionsmodelle für blühende Arten. Vergleich des portugiesischen und des spanischen Untersuchungsgebiets	94
Abb. 56	Saisonale Variation der Diversität (Shannon's Entropie H) und der Artenzahlen auf portugiesischen und spanischen Dauerflächen in verschiedenen Höhenlagen.	95
Abb. 57	Saisonaler und interannueller Arten-Turnover in Zwergbinsenvegetation, berechnet auf der Basis von Aufnahmepaaren.	96
Abb. 58	Ripley's K für ausgewählte Arten, Probefläche VdC-BCD	97
Abb. 59	Ladungen der Arten auf dem ersten Eigenvektor der <i>multiscale ordination</i>	98
Abb. 60	<i>Multiscale ordination</i> , gleitender Durchschnitt der 1. Achse der PCA, Schrittweite 6	99
Abb. 61	Häufigkeitsverteilung zweier Arten über die Bodenmächtigkeit	99

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Definition der räumlichen Skalen für die Untersuchung	9
Tab. 2:	Aufstellung der untersuchten Größen, nach räumlichen Skalen gegliedert	10
Tab. 3	Ableitung des topografischen Feuchteindex nach BEVEN (1986)	18
Tab. 4	Charakteristika der Grusdecke für die Simulation	22
Tab. 5	Simulationsplan	22
Tab. 6	Syntaxonomische Übersicht der Zwergbinsenrasen	35
Tab. 7	Syntaxonomische Übersicht der Sonnenröschenfluren	36
Tab. 8	Zwergbinsen- und Syenitgrusrasen in der Serra de Monchique (Portugal)	Beilage
Tab. 9	Stetigkeitstabelle zu den Zwergbinsen- und Syenitgrusrasen in der Serra de Monchique (Portugal)	38
Tab. 10	Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren im Campo de Gibraltar (Spanien)	Beilage
Tab. 11	Stetigkeitstabelle zu den Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren im Campo de Gibraltar (Spanien)	43
Tab. 12	Idealisierte Horizontfolge der Böden unter Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique	66
Tab. 13	Spannbreite der bodenchemischen Messwerte zu den Zwergbinsenrasen	67
Tab. 14	Idealisierte Horizontfolge der Böden unter Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar	72
Tab. 15	Kennwerte der Ordination von Vegetations- und bodenphysikalischen Daten	75
Tab. 16	Korrelation der bodenphysikalischen Parameter	75
Tab. 17	Parameter für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts	80
Tab. 18	Kumulativer Anteil der durch die Ordinationsachsen erklärten Varianz. Analyse 1 basiert auf einem Datensatz ohne phänologische Differenzierung, Analyse 2 auf dem phänologisch differenzierten Datensatz.	87

Verwendete Abkürzungen

AAS	Atom-Absorptions-Spektrometer
CA	Korrespondenzanalyse
CCA	kanonische Korrespondenzanalyse
CdG	Campo de Gibraltar
CSR	räumlich absolut zufällige Verteilung (<i>complete spatially random</i>)
DCA	<i>detrended correspondence analysis</i>
DD	<i>degree days</i> , Einheit für Temperatursumme
DGM	digitales Geländemodell
DHM	digitales Höhenmodell
EV	Eigenvektor
FI	topografischer Feuchteindex
GIS	Geo-Informationssystem
H	Shannons Entropie (Diversitätsmaß)
IDP	<i>inverse distance to a power</i> (Interpolationsalgorithmus)
ISE	individuenstarke Erfassung
J	Evenness
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung 4. Auflage (AG BODEN 1994)
kf	Koeffizient zur Wasserleitfähigkeit
MSO	<i>multiscale ordination</i>
nFK	nutzbare Feldkapazität
PAR	photosynthetisch aktive Strahlung
PCA	Hauptkomponentenanalyse
pF	negativer dekadischer Logarithmus des Matrixpotentials in [hPa]
SdM	Serra de Monchique
TIN	<i>triangulated irregular network</i> (unregelmäßige Dreiecksvermaschung)
tn	Turnover-Index
Wg	volumetrischer Wassergehalt [%]
WI	<i>wetness index</i> , topografischer Feuchteindex
WRB	Bezugsgrundlage der Boden-Ressourcen der Erde, <i>World Reference Base for Soil Resources</i>
WS	Wassersäule
9TLQC	<i>Nine-Term-Local-Quadrat-Covariance</i> (Block-Varianz-Methode)

1 Einleitung und Fragestellung

Vegetationsmuster sind seit über einem halben Jahrhundert Forschungsgegenstand und dennoch aktuelles Thema (WATT 1947, VAN DER MAAREL 1996, TURNER et al. 2001). Die Arbeiten zu diesem Themenkomplex sind zahlreich, der Begriff 'Vegetationsmuster' wird in vielerlei Hinsicht verwendet: So gibt es standörtliche, räumlich oder zeitlich gefasste Muster ebenso wie solche, die das gemeinsame Vorkommen von Pflanzenarten beschreiben oder, etwas abstrakter, Diversitätsmuster (z. B. DURING & VAN TOOREN 1988, DURING et al. 1988, CASADO et al. 1989, GEISELBRECHT-TAFERNER et al. 1997, BERGMIEIER 1998, GUÀRDIA et al. 1998, HENSEN 1999, BOSSDORF et al. 2000).

Muster im vegetationskundlichen Sinne bezeichnen regelhaftes, also vorhersagbares, Auftreten von Arten oder Pflanzengesellschaften. In den beiden letzten Jahrzehnten ist die wesentliche, bereits zu Beginn von GREIG-SMITH (1952) aufgeworfene Frage der Skalierung verstärkt in das Bewusstsein der Ökologen gerückt (GLENN-LEWIN & VER HOEF 1988, BARTHA 1992, PODANI et al. 1993, ØKLAND 1994, VAN GARDINGEN et al. 1997, WILSON et al. 1999, TURNER et al. 2001). Vieles spricht für den Domänen-Ansatz, der davon ausgeht, dass es zum einen Maßstabebenen oder Skalenniveaus gibt, auf welchen bestimmte Muster erkennbar sind, und dazwischen mehr oder weniger scharfe Übergänge, vergleichbar physikalischen Phasenübergängen (WIENS 1989). Die Muster einer Ebene wirken sich als Rahmenbedingungen auf die darunter liegende, feinere Maßstabebene aus. Umgekehrt kann eine detailliertere Betrachtung auf einem feineren Niveau Erkenntnisse über die innere Struktur und die Ursachen eines Vegetationsmusters bringen. Treffend fasst LEVIN (1992) in einem Übersichtsartikel zu Skalenfragen zusammen:

*„...there is no single 'correct' scale on which to describe populations or ecosystems ...
... change is taking place in many scales at the same time, ... it is the interaction among phenomena on different scales that must occupy our attention.“*

Regionale Gesamtbetrachtungen der Pflanzendecke wie die der Naturräume und Kulturlandschaften beiderseits der Straße von Gibraltar (DEIL 1997, 2003) können auf Grund der Wechselbeziehung zwischen Körnung, Ausdehnung und Zeitbudget der Untersuchung nur auf groben Skalenniveaus stattfinden und den einen oder anderen Punkt exemplarisch durch Betrachtung auf feineren Skalen vertiefen. In einer Arbeit wie der vorliegenden, die sich nur mit einem Vegetationstyp in einem Naturraum beschäftigt, können mehrere Maßstabebenen mit feinerer Auflösung betrachtet werden.

In den Korkeichenwaldlandschaften im Südwesten der Iberischen Halbinsel bilden Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen (Isoeto-Nanojuncetea) ein charakteristisches Element, das mosaikartig in Lücken von Heidegesellschaften oder bodensauren Wäldern eingestreut ist (DEIL 1997). Die Bestände sind häufig mit Helianthemetea-Gesellschaften verzahnt (RIVAS GODAY 1970, PIETSCH 1973, BRULLO & MINISSALE 1998). Die Vegetationsperiode beginnt mit den ersten Herbstregen und endet wenige Wochen nach den letzten Regenfällen im Frühsommer, wie für mediterrane Annuellenfluren üblich (ESPIGARES & PECO 1993, FERNÁNDEZ ALÉS et al. 1993). Gegen Ende der feuchten Jahreszeit kommt es zu einem raschen Wechsel der oberirdisch sichtbaren Arten. Arten der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen werden durch Arten der *Tuberaria*-Fluren (Helianthemetea) ersetzt. Dazu ist eine starke Variabilität in den Abundanzen von Geophyten und Therophyten von einem Jahr zum anderen festzustellen, die vermutlich von den unterschiedlichen Mengen und der raumzeitlichen

Verteilung der Niederschläge abhängt. Die starke intra- und interannuelle Variabilität in Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen wurde bereits in frühen Untersuchungen als wesentliche Eigenschaft der Isoeto-Nanojuncetea festgestellt, dabei wurde der hohe Therophytenanteil (80%) betont (MOOR 1936). Als wesentlicher Standortfaktor wurden periodische Einflüsse wie z.B. ausgeprägte Sommertrockenheit erkannt.

Fragestellungen

Die vorliegende Arbeit widmet sich der Frage, welche Standortbedingungen und Prozesse für das Auftreten und die Dynamik der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen in west-mediterranen Mittelgebirgslandschaften verantwortlich sind. Der erste Fragenkomplex betrifft die landschaftliche Einnischung und die standörtliche und floristische Differenzierung von Zwergbinsenrasen-Typen. Die zweite Frage widmet sich der Analyse der zeitlichen Variabilität der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen sowohl in Hinsicht auf die saisonale Entwicklung als auch in Bezug auf die Fluktuation von Jahr zu Jahr. Können die zeitlichen Zustände der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen als selbstständige Gesellschaften, als Chronozönosen oder als Ökophasen einer Einheit gefasst werden? Die innere räumliche Struktur der Zwergbinsenrasen ist Gegenstand einer dritten Frage. Ist die Einnischung bestandsbildender Arten z.B. bezüglich der Bodenmächtigkeit auf einer feinen Skala zu fassen und spielt die artabhängige Raumbesetzung eine Rolle für die Artenkombination? Bei allen Fragen bildet die Hypothese, dass der Wasserhaushalt im Zusammenspiel mit den Temperaturverhältnissen die bedeutendste Steuergröße darstellt, den Hintergrund.

Wahl des Untersuchungsobjektes

Als Untersuchungsobjekte wurden Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen in der mediterranen Klimazone ausgewählt, da sie ihre saisonale Dynamik dort prägnanter zeigen als in den gemäßigten Breiten. Im Südwesten der Iberischen Halbinsel besiedeln Zwergbinsenrasen Primärstandorte und sind dort sehr gut ausgeprägt. Zudem zeigen sie eine klare standörtliche Differenzierung. So stammt z.B. die Erstbeschreibung des *Laurentio-Juncetum tingitani* aus dem Untersuchungsgebiet (RIVAS GODAY 1968). Die raum-zeitliche Verzahnung der Isoeto-Nanojuncetea mit den *Helianthemetea* ist für mediterrane Gebiete mehrfach beschrieben (RIVAS GODAY 1970, AUBERT & LOISEL 1971), wurde jedoch bislang nicht detailliert untersucht. Um die ökologische Spannweite der Isoeto-Nanojuncetea auf Silikatgestein unter verschiedenen Nutzungseinflüssen zu erfassen, wurden zwei Untersuchungsgebiete im Südwesten der Iberischen Halbinsel ausgewählt (Abb. 1). In der Serra de Monchique sind die Zwergbinsenrasen weitgehend ohne Nutzung. Typische Standorte sind Feinmaterialansammlungen auf Syenitfels mit durch Zuschusswasser und sommerliche Austrocknung geprägten Wasserhaushaltsbedingungen. Im Campo de Gibraltar sind Zwergbinsenrasen häufig in offene Heiden eingestreut und unterliegen unterschiedlich intensiver Beweidung. Der Standort ist durch sandige Böden über Tonschichten und zeitweilig staunasse Verhältnisse gekennzeichnet.

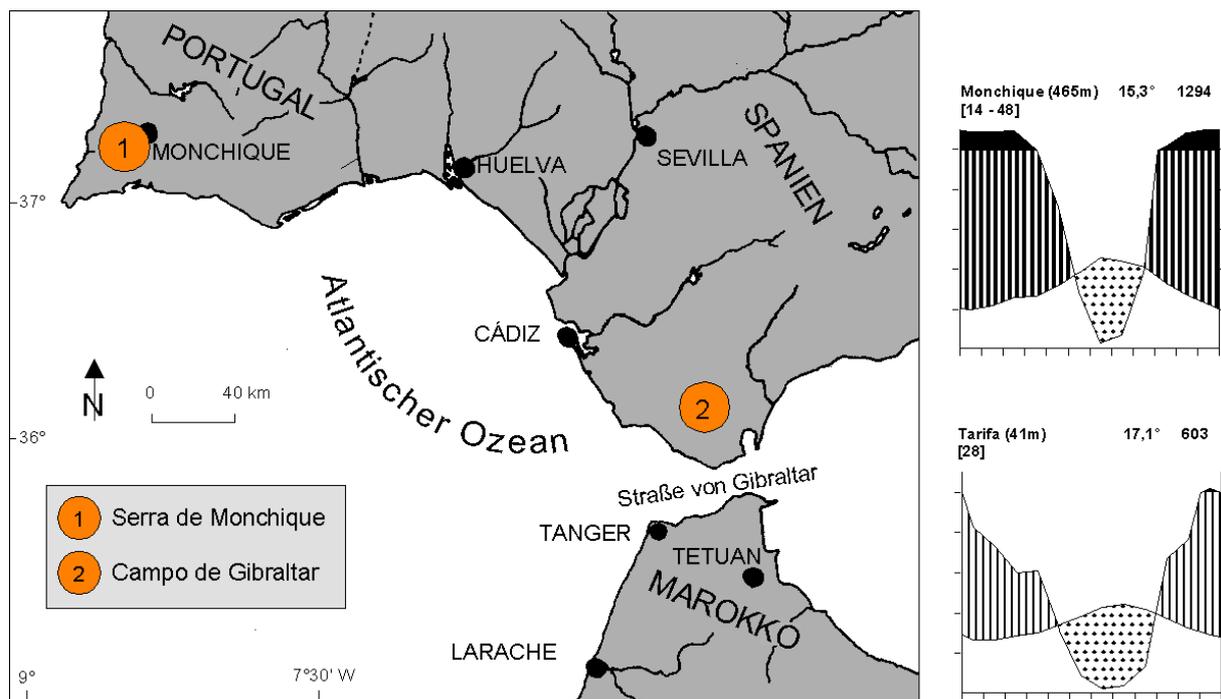


Abb. 1: Lage der Arbeitsgebiete und Klimadiagramme für Monchique (Portugal) und Tarifa (Spanien), INAG 2004, INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA 2004.

Methodischer Ansatz

Da für die Untersuchung von ökologischen Zusammenhängen nicht a priori eine geeignete Skala feststeht, sich die Muster vielmehr auf unterschiedlichen Skalen manifestieren (LEVIN 1992, WIENS 1989, TURNER et al. 2001), wurde ein mehrskaliger Ansatz gewählt.

Die zentrale Betrachtungsebene ist der Vegetationsbestand, hier also die Zwergbinsenrasen. Fragen zur Einnischung werden zunächst auf einer groben Skala, dem Landschaftsmaßstab, untersucht. Es wird aber auch auf einer feineren Skala gearbeitet, um sich der inneren Struktur der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen zu nähern und mit den gewonnenen Erkenntnissen Muster auf der Bestandesebene zu erklären.

Wegen der Frage der Variabilität von Klimaverhältnissen und Vegetationseinheiten von Jahr zu Jahr wurden die Untersuchungen in den Jahren 1998, 1999 und 2000 durchgeführt. Im Jahr 1998 lag der Schwerpunkt der Untersuchungen in der Serra de Monchique, in den Jahren 1999 und 2000 im Campo de Gibraltar

Alle Vegetationserfassungen werden von der Erhebung und Auswertung von Umweltdaten begleitet. Auf den Wasserhaushalt wurde besonderes Augenmerk gelegt, da hier eine wesentliche Steuergröße vermutet wird. So wird der Wasserhaushalt für eine idealtypische Grusdecke der Serra de Monchique und für oberflächennahe Bereiche eines sandigen Bodens im Campo de Gibraltar modelliert. Es wird versucht, die gesamte Bandbreite an Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen im Südwesten der Iberischen Halbinsel abzudecken. Als differenzierende Größe soll auch die Nutzung mit einbezogen werden.

Ziel der Arbeit ist es, Vegetationsmuster in den Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen zu erklären, nicht jedoch eine vollständige pflanzensoziologische Übersicht über die Zwerg-

binsenrasen-Gesellschaften der mediterranen Florenregion zu erarbeiten – dazu wurde vor wenigen Jahren von BRULLO & MINISSALE (1998) eine Übersicht veröffentlicht. Pflanzensoziologische Aufnahmen und deren Klassifikation sind dennoch unerlässlich, um operable Einheiten für die Untersuchung zu erhalten.

Aufbau der Arbeit

Im folgenden Kapitel werden zunächst der Kenntnisstand und der Untersuchungsansatz erläutert. Dann wird der Untersuchungsraum vorgestellt und in die verwendeten Methoden zur Untersuchung der Standortfaktoren sowie die vegetationskundlichen Methoden eingeführt (Kap. 3). Die Ergebnisse der Arbeit werden beginnend beim landschaftsbezogenen Maßstab hin zu kleinräumigeren Betrachtungsebenen vorgestellt. Im Einzelnen werden die Fragestellungen im Anschluss an die Darstellung der Betrachtungsebenen formuliert. Auf die Betrachtung der Lage der Zwergbinsenrasen in der Landschaft folgt die Zuordnung der erfassten Bestände zu pflanzensoziologischen Einheiten. Der landschaftsbezogene Aspekt des Auftretens der Zwergbinsenrasen bezüglich Exposition und Höhenlage wird näher betrachtet. Das folgende Unterkapitel ist kleinräumigen Vegetationsmustern und ihrem ökologischen Hintergrund gewidmet. Es folgt ein größerer Block, in dem die Ergebnisse der standortkundlichen Untersuchungen und der Modellierung des Bodenwasserhaushalts dargestellt werden. Die zeitliche Entwicklung der Vegetation wird in Bezug auf die saisonalen Veränderungen und die Fluktuation von Jahr zu Jahr vorgestellt. Zuletzt werden bestandsinterne Muster auf Art- und auf Bestandsniveau erläutert. Im 5. Kapitel schließt sich die Diskussion der Ergebnisse an, auch diese nach räumlichen Skalen gestaffelt. Eine zusammenhängende Gesamtdiskussion mit dem Versuch der Verknüpfung der raum-zeitlichen Skalen beschließt die Arbeit.

2 Methoden und Kenntnisstand

In diesem Abschnitt wird zunächst der Kenntnisstand zum Untersuchungsobjekt zusammengefasst und dann der Untersuchungsansatz erläutert. Die Methoden werden in vegetationskundliche Methoden und diejenigen zur Erfassung der Standortfaktoren aufgeteilt. Aufnahmemethoden und Auswertungs- bzw. Analysemethoden werden nach Untersuchungstyp gebündelt dargestellt.

2.1 Zwergbinsenrasen auf der Iberischen Halbinsel

Westmediterrane Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen werden seit geraumer Zeit pflanzensoziologisch untersucht (BRAUN-BLANQUET 1938, MOLINIER & TALLON 1947, 1948, BOUCHARD 1951, 1952, POTTIER-ALAPETITE 1952, CHEVASSUT 1956, CHEVASSUT & QUEZEL 1956, NÈGRE 1956, AUBERT & LOISEL 1971, DE FOUCAULT 1988, RHAZI et al. 2001). Auch in pflanzensoziologischen Übersichtsarbeiten wird die mediterrane Florenregion ausführlich behandelt (MOOR 1937, RIVAS GODAY 1970, PIETSCH 1973, BRULLO & MINISSALE 1998). Für den Südwesten der Iberischen Halbinsel ist die Datenlage etwas dünner. So liegen für Westandalusien Arbeiten von RIVAS GODAY (1968), GALÁN DE MERA (1993) und DEIL (1997) vor, die sich auf das Campo de Gibraltar beziehen, dazu eine Arbeit von RIVAS-MARTÍNEZ et al. (1980) für die Coto de Doñana. Für den Algarve lagen zu Beginn der Geländearbeiten lediglich die Aufnahmen von DEIL aus dem Jahr 1996 vor (RUDNER et al. 1999). Mittlerweile wurde für den Barrocal, das küstennahe Kalkplateau im Algarve, eine Arbeit zu diesem Vegetationstyp vorgelegt (PINTO-GOMES et al. 1999). Jüngere Arbeiten zur Vegetation von temporären Kleingewässern befassen sich auch mit Zwergbinsenrasen im Alentejo (ESPÍRITO SANTO & ARSÉNIO, im Druck) oder liefern eine Synopsis der von *Isoetes* dominierten Gesellschaften der Iberischen Halbinsel (MOLINA, im Druck).

Zum charakteristischen Phänomen der Veränderung von Individuendichte und Artenzusammensetzung innerhalb der Vegetationsperiode (BOUTIN et al. 1982, BALLESTEROS 1984) existiert innerhalb des Untersuchungsraumes nur eine Arbeit (SPIEGELHAUER 1994), obwohl auf die Verzahnung mit den *Helianthemetea* bereits seit langem hingewiesen wurde (RIVAS GODAY 1970, AUBERT & LOISEL 1971).

Fragen zum Areal und zur Biologie charakteristischer Arten von Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen aus vor allem mitteleuropäischem Blickwinkel wurden zum einen in umfangreichen Arbeiten von VON LAMPE (1996) und TÄUBER (2000a) sowie von MÜLLER (1996) geleistet. Zum anderen wurde auf dem 1. Freiburger Geobotanischen Kolloquium (DEIL et al. 1999) das Wissen vieler Experten zu *Isoeto-Nanojuncetea*- und *Litorelletea*-Gesellschaften zusammengeführt, sei es zur Rolle der Diasporenbank (BERNHARD 1999, POSCHLOD et al. 1999), zum Keimungsverhalten (PIETSCH 1999, TÄUBER 1999) oder zur Populationsbiologie (ALBRECHT 1999, VOGEL 1999).

Zu den Standortverhältnissen im Südwesten der Iberischen Halbinsel ist der Kenntnisstand eingeschränkt auf die Angaben zu den oben genannten pflanzensoziologischen Erhebungen. Es gibt Hypothesen zur Rolle des Wasserhaushalts (SPIEGELHAUER 1994) und eine Auswertung von Ellenberg-Zeigerwerten (NEZADAL 1999). Eingehende ökologische Untersuchungen fehlen bisher.

Bezüglich der Zwergbinsenrasen-Vegetationskomplexe ist die Frage der Selbständigkeit der Vegetationseinheiten, wie zum Beispiel des im Herbst auftretenden *Scillo-Ophioglossetum lusitanici* (BALLESTEROS 1984) ungeklärt. Zu den *Helianthemetea* stehen drei Übersichtsarbeiten zur Verfügung (RIVAS GODAY 1957, RIVAS-MARTÍNEZ 1978, DE FOUCAULT 1999). Die Art der Verzahnung mit den *Isoeto-Nanojuncetea*-Beständen ist jedoch nicht im Detail untersucht.

2.2 Konzeptionelles Modell für die Ökologie der Zwergbinsenrasen

Das konzeptionelle Modell zur Ökologie der Zwergbinsenrasen stellt die Grundlage zur Entwicklung des Untersuchungsansatzes dar. Das Modell greift das Konzept der Gliederung der Umwelteinflüsse in die drei Kategorien „Ressourcen“, „direkte Gradienten“ und „indirekte Gradienten“ auf (Abb. 2, BEGON et al. 1998, GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

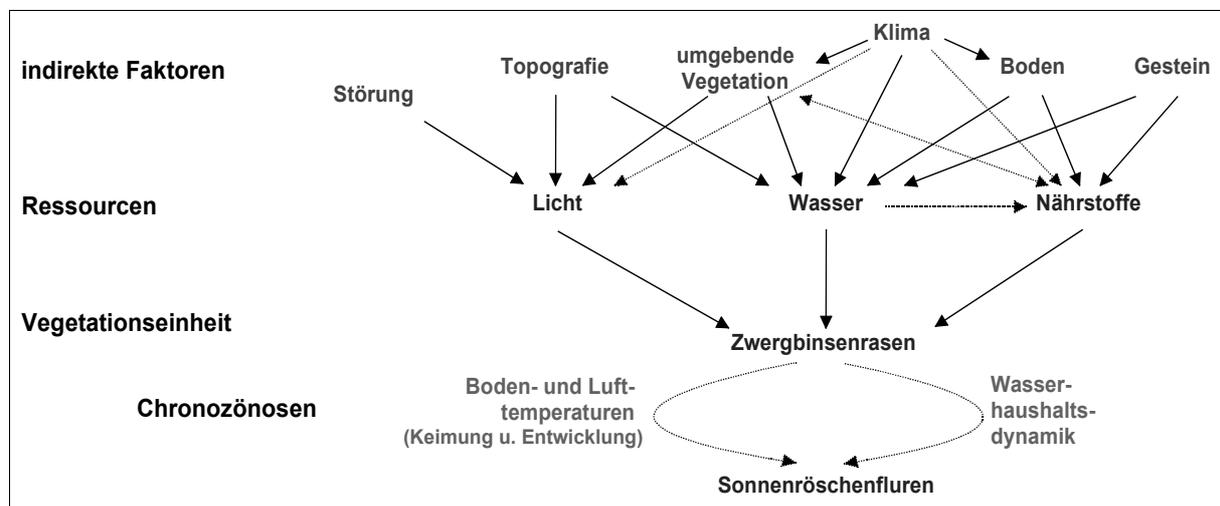


Abb. 2: Konzeptionelles Modell für die Ökologie der Zwergbinsenrasen

Die Einflussgrößen und ihre Abhängigkeiten werden im folgenden nach der Ressourcen-Ebene gegliedert skizziert.

Licht

Seitens der Topografie sind Exposition und Hangneigung sowie die Höhenlage entscheidend für den Strahlungsgenuss und für die Wasserversorgung. Die Beschattung durch den Vegetationsbestand darf nur sehr klein sein (interspezifische Konkurrenz), dies gilt auch für die Keimung (die von TÄUBER (2000a) untersuchten Arten der *Isoeto-Nanojuncetea* sind fast durchgängig Lichtkeimer). Entscheidend für den Großteil der Zwergbinsenrasen im Südwesten der Iberischen Halbinsel ist die sommerliche Trockenheit, die die Etablierung mehrjähriger Arten regelmäßig verhindert. Wo diese für das Offenhalten der Standorte nicht ausreicht, sind in der Regel wiederkehrende Störungen notwendig. Diese resultieren aus natürlichen Prozessen, etwa Übergrusung oder Übersandung, anhaltender Überflutung oder Tritt durch Wild- oder Weidetiere. Die direkte Sonneneinstrahlung ist abhängig von der Wolkendecke und ist die wesentliche Größe zur Steuerung der Erwärmung des Bodens, eine für Wärmekeimer relevante Größe.

Wasser

Der Witterungsverlauf steuert über Zeitpunkt und Intensität der Regenfälle die Wasserversorgung in Frage kommender Standorte. Neben den Niederschlägen spielt hier die Evapotranspiration, die wiederum vom Witterungsverlauf und auch von Exposition und Hangneigung abhängt, eine entscheidende Rolle für die Menge pflanzenverfügbaren Wassers. Die Topografie bestimmt das Einzugsgebiet der Standorte, aus dem nach Niederschlagsereignissen Wasser zuströmen kann (Oberflächenabfluss oder Hangzugwasser). Die Hangneigung ist der entscheidende Faktor für den hydraulischen Gradienten, und damit für die Abflussgeschwindigkeit des Wassers. Die Struktur des Bewuchses im Einzugsgebiet bestimmt mit, wieviel Wasser abfließen bzw. den Zwergbinsenstandorten zufließen kann. Dazu mindert hochwüchsige Vegetation über erhöhten Wasserverbrauch (Transpiration) die Menge des zur Verfügung stehenden Wassers. Bei der Nutzung tieferer Bodenschichten entsteht keine Konkurrenzsituation. Neben der Porenverteilung der Böden bestimmt deren Mächtigkeit die Speicherkapazität für Wasser. Ein wasserstauender Horizont oder wasserstauende Gesteinsschichten können Tiefenversickerung verhindern und die effektive Mächtigkeit der wasserleitenden Horizonte definieren.

Nährstoffe

Entscheidend für die Nährstoffversorgung sind die verfügbaren Vorräte im Boden. Der Nährstoffgehalt der mineralischen Anteile im Boden hängt direkt vom Ausgangsgestein ab. Tongehalt, Lagerungsdichte und Wasserhaushalt beeinflussen weiterhin neben dem überwiegend gesteinsbedingten pH-Wert die Nährstoffverfügbarkeit. Die Mineralisierungsrate der organischen Anteile des Bodens hängt sehr stark vom Klima bzw. dem Witterungsverlauf ab.

Häufig stehen Zwergbinsenrasen auf nährstoffarmen Standorten. Eine bedeutende Ausnahme stellt die Teichbodenvegetation dar, die jedoch im Untersuchungsgebiet nur an einer Stelle angetroffen wurde und daher nicht näher untersucht wurde. Hier greift das Konzept der realisierten Nische (AUSTIN 1985, BEGON et al. 1998): nährstoffarme Standorte können wegen geringer Lichtkonkurrenz eher von den Arten der Zwergbinsenrasen besiedelt werden. Das Arbeiten in Untersuchungsgebieten mit verschiedenem Ausgangsgestein und entsprechend unterschiedlicher Basenversorgung ist damit möglich. Für die Ermittlung der realisierten Nische ist das Störungsregime (natürlich oder anthropogen) zu betrachten.

Raumzeitliche Muster

Zwergbinsenrasen bilden zusammen mit bodensauren Heiden einen Mosaikkomplex (sensu DIERSCHKE 1994) aus, wobei die Dynamik der Zwergbinsenrasen auf einer anderen zeitlichen Skala liegt als die der Heiden. Der Flächenanteil der Sträucher nimmt allmählich zu und wird nur in größeren Abständen durch Absterben eines Strauchs oder durch besonders starke Sommertrockenheit, Verbiss, Schnitt oder Feuer zurückgenommen, wodurch wieder mehr Raum für Annuelle geschaffen wird. Zonierungen, wie sie in periodisch austrocknenden Stillgewässern zu finden sind (BERGMEIER & RAUS 1999, NÈGRE 1956), können eventuell in feiner Ausprägung an den Fußbereichen der Sträucher in staunassen Bereichen erwartet werden.

In geneigter Lage und bei geringer Verwitterungsaufgabe über anstehendem Gestein stellen Übergrusungen und Übersandungen eine mechanische Belastung für die Pflanzen dar und

tragen zunächst zur Offenhaltung der Flächen bei. Dieser Prozess des Materialeintrags führt jedoch zum Anwachsen der Bodenmächtigkeit und kann so auch die Sukzession von annuellen zu ausdauernden Rasen ermöglichen, wenn der regulierende Staunässeinfluss und die sommerliche Austrocknung abgeschwächt werden. Das kann zu bandförmigen Zonierungen quer zur Hangrichtung führen, wenn im mittleren Bereich der Grusdecke eine ausreichende Mächtigkeit für die Etablierung ausdauernder Arten erreicht wird.

Die Fluktuation der Arten von Jahr zu Jahr (MOOR 1936) kann z.T. mit dem Karussell-Modell (VAN DER MAAREL & SYKES 1993) erklärt werden. Auf Grund der variablen raumzeitlichen Verteilung der Niederschläge sieht die Verteilung der Mikrohabitate in jedem Jahr anders aus. Nach dem Prinzip der relativen Standortkonstanz finden die Arten dann an unterschiedlichen Orten geeignete Habitate (vgl. „Pendelsukzession“ DURING 1980). Hinzu kommt eine stochastische Verteilung der Diasporen.

Die saisonale Dynamik erfüllt die Voraussetzungen für eine Betrachtung der Überlagerung als jahreszeitliche Synusien, Chronozönosen im Sinne von BARKMAN (1973). Lassen sich die einzelnen zeitlichen Phasen nicht klar trennen und gibt es gar eine Trennung von Kennarten der einzelnen Einheiten, mag die Betrachtung als Überlagerungskomplex (MIERWALD 1988) eher zutreffen. Dies würde es erlauben, einen dynamischen Vegetationskomplex mit Hilfe bekannter Vegetationseinheiten zu beschreiben.

2.3 Untersuchungsansatz und Detailfragestellungen

Entsprechend der Erkenntnis von LEVIN (1992) und WIENS (1989), dass Veränderungen in mehreren Skalenniveaus zugleich auftreten, und dass Untersuchungsmaßstab und Reaktion der Organismen gleich skaliert sein sollen, wurde ein mehrskaliger Ansatz gewählt. Zudem lassen sich Effekte nur in wenigen Fällen mit Skalierungsfunktionen in andere Skalenniveaus übertragen (WU 2004). Zur Bezugsskala, die auf den Vegetationsbestand fokussiert, wurde ein größeres Niveau gewählt, das die Zusammenhänge mit der weiteren Umgebung bzw. die regionale und landschaftliche Einbettung abdeckt, und ein feineres Niveau, in dem die innere Struktur der Vegetationseinheiten erfasst werden kann (GETIS & FRANKLIN 1987, TURNER et al. 2001, DUNGAN et al. 2002).

Bei der Definition der Skalen wurde von Überlegungen zu relevanten ökologischen Prozessen ausgegangen. Dabei wurde die Größe der jeweiligen Untersuchungsobjekte und die erwartete Ausdehnung von Mustern berücksichtigt. Nach DELCOURT et al. (1983) zählen alle drei ausgewählten Skalen zum Microscale-Bereich. Hierzu werden als Unterklassen Macro-, Meso- und Micro-Sites mit den Grenzen bei 10 m und 100 m unterschieden. Abweichend von DELCOURT et al. (1983) werden die Bezugsmaße für die Skalen in Relation zu den kleinwüchsigen und nur mit geringer räumlicher Ausdehnung auftretenden Zwergbinsenrasen folgendermaßen gefasst (Tab. 1). „Grain“ und „extent“ entsprechen der Definition von GODRON (1982).

Tab. 1: Definition der räumlichen Skalen für die Untersuchung

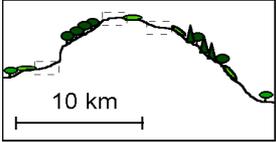
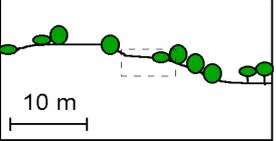
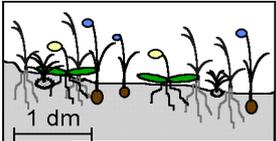
Skala	Bezeichnung	grain [m]	extent [m]
Makro	Ökoton / Landschaft	25	500 - 10.000
Meso	Catena / Hangausschnitt	0,1	5 - 50
Mikro	Ökotope / ZBR-Bestand	0,01	< 1,5

Abhängig vom Skalenniveau lassen sich unterschiedliche Fragen formulieren:

- Makro:*
- Wo in der Landschaft treten Zwergbinsenrasen auf?
 - Wie sieht die weitere Umgebung z.B. das Einzugsgebiet aus?
 - Lassen sich auf dieser Ebene bereits Aussagen zum Standort treffen? (Gestein, Exposition, Hangneigung, Höhenlage, umgebende Vegetation, räumlicher Zusammenhang zwischen Zwergbinsenrasen, Nutzungseinfluss?)
- Meso:*
- Welche Vegetationseinheiten lassen sich abgrenzen?
 - Welche Standorteigenschaften (insbes. Wasserhaushalt) zeichnen sie aus?
 - Wie sehen die Einbettungsmuster der Zwergbinsenrasen aus? (Nachbarschaften, umgebende Strauchvegetation)
 - Besitzen die verschiedenen Zwergbinsenrasen-Typen eine charakteristische Form? (räumliche Ausdehnung, Verbindung)
- Mikro:*
- Gibt es Muster auf Artniveau, die sich in der Mesoskala bemerkbar machen? (Artspezifische Verteilungen, interspezifische Konkurrenz, gehäuftes Auftreten bei bestimmten Bodenmächtigkeiten)
 - Wie sieht die jahreszeitliche Entwicklung innerhalb der Bestände aus?

Die erhobenen Parameter und die verwendeten Methoden sind in Tab. 2 zusammengestellt. Sie werden im Nachfolgenden näher erläutert. Um die zeitliche Variabilität der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen analysieren zu können, wurden die Untersuchungen in den Jahren 1998, 1999 und 2000 durchgeführt. Die Vegetation wurde mehrfach im Frühjahr und Frühsommer sowie im Herbst erfasst. Kontinuierliche Messungen zum Bodenwasserpotential liefen z.T. über die gesamte Untersuchungsdauer.

Tab. 2: Aufstellung der untersuchten Größen, nach räumlichen Skalen gegliedert

räumliche Skalen (-sites sensu DELCOURT et al. 1983)	differenzierende Faktoren	erhobene stand-örtliche Parameter	erfasste vegetationskundliche Daten
Makro = Landschaft 	großräumige Substrat- und Klimagradienten	Auswertung topografischer und thematischer Kartenwerke	Vegetationskomplexaufnahmen, Verbreitung der Vegetationstypen
Meso = Catena 	Reliefposition: edaphische, hydrologische und mesoklimatische Einflüsse	Bodenform, pf-Wg-Kurven, Nährstoffversorgung, Bestandesklima	Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet, Vegetationskartierung
Mikro = Ökotox 	Geomorphodynamik: zyklisch Phänologie: rhythmisch	Bodenmächtigkeit, Mikrorelief, Bodenfeuchte	individuen-scharfe Aufnahmen auf Dauerflächen

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiete

Mit dem gewählten Untersuchungsansatz soll die ökologische und floristische Spannweite der Zwergbinsenrasen auf Silikatgestein im Südwesten der Iberischen Halbinsel untersucht werden, um ihre Einnischung von der landschaftlichen bis zur kleinstandörtlichen Dimension zu erfassen. Zudem sollte noch der Einfluss unterschiedlicher Landnutzung betrachtet werden. Dies macht es erforderlich, zwei Gebiete zu bearbeiten. Ein Gebiet (Serra de Monchique) unterliegt nur sehr schwachem Nutzungsdruck. Die Standorte sind dort in geringmächtigen Feinmaterialansammlungen über Fels zu finden. Im anderen Arbeitsgebiet (Campo de Gibraltar) unterliegen die Zwergbinsenrasen zu einem guten Teil mäßiger bis intensiver Beweidung. Die Standorte liegen in Sandböden mit einer wasserstauenden Schicht in etwa 20-50 cm Tiefe. Die beiden Arbeitsgebiete liegen im Südwesten der Iberischen Halbinsel im ozeanisch getönten Bereich der mediterranen Klimazone (Abb. 1). Die tieferen Lagen fallen in die obere thermomediterrane, die höheren Lagen in die untere bis mittlere mesomediterrane bioklimatische Höhenstufe (RIVAS-MARTÍNEZ 1982, 1988, TORMO MOLINA et al. 1992). Die tieferen Lagen werden als subhumid und die mittleren bis höheren Lagen als humid eingestuft. Nebel spielt nur in den Hochlagen insbesondere im Frühjahr und Frühsommer eine wesentliche Rolle bezüglich der Wasserverfügbarkeit (MERCE 1988). Die Untersuchungsgebiete liegen in den biogeografischen Sektoren Mariánico-Monchiquense, Serra de Monchique, bzw. Gaditano, Campo de Gibraltar (RIVAS-MARTÍNEZ et al. 1997). Sie werden jedoch bereits auf Provinz-Niveau, Luso-Extremadurensen bzw. Gaditano-Onubo-Algarviens getrennt. Die letztgenannte Provinz umfasst im Westen zwar auch den Algarve, deckt dort aber nur den Fußbereich der Serra de Monchique ab (RIVAS-MARTÍNEZ 1988). In der Flora der Zwergbinsenrasen wird diese pflanzengeografische Differenzierung nur in geringem Maße erkennbar. Es ist ein erheblicher Grundstock an gemeinsamen Arten in beiden Untersuchungsräumen vorhanden.

3.1.1 Serra de Monchique (Portugal)

Die Serra de Monchique in der Provinz Algarve im Süden Portugals wird aus einer Syenit-intrusion (Oberkreide 76 Mio. Jahre) aufgebaut, die ab etwa 220 m ü. NN aus einem Mantel aus stark verfalteten Tonschiefern bis in eine Höhe von etwa 950 m ü. NN herausragt (37°20' N, 8°35' W). Der Gesteinswechsel ist direkt an den Oberflächenformen abzulesen. Gegenüber den stark zertalten Hängen im Tonschiefer wirken die Hänge im Syenit sehr gleichmäßig gerundet und bilden häufiger konvexe Profile aus.

Die überwiegend forstliche Nutzung (Eukalyptus- und Kiefernforsten) der Tonschieferzone geht zugunsten einer gartenbaulichen Nutzung der basenreichen Böden der Terrassen im Syenit zurück. Ein großer Anteil dieser terrassierten Flächen sind in der Serra de Monchique an der Südseite stärker als an der Nordseite brach gefallen (KROHMER & DEIL 1999, 2003). Korkeichenwälder nehmen einen größeren Flächenanteil ein und sind in schwächerem Maße mit Eukalyptus durch- bzw. ersetzt (SENG & DEIL 1999).

Insbesondere in Süd- und Südwest-Exposition tritt in der Serra de Monchique der Syenit offen zu Tage. Auf den Felsen sammelt sich in Wannsen (Kuppenlage) oder an

Verflachungen oder Hindernissen Grus und Feinmaterial in oft nur geringen Mächtigkeiten an. Diese Gruswannen und -decken oder -schleppen bilden in der Serra de Monchique den häufigsten Standort der Zwergbinsenrasen (*Isoeto-Nanojuncetea*). Die untersuchten Flächen decken die Höhenlagen von 230 m ü. NN bis 750 m ü. NN ab und umfassen Hang- und Kuppenlagen.

Im Winter 1997/98 fielen in der Serra de Monchique Jahrzehntniederschläge. Diese waren vor allem von Oktober bis Dezember außerordentlich heftig (vgl. Abb. 3) und verursachten viele Materialverlagerungen, von welchen teilweise ganze Straßen mitgerissen wurden (LEITE & PINHO 1998). Vom 25. auf den 26. Oktober fielen 274,7 mm Niederschlag, ein Wert, der über dem Jahrhundertniederschlag für 24 Stunden (248,6 mm) liegt (BRANDÃO et al. 2001).

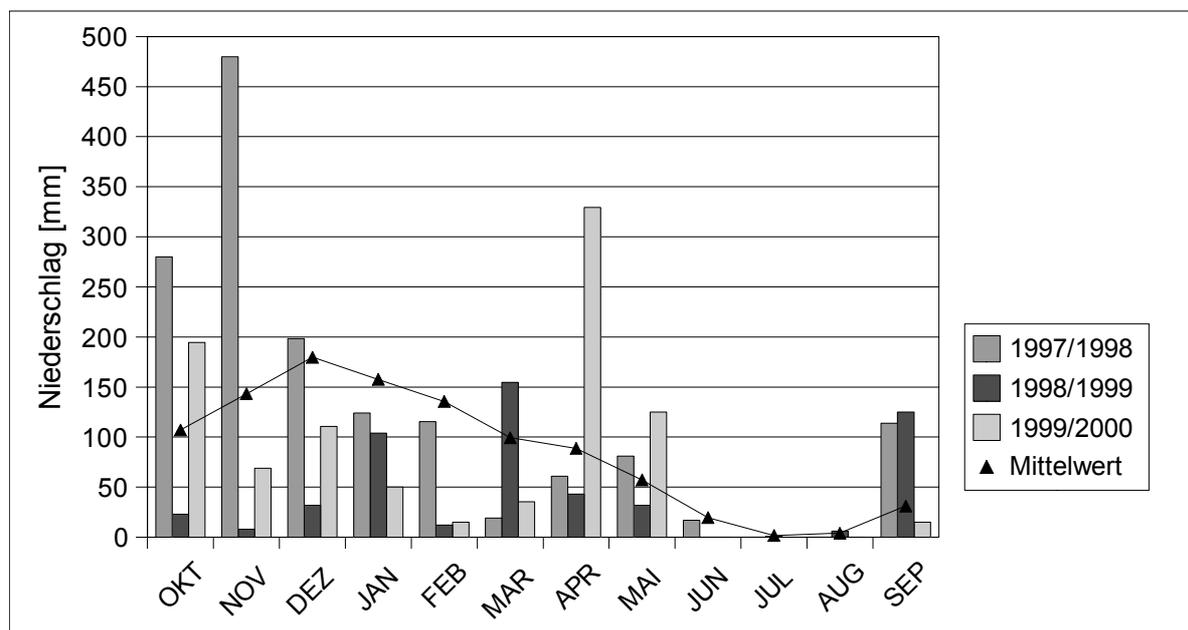


Abb. 3: Niederschläge in der Serra de Monchique (Station 30G/01 Alferce, Mittelwert bezeichnet das langjährige Mittel, Quelle: INAG <http://snirh.inag.pt/>)

Bis in den Mai setzten sich die Niederschläge mit durchschnittlicher Stärke fort. Lediglich der März war deutlich trockener als das langjährige Mittel. Der Winter 1998/99 war dagegen vergleichsweise trocken. Auf überdurchschnittlich starke Regen im September folgte ein trockener Winter (mit weniger als einem Viertel des langjährigen Mittels der Niederschläge). Auch im Jahr 1999 hob sich der März ab. Diesmal mit überdurchschnittlich großen Regenmengen. Insgesamt fiel in diesem hydrologischen Jahr, das in Portugal am 1. Oktober beginnt und am 30. September endet, etwa die Hälfte des langjährigen Mittels der Niederschläge (vgl. Abb. 3). Längere Regenpausen bereits im Oktober, im November und Dezember fiel über 54 Tage kein Regen, im Januar und Februar über 18 Tage, führten zu relativ trockenen Bodenverhältnissen über den Winter. Das hydrologische Jahr 1999/2000 brachte etwa durchschnittliche Regenmengen. Bezüglich deren Verteilung ist bemerkenswert, dass Januar bis März relativ trocken waren und der April sehr niederschlagsreich.

3.1.2 Campo de Gibraltar (Spanien)

Der Naturpark Los Alcornocales umfasst den größten zusammenhängenden Korkeichenwaldbereich Andalusiens (1.700 km²). Er erstreckt sich von den Küstengebirgen bei Tarifa (36°10' N, 5°40' W, Sierra de Enmedio, Sierra de la Luna) bis 78 km nach Norden (Sierra del Aljibe). Diese Gebirgsketten am südwestlichen Ende der Betischen Kordillere sind aus Aljibesandstein, einem quarzreichen Sandstein mit basenarmem Bindemittel, aufgebaut. Er lagert in sehr mächtigen Bänken über Tonstein, der häufig in den Talböden ausstreicht. Die Unterhänge sind meist von Sandstein-Schutt überdeckt. Vereinzelt treten Tonlinsen in den Sandsteinen auf (Miozän, Aquitan) (GONZÁLEZ LASTRA et al. 1990).

Auf Sandstein, der häufig sehr steile Hänge ausbildet, überwiegt die Nutzung als Korkeichenwald mit schwacher Beweidung durch Ziegen und Rinder. Die flacheren Unterhänge und Talböden werden küstennah überwiegend als Allmendweide genutzt (starker Besatz mit Retinto-Rindern, Schweinen, Schafen und Pferden). Jenseits des ersten Höhenzugs überwiegt die Nutzung als Dehesa für die Kampfstierzucht. Höher gelegene Bereiche in der Sierra del Aljibe werden als Jagdgebiet genutzt und tragen entsprechend einen hohen Wildbesatz mit Mufflons, Hirschen und Wildschweinen (BENZLER et al. 1998). Flächen im Unterhang, die von stauenden Horizonten unterschichtet sind, sind in diesem Untersuchungsgebiet bevorzugte Standorte von Zwergbinsenrasen. Diese Flächen sind zeitweise überstaut, lange Zeit im Jahr übersickert (Übergang zu ausdauernden Rasen) oder lange staunass.

Für das Untersuchungsgebiet Campo de Gibraltar liegen Klimadaten zum Küstenbereich (Tarifa) und zum nördlicheren Bereich (Alcalá de los Gazules) vor (Abb. 4). Der Witterungsverlauf für die Untersuchungsgebiete im Campo de Gibraltar gleicht demjenigen der Serra de Monchique. Hier kommt als wesentlicher Klimafaktor ein heftiger Ostwind („Levante“) hinzu, der als Ausgleichsströmung vom Mittelmeer zum Atlantik zieht.

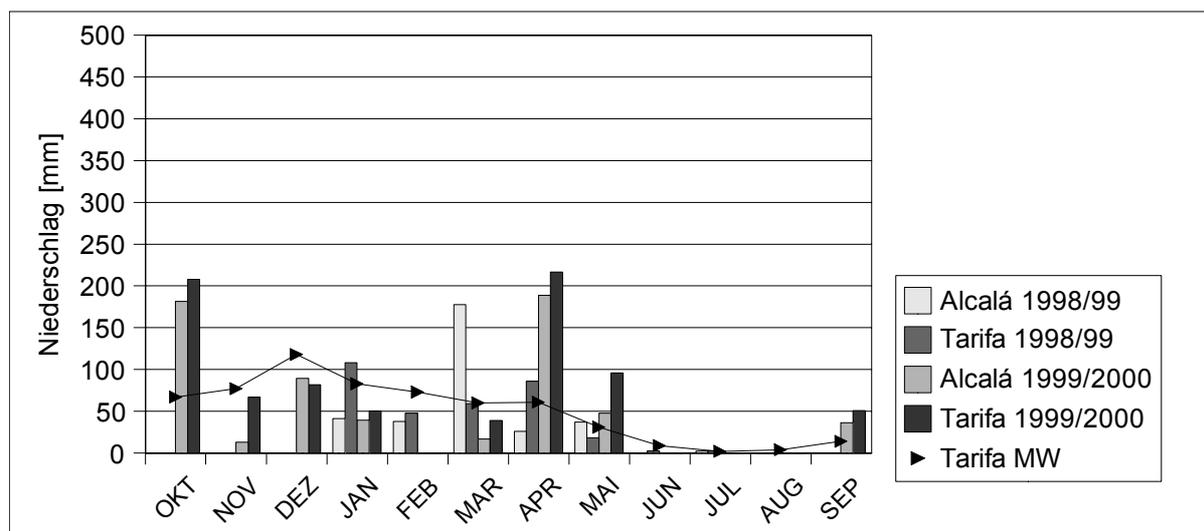


Abb. 4 Niederschläge im Campo de Gibraltar (Tarifa MW bezeichnet das langjährige Mittel der Niederschläge an der Station Tarifa, für Oktober bis Dezember 1998 liegen keine Werte vor, Quelle: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente 2003)

3.2 Erfassung von Standortfaktoren

Die Untersuchung des Einflusses der Standortfaktoren auf die raum-zeitlichen Muster der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen erfordert einerseits die Charakterisierung konstanter Umweltparameter und andererseits die wiederholte oder kontinuierliche Messung von veränderlichen Umweltfaktoren. Da der Wasserhaushalt als wesentliche Einflussgröße betrachtet wurde, wurden sowohl bodenphysikalische Kennwerte ermittelt als auch das Bodenwasserpotential kontinuierlich gemessen. Ein Überblick über die Nährstoffversorgung der Böden ist ebenso von Nöten wie die Ansprache der Böden, um z.B. Stau- nässeinflüsse abschätzen zu können. Das Relief wurde in allen drei Betrachtungsebenen untersucht, da der Einfluss auf den Wasser- und Energiehaushalt unmittelbar gegeben ist. Um den Energiehaushalt und ihre Wirkung auf die Evapotranspiration für verschiedene Probeflächen vergleichen zu können, wurden Klimamessungen durchgeführt. Als ein letzter Aspekt wurde mit der Geomorphodynamik der Grusdecken die einschneidende Veränderung bis Verlagerung der Standorte nach besonders heftigen Niederschlägen untersucht.

3.2.1 Bodenphysikalische Untersuchungen

Es wurde davon ausgegangen, dass mit der Porengrößenverteilung die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens charakterisiert werden kann und somit diese Größen als differenzierende Faktoren für die Standorte der verschiedenen Pflanzengesellschaften herangezogen werden können. Daher wurden an Stechzylinderproben im Labor pF-WG-Kurven gemessen.

Für die bodenphysikalischen Untersuchungen wurden mit Stechzylindern so genannte „ungestörte“ Proben entnommen (HARTGE & HORN 1989). Die Stechzylinder mit einer Höhe von 4 cm fassen ein Volumen von je 100 cm³. Es wurden pro untersuchter Probefläche drei Stechzylinderproben gezogen. Soweit möglich, wurde bei einschichtiger Probenahme die Tiefe 2-6 cm und bei zweischichtiger Probenahme zusätzlich abhängig von den Horizontgrenzen in 10-20 cm Tiefe eine Probe entnommen. Die Stechzylinder wurden im Labor im Schluffkasten mit Wasser gesättigt und stufenweise entwässert (10 cm WS, 60 cm WS) (Unterdruckmethode nach HARTGE & HORN 1989, Unterdruckangaben in cm Wassersäule). Weitere Potentialstufen wurden mit der Überdruckmethode (HARTGE & HORN 1989) in Drucktöpfen über keramischen Platten eingestellt (300 hPa, 900 hPa, 0,4 MPa, 1,5 MPa).

Zur Messung der letzten beiden Werte wurde eine 1 cm dicke Scheibe verwendet. Es wurden jeweils entsprechende Wartezeiten für die Einstellung eines Gleichgewichts eingehalten. Die Böden wurden bei 900 hPa pyknometriert (Vakuumpyknometer mit elektronischem Barometer), um das gesamte Porenvolumen bestimmen zu können. Zusätzlich wurde in den Stechzylindern die Luftleitfähigkeit gemessen (Verfahren nach BROOKS & COREY 1964 zit. in KLUTE 1990). Fehlstellen in den Stechzylindern wurden mit Paraffin ausgegossen und das entsprechende Volumen gravimetrisch ermittelt. Abschließend wurden die Bodenproben bei 105° C getrocknet und wieder gewogen. Aus diesen Werten wurde eine pF-Wg-Kurve, die Lagerungsdichte und die Porenverteilung ermittelt. Die Proben wurden bezüglich der Luftleitfähigkeit nach SCHLICHTING et al. (1995) klassifiziert.

3.2.2 Matrixpotential

Zur Erfassung des Verlaufs des Bodenwasserhaushalts wurden UNIDATA-Datenlogger (Macro-Data Logger Model 7000) mit MBS-Gipsblockelektroden eingesetzt. Auf den Einsatz von Tensiometern wurde verzichtet, da bei den geringmächtigen Böden mit raschen und starken Austrocknungsereignissen zu rechnen war und die Tensiometer bei Werten über 800 hPa leicht trockenlaufen können, was einen hohen Wartungsaufwand bedeutet. Zudem sind die elektronischen Druckaufnehmer temperaturabhängig, was bei einer hohen zu erwartenden bodennahen Temperaturamplitude in dieser geografischen Breite nur sehr unzuverlässige Werte erzeugen ließe. Ausgehend von der Hypothese, dass auch kurze Austrocknungsereignisse, die über 500-1000 hPa liegen, stark steuernde Wirkung auf die Vegetation entfalten, fiel die Wahl auf die robusten, relativ kleinen (2,5 cm³) Messsonden. In der Regel wurden drei Gipsblockelektroden mit einem Abstand von etwa 20 cm pro Messfläche in je 4-6 cm Tiefe eingebracht. Zur Auswertung wurden die drei Messwerte pro Probefläche gemittelt und der Standardfehler geschätzt. Parallel dazu wurde die Bodentemperatur ebenfalls in 5 cm Tiefe mit Thermistoren (NTC) gemessen und geloggt. Der Messbereich der Elektroden reicht von -0,04 bis 1,5 MPa Matrixpotential.

Neben diesen mit Messintervallen von 1 Stunde in der Vegetationszeit (Frühling bis Frühsommer) und 6 Stunden für den Rest des Jahres erhobenen Werten zum Wasserpotential kam in der 3. Frühjahrskampagne eine Theta-Sonde zum Einsatz, mit der der Wassergehalt des Bodens in den oberen 5 cm unmittelbar gemessen werden konnte. Diese Methode wurde v.a. an Standorten verwendet, die im zeitigen Frühjahr nicht als Zwergbinsenrasen-Standort zu erkennen waren, weshalb der Einbau von Gipsblöcken nicht zu einer geeigneten Jahreszeit, also vor der ersten Austrocknung, vorgenommen werden konnte. Der Messwert in mV wurde über je eine Austrocknungseichkurve für lehmig-sandige Böden und für grusig-sandige Böden in Wassergehalt übersetzt. Über die pF-Wg-Kurve des jeweiligen Bodens kann auf das Matrixpotential geschlossen werden.

3.2.3 Bodenchemische Untersuchungen

Ziel der bodenchemischen Analysen war es, zu prüfen, inwieweit die Standorte der Zwergbinsenrasen als nährstoffarm bezeichnet werden können. Es wurde nicht erwartet, dass sich die einzelnen Vegetationseinheiten nach der Nährstoffversorgung differenzieren lassen. Entsprechend wurden in allen intensiver untersuchten Landschaftsausschnitten Bodenproben als Mischproben aus mindestens vier verschiedenen Punkten in der Tiefe von 2-10 cm entnommen. Sofern unterschiedliche Standorte vertreten waren, wurde pro Standort eine Probe genommen. In einigen Fällen (Unterschiede in Lagerungsdichte und Färbung in den oberen 1,5 dm) wurden Proben aus zwei verschiedenen Tiefen entnommen.

Aus den luftgetrockneten Proben wurde das Skelett ausgesiebt und gewogen. Folgende Größen wurden gemessen:

- pH-Wert in H₂O mit einer Sentron-Elektrode,
- C/N-Verhältnis in gemahlenem Boden mit C-N-Analyzer,
- Basenversorgung (Mg, Ca, K) mit dem Atom-Absorptions-Spektrometer (AAS).

Für die Messung der Kationen wurde die Extraktionsmethode von TRÜBY & ALDINGER (1989) angewandt.

3.2.4 Bodenansprache

An kleinen Schürfgruben wurden im portugiesischen Arbeitsgebiet Bodenprofile aufgenommen. Die Nomenklatur richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (AG BODEN 1994) und wurde anschließend in die Systematik der Bezugsgrundlage der Boden-Ressourcen der Erde (WRB, BAILLY et al. 1998) übertragen. Die spanische Systematik der Böden ist dazu homolog (PORTA CASANELLAS et al. 1999). Die Textur wurde per Fingerprobe nach KA 4 ermittelt. Die Bodenprofile entsprechen den Probeflächen für die „ungestörten“ Proben. Im spanischen Arbeitsgebiet wurden für die Bodenansprache Pürckhauer-Bohrstockeinschläge ausgewertet, da die Böden meist mächtiger als 2 dm waren. Zusätzlich zur KA 4 wurden hier die Erkenntnisse von KUBIENA (1953) herangezogen.

3.2.5 Bodenmächtigkeit an den ISE-Dauerflächen

Die Bodenmächtigkeit wurde nur im portugiesischen Arbeitsgebiet erfasst. Diese Arbeiten wurden am Ende der zweiten Frühjahrskampagne (1999) durchgeführt, um die Struktur der Samenbank im Boden möglichst wenig zu verändern. Zur Messung wurde im Abstand von 5-10 cm eine Sonde bis zur Felsoberfläche eingestochen. Bei Werten, die stark von den umgebenden Punkten abwichen, wurden zusätzliche Messpunkte gesetzt.

3.2.6 Relief

Das Relief wird in allen untersuchten Maßstabsebenen erfasst, da auf jeder der drei Skalen ein starker Einfluss auf den Wasser- und Energiehaushalt beispielsweise über die Größe des Einzugsgebiets oder über den Strahlungsgenuss angenommen wird.

3.2.6.1 *Digitales Geländemodell (DGM) eines Teilgebiets*

Für das portugiesische Untersuchungsgebiet liegt ein digitales Geländemodell (DGM) über 5 km x 5 km vor, das alle erfassten Gebiete mit Vorkommen von Zwergbinsenrasen abdeckt. Das DGM hat eine horizontale Auflösung von 25 m und eine vertikale Auflösung von 1 m (Lizenznummer 371/03 Instituto Geografico Portugues). Das DGM wurde in das GIS ArcView 3.2[®] von ESRI[™] mit den Extensions SpatialAnalyst[™] und 3D-Analyst[™] eingeladen und visualisiert. Mit dem Programm TauDEM von TARBOTON (2002) wurde eine topografische Analyse durchgeführt: Füllen abflussloser Senken, Ableiten von Hangneigung, Exposition und spezifischem Einzugsgebiet nach dem D_{∞} -Algorithmus. Der Parameter „spezifisches Einzugsgebiet“ steht für die Anzahl an Flächenäquivalenten, die durch die jeweilige Rasterzelle entwässern. Ein Flächenäquivalent entspricht dabei der Größe einer Rasterzelle, hier 25 m x 25 m. Für die Hangausschnitte mit Vorkommen von Zwergbinsenrasen wurde die Verteilung der genannten Parameter erhoben und der Verteilung über das gesamte DGM gegenübergestellt.

3.2.6.2 Vermessung der Kartierflächen

Die Kartierflächen wurden im Gelände topografisch vermessen. Die größte Fläche, die auch den größten Höhenunterschied aufweist (Serra de Monchique: Caldas de Monchique), wurde mit einem Theodoliten (Zeiss Th42) aufgenommen. Dazu wurden in jeweils zwei Metern Abstand hangabwärts gerichtete Profile eingemessen. Die Vermessung wurde durch eine schematische Zeichnung der Profile ergänzt. Entlang der Profile wurde mit einer Sonde die Mächtigkeit der Grusdecke bestimmt. Aus den Profilen wurde eine topografische Karte der Fläche im Maßstab 1:50 angefertigt. Die Äquidistanz der Isohypsen beträgt 0,2 m. Die Höhe wurde von einem nahe gelegenen Haus nach Angaben aus der topografischen Karte 1: 5000 übertragen. Die Isohypsenkarte wurde im Gelände korrigiert. Für die Übernahme ins Geo-Informationssystem (GIS) wurde die Karte gescannt, in regelmäßigen Abständen Punkte auf die Isohypsen gesetzt und die Geländehöhe im Programm Surfer™ (GOLDEN SOFTWARE 2000) mit dem Verfahren Kriging (Default-Einstellungen bei stärkerer Gewichtung der Richtung senkrecht zu den Isohypsen) interpoliert. Das so gewonnene digitale Geländemodell (DGM) wurde mit einem Punktabstand von 0,37 m (45 x 100 Rasterfelder) ins GIS ArcView 3.2® zur weiteren Verarbeitung geladen. Hier wurde sowohl der 3D-Analyst™ für die Darstellung als Blockbild als auch der Spatial Analyst™ zur statistischen Auswertung verwendet. Die statistische Auswertung konzentriert sich, wo möglich, auf die Profile, da dort Angaben zur Mächtigkeit der Grusdecke in hoher Genauigkeit vorliegen. Für die gesamte Kartierfläche wurde per Kriging die Mächtigkeit der Grusdecke aus den Profildaten und den Daten zum Rand der Grusdecken in Surfer® interpoliert.

Die anderen Kartierflächen wurden mit einem Nivelliergerät (Zeiss Ni 42) erfasst (Campo de Gibraltar: Facinas, Cerro Quemado). Hierzu wurden im 1 m- oder 2 m-Raster Punkte aufgenommen. An Geländeknicken wurden zusätzliche Punkte erfasst. In ESRI™ ArcView 3.2® wurde hierfür der IDP-Algorithmus (Power = 2) verwendet. Die Tiefe der Obergrenze des Wasserstauers wurde in einem 2 m-Punktraster (Facinas) oder entlang eines ausgewählten Profils (Cerro Quemado) mit Pürckhauer-Bohrstock-Einschlägen erfasst. Bisweilen konnte nur die Tiefe einer Steinlage ermittelt werden.

Für diese Punkte wurde die Höhe der Oberfläche der Stauschicht errechnet. Unter der Annahme, dass die Oberfläche der stauenden Schicht weitgehend glatt sei und zwischen den Messpunkten gleichmäßig verlaufe, wurden weitere Höhenpunkte linear interpoliert. Davor wurden die Mächtigkeitswerte der nächstgelegenen Messung für die Eckpunkte der Karte übernommen. Mit den dann vorhandenen Punkten wurde ein TIN (*triangulated irregular network*), also ein Dreiecksmaschennetz, erzeugt. Zur Schätzung der Mächtigkeit der wasserleitenden Schicht wurde dieses digitale Höhenmodell der Oberfläche der stauenden Schicht vom digitalen Geländemodell (DGM) abgezogen.

Topografischer Feuchteindex

Zur Untersuchung des Wasserhaushalts auf der Mesoskala (Catena) wird ein topografischer Feuchteindex herangezogen. Der boden-topografische Index nach BEVEN (1986) (*soil-topographic index*, Tab. 3) basiert auf dem topografischen Index nach KIRKBY & WEYMAN (1974) und ist wesentlicher Bestandteil des hydrologischen Modellierungskonzepts TOPMODEL (BEVEN & KIRKBY 1979). Dieser Index wird aus der Topografie unter Verwendung eines digitalen Höhenmodells (DHM) abgeleitet und dient dazu, innerhalb eines Einzugsgebiets Bereiche zu kennzeichnen, die sich hydrologisch ähnlich verhalten.

Die Grundannahmen für diesen Index sind:

1. Die Dynamik des Wasserspiegels in der oberflächennahen wasserführenden Schicht kann durch einheitlichen Abfluss (Hangzug) pro Einheitsfläche angenähert werden.
2. Der hydraulische Gradient kann über die lokale Hangneigung angenähert werden.

Der Ansatz geht von einer wasserführenden Schicht über einer wasserstauenden Schicht aus. D.h., es erfolgt keine Tiefenversickerung, das Wasser wird in Richtung des stärksten Gefälles hangabwärts verlagert (Hangzug). Das Gefälle darf nicht zu gering sein, da sonst der hydraulische Gradient mit dem Wasserspiegel schwanken würde.

Einschränkung der Gültigkeit des Modells

Nach anhaltender starker Trockenheit gibt es keinen zusammenhängenden Wasserkörper mehr. Für den Fall der Wiedervernässung durch die ersten Herbstregen ist der Ansatz nur eingeschränkt gültig, da die spezifischen Einzugsgebiete tatsächlich kleiner sind als angenommen.

Tab. 3: Ableitung des topografischen Feuchteindex nach BEVEN (1986)

Autor	Formel	Legende
KIRKBY & WEYMAN (1974)	$FI = \ln(a/\tan b)$	a: spezifisches Einzugsgebiet
BEVEN (1986)	$FI = \ln(a/(T_0 \tan b))$	b: Hangneigung T ₀ : Transmissivität

Die Indizes werden logarithmiert, da sich die Werte für das spezifische Einzugsgebiet über mehrere Größenordnungen verteilen.

Ohne Verletzung der Grundannahmen kann die Transmissivität des Bodenkörpers - das Integral der Wasserleitfähigkeit über die Bodenmächtigkeit - in den Index aufgenommen werden. Dazu muss dieser Wert für alle Punkte des untersuchten Einzugsgebiets bekannt sein. Hohe Werte des topografischen Feuchteindex zeigen Bereiche an, für die eine Sättigung des Bodenkörpers wahrscheinlicher ist bzw. häufiger eintritt.

In dieser Untersuchung wird keine Modellierung mit dem TOPMODEL-Ansatz gerechnet sondern lediglich der topografische Feuchteindex dazu herangezogen, den Wasserhaushalt der kartierten Flächen in einer Größe zu fassen.

Die Berechnung des topografischen Feuchteindex erfolgt rasterorientiert auf der Basis eines digitalen Höhenmodells. Dazu werden unter Verwendung der Software TauDEM (TARBOTON 2002) Ableitungen des DHM errechnet und das spezifische Einzugsgebiet, d.h. die Größe der Fläche, die durch die Rasterzelle entwässert wird, für alle Rasterzellen ermittelt. Aus Messprofilen oder gestreuten Messpunkten wird für die Kartierfläche die Mächtigkeit der wasserführenden Bodenschicht per Kriging oder linear interpoliert.

Werte für die Wasserleitfähigkeit werden mit Rosetta (SCHAAP 1999), einer Pedotransferfunktion auf Datenbankbasis aus gemessenen bodenphysikalischen Werten, gewonnen und für Teilgebiete oder das Gesamtgebiet zugewiesen. Rosetta verwendet die van Genuchten-Mualem-Parametrisierung der Richards-Gleichung (VAN GENUCHTEN 1980). Die Transmissivität wird bei den angetroffenen Bodenmächtigkeiten (Werte < 0,5 m) als Produkt von

Mächtigkeit der wasserführenden Schicht und der gesättigten Wasserleitfähigkeit berechnet.

Parallel zum Ansatz des topografischen Feuchteindex wird auch der Zusammenhang zwischen der Mächtigkeit des wasserführenden Bodenkörpers bis zur stauenden Schicht und den Vegetationseinheiten auf den kartierten Flächen untersucht. Die Mächtigkeit des durchwurzelbaren Bodenkörpers wird hier als proportionale Größe zur Wasserspeicherkapazität gesehen.

Der Vergleich der Verteilungen der Werte für die verschiedenen Vegetationseinheiten kann nicht mit einfachen statistischen Tests untermauert werden, da sowohl die Index-Werte als auch die Vegetationseinheiten auf den Kartierflächen räumlich autokorreliert sind (LEGENDRE et al. 2002). Daher werden die Verteilungen in Boxplots nebeneinander gestellt und über den Median sowie den Bereich zwischen dem 25-Perzentil und dem 75-Perzentil (entspricht der Box) verglichen.

3.2.6.3 Mikrorelief

Das Mikrorelief wurde über Messungen im 2,5-5 cm Abstand für die ISE-Dauerflächen erfasst. Dazu wurde vom Bespannungsniveau des exakt horizontierten Zählrahmens, der auch für die Vegetationserfassung an den Dauerflächen verwendet wurde, mit einer Sonde der Abstand zur Bodenoberfläche gemessen (Genauigkeit ± 1 mm). Daraus wurde jeweils ein gerastertes digitales Höhenmodell mit lokalem Bezug und Höhenangaben in [cm] erstellt.

3.2.7 Klimamessungen

An ausgewählten Probeflächen wurden Tagesgänge für Lufttemperatur, relative Luftfeuchte (Testo-Logger testostor 175-2), Globalstrahlung (LI-COR-Pyranometer LI-200SZ) und photosynthetisch aktive Strahlung (PAR, LI-COR-Quantumsensor LI-190SZ) am Handmessgerät LI-250 gemessen. Zusätzlich wurden Piche-Evaporimeter zur Abschätzung der Evaporation eingesetzt (Abb. 5). Um die einzelnen Probepunkte auf nicht gleichzeitig gemessenen Flächen vergleichen zu können, wurden Strahlungstage für die Messungen ausgewählt.

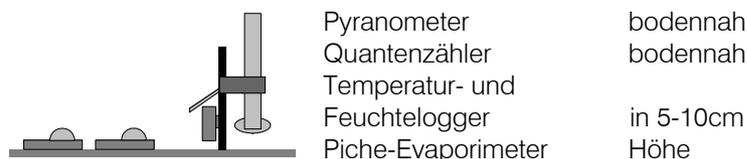


Abb. 5: Mikroklimateststation

Die Messungen wurden i.d.R. in der unmittelbaren Nachbarschaft von Dauerflächen für die individuengenaue Erfassung der Vegetation vorgenommen.

In der dritten Frühjahrskampagne (2000) wurde auf einer Kartierfläche (mit mehreren ISE-Dauerflächen) im Campo de Gibraltar eine kleine Klimamessstation eingerichtet (Abb. 6).

Die Fläche im Rio Almodóvar-Tal liegt in 50 m Höhe ü. NN und ist mit einem Myrto-Quercetum bestanden (NEZADAL et al. 1994, DEIL 1997).

Dort wurden die folgenden Größen gemessen:

- Globalstrahlung
- PAR
- Niederschlag
- Oberflächenfeuchte
- Windgeschwindigkeit
- Temperatur
- relative Luftfeuchtigkeit

Parallel dazu wurden Temperatur- und Luftfeuchte an mehreren Stellen in der etwa einen Meter hohen offenen Strauchvegetation jeweils in Bodennähe und in 1 m Höhe gemessen.

In dieser Vegetationsperiode wurde auch in der größeren Höhenlage über mehrere Wochen die Lufttemperatur in 10 cm Höhe und in unmittelbarer Blattnähe erfasst. Aus diesen Daten wird es möglich sein, die Temperatursummen unterschiedlicher Höhenlagen zu vergleichen.

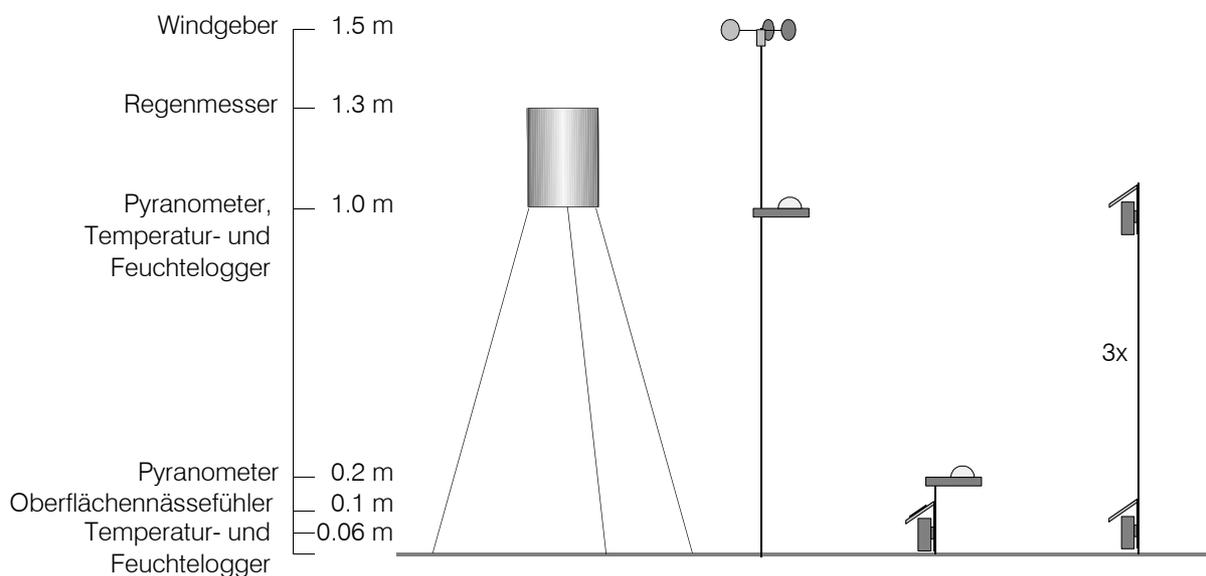


Abb. 6: Klimastation-Messanordnung

3.2.8 Geomorphodynamik der Grusdecken

Im Winter 1997/98 fielen in der Serra de Monchique außerordentlich heftige Niederschläge (vgl. Kap. 3.1). Das Ausmaß der durch den entsprechenden Oberflächenabfluss bedingten Erosion der Grusdecken wurde in einer Kartierfläche an mehreren Abschnitten ausgemessen. Die Schwarz-Weiß-Grenze auf den Syenitfelsen markierte den vormaligen Rand der Grusdecke an deren Oberkante. Offenliegende Syenitfelsen sind von Blaualgen bewachsen, die eine schwarze Oberfläche erzeugen. Frisch aufgedeckter Syenit ist unbewachsen und entsprechend der Farbe der Minerale (überwiegend Feldspat und Glimmer) sehr hell. Aus den Messungen wurden Volumina für den Materialtransport errechnet.

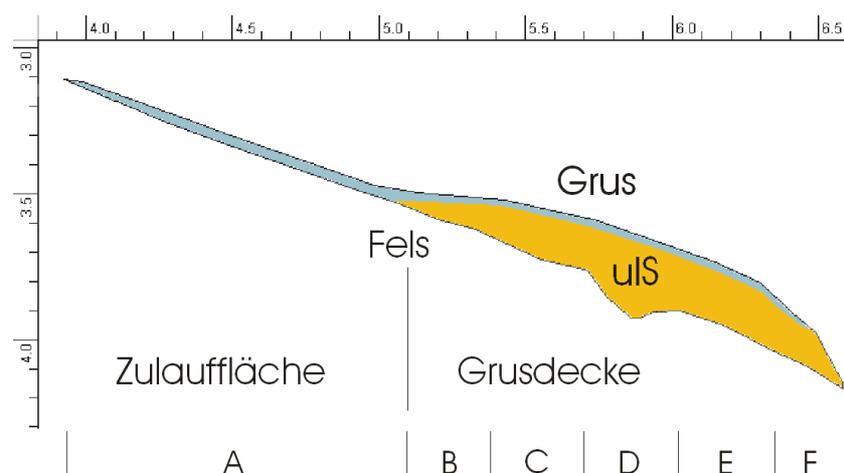
Der Grusauftrag in durchschnittlichen Jahren konnte nicht erfasst werden.

3.3 Simulationsrechnung für den Wasserhaushalt

Um den Wasserhaushalt der Zwergbinsenrasen-Standorte in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf und von der Lage und Mächtigkeit des wasserleitenden Bodenkörpers besser verstehen zu können, wurden zwei verschiedene Simulationsrechnungen durchgeführt.

3.3.1 Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke

Die Wasserversorgung der Standorte der Zwergbinsenrasen wird auf den geringmächtigen Grusdecken über Fels stark von Niederschlägen und seitlichem Zustrom beeinflusst. Die Simulation des Bodenwasserhaushalts an einem derartigen Standort trägt wesentlich zum Verständnis der Vegetationsmuster bei. Für eine idealtypische Grusdecke mit einem zusätzlichen felsigen Einzugsgebiet wurde mit dem Programmpaket VS2DTI (HSIEH et al. 2000) für einen Profilschnitt die Entwicklung des Bodenwasserhaushalts simuliert (Abb. 7, Tab. 4). Das Programmpaket VS2DTI verwendet ein Finite Differenzen-Modell zur Lösung der Richards-Gleichung (LAPPALA et al. 1987). Die Diskretisierung erfolgte über ein regelmäßiges rechteckiges Gitter mit einer Spaltenbreite von 0,04 m und einer Zeilenhöhe von 0,02 m. Die Simulation ist in die vier Phasen „Niederschlag“ (5 Tage), „starker Zustrom“ (3 Tage), „schwacher Zustrom“ (4 Tage), „keine Wasserzufuhr“ (18 Tage) unterteilt (Tab. 5). Die Werte zur Wasserleitfähigkeit wurden aus pF-Wg-Kurven der untersuchten Böden unter Verwendung der Datenbank „Rosetta“ ermittelt (SCHAAP 1999). Werte zur potentiellen Evapotranspiration entstammen einer Messreihe mit kleinen Wägelysimetern, die vor Ort durchgeführt wurde. Die Wägelysimeter (Durchmesser 20 cm) waren mit Bodenmonolithen gefüllt, die mit Zwergbinsenrasen bestanden waren. Während der Niederschlagsphase wurde keine Evapotranspiration berücksichtigt. Zu Beginn der Simulation ist der Bodenwasserhaushalt über die Lage der Grundwasseroberfläche etwa 2 m unterhalb der Grusdecke als relativ trocken definiert.



A. Zulauffläche, B: oberer Randbereich der Grusdecke, C: oberer Abschnitt mittlerer Mächtigkeit, D: rel. mächtiger mittlerer Abschnitt mit Vertiefung im Fels, E: unterer Abschnitt mittlerer Mächtigkeit, F: unterer Rand der Grusdecke

Abb. 7 Schnitt der idealisierten Grusdecke zur Simulation des Bodenwasserhaushalts

Tab. 4: Charakteristika der Grusdecke für die Simulation

	Grusdecke	Zulauffläche
Länge	1.5 m	1.15 m
Grusauflage	0.02 m	0.02 m
Feinmaterial (Sul)	0.2 m	-
Neigung	5°-20°	ca. 20°

Tab. 5: Simulationsplan

Tag	Wassermenge Grusdecke	Wassermenge Zulauffläche	Evaporation _{pot}	Transpiration _{pot}
0	-	-	-	-
1-5	5 mm	5 mm	-	-
6-8	-	3.5 mm	1.75 mm	2 mm
9-12	-	2 mm	1.75 mm	2 mm
13-30	-	-	1.75 mm	2 mm

3.3.2 Modellierung des Bodenwasserhaushalts

Die Modellierung der Menge pflanzenverfügbaren Wassers in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf bildet den Zusammenhang zwischen Klimadaten und Bodenwasserhaushalt quantitativ ab. Mit ihr wird die Basis für eine Betrachtung des Bodenwasserhaushalts in Zeiträumen, für die keine direkten Messungen zum Wasserhaushalt, sondern nur Klimadaten vorliegen, geschaffen.

Unter Verwendung der Klimadaten der eigenen Messstation wurde für den obersten Abschnitt eines Pseudogleys der Verlauf des Wassergehalts unter Verwendung der Programmkomponente zum Bodenwasserhaushalt aus dem MOSAIK-Landschaftsmodell (SCHRÖDER et al. 2004) berechnet. Dieses Ein-Speicher-Modell vernachlässigt lateralen Fluss. Tiefenversickerung ist möglich. Die potentielle Evapotranspiration nach Penman-Monteith (MONTEITH 1965 in FOKEN 2003) wird in Abhängigkeit der geografischen Breite, dem Zeitpunkt im Jahr, Bodenkennwerten und meteorologischen Daten wie Niederschlag, Wind, Temperatur bestimmt und anschließend auf die aktuelle Evapotranspiration reduziert. Die Implementierung entspricht einer Empfehlung des DVWK (1996). Das Modell liefert eine Kurve des Wassergehalts im Boden bzw. des pflanzenverfügbaren Wassers.

Um den Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten zum Matrixpotential in 5 cm Bodentiefe zu ermöglichen, werden die Potentiale über die gemessene pF-Wg-Kurve in Wassergehalte umgerechnet. Für das Modell wird die Mächtigkeit des betrachteten Speichers mit 1,5 dm angenommen. Kapillarer Aufstieg wird nicht betrachtet. Die Startbedingungen zum Wassergehalt sind aus Messungen zum Matrixpotential, die vor Ort über den gesamten Winter aufgezeichnet wurden, bekannt.

3.4 Vegetationskundliche Methoden

Entsprechend dem mehrskaligen Untersuchungsansatz musste die Vegetation als eigentlicher Gegenstand der Untersuchungen in einer jeweils adäquaten Weise erfasst werden, um die gewünschte Auswertung zuzulassen.

3.4.1 Vegetationstypisierung und -kartierung

Die Erfassung der Vegetationstypen dient zunächst dem Überblick über die im Untersuchungsraum vorhandenen Pflanzengesellschaften, um für die weitere Bearbeitung, sei es die ökologische Analyse, sei es die Vegetationskartierung, handhabbare Einheiten zusammenfassen zu können. Die Vegetationsaufnahmen werden auch dazu herangezogen, die Verteilung der Pflanzengesellschaften im Raum zu analysieren. Vegetationstypen wurden im 10er Meter-Bereich mit dem Ziel kartiert, die Einbettung in andere Vegetationseinheiten zu klären und auch den Einfluss abiotischer Variablen in diesem Maßstabbereich zu untersuchen.

Auf der Mesoskala wurden Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Es wurden homogene Aufnahmeflächen ausgewählt. Die Flächengrößen lagen zwischen 0,2 und 1 m². Die Vegetationsaufnahmen wurden für die Klassifizierung der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen sowie der Sonnenröschenfluren im Untersuchungsraum herangezogen. Dazu wurden die Vegetationstabellen unter Verwendung des Programms SORT 4 (DURKA & ACKERMANN 1998) sortiert. Es wurde nach floristischer Ähnlichkeit sortiert. Clusteralgorithmen wurden nicht eingesetzt. Der Satz aller Vegetationsaufnahmen wird zur Analyse der Verteilung der Vegetationstypen nach Höhenlage und Exposition im Untersuchungsraum herangezogen (Makroskala). Vegetationskomplexe wurden im Rahmen der Vegetationskarten erfasst. Eine darüber hinausgehende sigma-soziologische Erfassung von Vegetationskomplexen wurde nicht im Rahmen der vorliegenden Arbeit vorgenommen. Dies war im Rahmen des Projektes „Vegetationsmuster in Korkeichenwaldlandschaften“ (DFG Förderkennzeichen DE 402/3-4) ein Vorhaben des Teilprojekts „Landschaftswandel und Vegetationskomplexe“ (Prof. Dr. U. Deil).

Vegetationskarten wurden ebenfalls auf mesoskaligem Niveau angefertigt. Die Ausdehnung der Karten variiert von 7 m x 7 m bis 18 m x 35 m. Der Aufnahmemaßstab liegt bei 1:50 oder 1:100. Als Kartiereinheiten werden floristisch-soziologisch definierte Vegetationseinheiten herangezogen. Gehölze werden auf Individuenniveau erfasst. Mit der Auswertung der Vegetationskarten sollen die Einnischung der Vegetationseinheiten und charakteristische Nachbarschaften sowie die Mutterbildung in der catenalen Dimension aufgedeckt werden.

3.4.2 Individuenscharfe Vegetationsaufnahme auf Dauerflächen

Um die zeitliche Variabilität der Zwergbinsenrasen fassen zu können, wurden die Zwergbinsenrasen auf Dauerflächen über mehrere Jahre hinweg mehrmals im Jahr erfasst. Zur Aufklärung der inneren Struktur dieser Rasen war eine individuenscharfe Erfassung notwendig, die es einerseits erlaubt, den genauen Skalenbereich, auf dem sich Muster

manifestieren, zu ermitteln und andererseits eine Analyse des Zusammenhangs mit Umweltfaktoren auf ebendieser Skala ermöglicht.

Auf dem feinsten Skalenniveau wurden Dauerflächen zur individuenscharfen Erfassung (ISE) der Vegetation angelegt. Die Flächen waren 0.5 m x 0.5 m groß, wurden dauerhaft vermarkert und mit zwei verschiedenen Positionometern erfasst. Bei allen Aufnahmen wurde der gleiche Zählrahmen mit 2,5 cm-Raster als Bezugsebene verwendet. In den ersten beiden Jahren kam ein Positionometer nach NOBIS (1996) zum Einsatz, das über ein Videokamera eine Markierung erfasst und deren Koordinaten für die aktuell eingestellte Pflanzenart abspeichert. Im dritten Jahr wurde ein Hebelarm-Positionometer nach SCHMIDT & RUDNER (2000) eingesetzt. Hierbei wird die Position über einen Hebelarm festgelegt und manuell die Speicherung der Koordinaten ausgelöst. Die ISE wurde, soweit möglich, mehrfach pro Jahr für die Dauerflächen ausgeführt.

Die erfassten Abundanzdaten erlauben die Auswertung des Datensatzes mit phänologischer Differenzierung und gestatten die Anwendung einer Vielzahl von statistischen Verfahren, die auf Schätzwerte zur Deckung nicht angewendet werden können. Für diese Verfahren werden die Abundanzen jedoch transformiert, z.B. logarithmiert, um den Einfluss von wenigen dominierenden Arten auf die Analyse des Gesamtdatensatzes zu dämpfen.

Zur Analyse der zeitlichen Variabilität werden die Daten der ISE-Flächen zunächst ausgewertet, ohne die Positionsdaten zu berücksichtigen. Dazu werden Ordinationsverfahren, in der Regel Korrespondenzanalyse (CA) oder kanonische Korrespondenzanalyse (CCA), angewendet, um die saisonale Entwicklung und ihre Abhängigkeit von Umweltfaktoren herauszuarbeiten. In einer ersten Analyse werden die Daten ohne phänologische Differenzierung verwendet, in einer zweiten Analyse mit phänologischer Differenzierung, die in Anlehnung an TÄUBER (2000b) erfolgt. Meist werden Täubers Kategorien nochmals zusammengefasst, um nicht zu viele „Arten“ mit sehr wenigen Vorkommen im Datensatz zu haben.

Um die zeitliche Entwicklung der Zwergbinsenrasen zu klären, wurden an die Ordinationsachse, die jeweils eng mit der saisonalen Entwicklung der Zwergbinsenrasen korreliert, Poisson-Regressionsmodelle für die Arten (1. Analyse) oder die blühende Phase der Arten (2. Analyse) angepasst. Die Ordinationen und das Anpassen der Poisson-Modelle wurde mit dem CANOCO 4.5 Softwarepaket für Windows (TER BRAAK & SMILAUER 2002) gerechnet.

Artendiversität

Bei der hohen saisonalen Variabilität der Zwergbinsenrasen ist abhängig von der Art des Übergangs zwischen der Frühjahrsphase, die von Charakterarten der Isoeto-Nanojuncetea geprägt ist, und der frühlommerlichen Phase, in der Arten der Helianthemetea eine größere Rolle spielen, ein unterschiedlicher Verlauf der Diversitätskurve - bezogen auf oberirdisch erkennbare Arten - zu erwarten. Werden die Arten nach und nach durch andere ersetzt, ergäbe sich eine gleichmäßige Kurve. Handelt es sich um zwei klar abgetrennte Phasen, wäre ein bimodaler Verlauf zu erwarten. Und falls der Übergang nicht scharf ist, sondern über einen bestimmten Zeitraum Arten beider Gruppen in hoher Zahl nebeneinander auf den gleichen Flächen auftreten, wäre für diesen Zeitraum ein Maximum der Diversität zu erwarten.

Zur Untersuchung der Entwicklung der Artendiversität während einer Vegetationsperiode innerhalb der Probeflächen (α -Diversität) wurde Shannons Entropie H (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) auf den Datensatz von 1998 aus der Serra de Monchique und auf einen Teil der Datensätze aus 1999 und 2000 aus dem Campo de Gibraltar angewendet (Gl. 1).

$$H = - \sum_{i=1}^q p_i \log(p_i) \quad (1)$$

mit q : Artenzahl, p_i relative Frequenz oder Anteil der Art i .

Die Evenness J wurde entsprechend der Gleichung 2 berechnet.

$$J = H/H_{max} = H/\log(q) \quad (2)$$

Da Shannons Entropie Dominanzstrukturen ebenso berücksichtigt wie die Artenzahl, wird die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme­fläche zusätzlich angegeben.

Turnover

Bei den Zwergbinsenrasen stellt sich einerseits die Frage nach der saisonalen Variabilität und deren Ausmaß. Andererseits ist im Mittelmeerraum auch eine hohe klimatische Variabilität von einem Jahr zum anderen gegeben. Vor dem Hintergrund der Frage nach der Behandlung der jahreszeitlichen Phasen der Zwergbinsenrasen ist es von Interesse, zu erfassen, wie stark die Veränderung der Artenzusammensetzung innerhalb einer Vegetationsperiode ist. Eine zweite Frage betrifft das Maß der Fluktuation der Arten in ihrem Auftreten von Jahr zu Jahr. Und beide Aspekte werden durch die Frage verbunden, ob der oberirdische Artenaustausch in klimatisch unterschiedlichen Jahren vergleichbar ist.

Wenn die jahreszeitlichen Phasen klar definiert sind, wird über die Jahre ein vergleichbarer saisonaler Turnover mit einem Austausch eines großen Teils der Arten erwartet, der von der Nutzung weitgehend unabhängig ist. Falls dagegen eher ein kontinuierlicher Übergang zwischen den Phasen stattfindet, müsste die Turnoverrate geringer ausfallen und kann zwischen den Jahren stärker schwanken. Es wird davon ausgegangen, dass Arten mit einer breiteren ökologischen Amplitude und insgesamt häufigerem Auftreten (*core species* sensu HANSKI 1982) weniger Fluktuation zeigen als Arten, die sehr enge ökologische Ansprüche haben, seltener angetroffen werden (*satellite species* HANSKI 1982) und in jedem Jahr an anderer Stelle passende Standortverhältnisse vorfinden.

Der Turnover oberirdisch erkennbarer Vegetation spiegelt die Unähnlichkeit der Aufnahmen wieder. Er wurde nach RUSSELL et al. (1995) und RELYS et al. (2002) mit Gleichung 3 berechnet. Diese Formel ist komplementär zu Sørensens Ähnlichkeitskoeffizient (SØRENSEN 1948 in LEGENDRE & LEGENDRE 1998)

$$tn = \frac{N_{A \setminus B} + N_{B \setminus A}}{N_A + N_B} = 1 - S_{Sorensen} \quad (3)$$

mit: N_A Artenzahl zum Aufnahmezeitpunkt A, N_B Artenzahl zum Aufnahmezeitpunkt B, $N_{A \setminus B}$ Zahl der Arten, die nur zum Zeitpunkt A auftreten, $N_{B \setminus A}$ Zahl der Arten, die nur zum Zeitpunkt B vorkommen.

Entsprechend einer Empfehlung von VELLEND (2001) wurde der Turnover auf der Basis von Aufnahmepaaren berechnet und auf die Detrended Correspondence Analysis (DCA) zur Berechnung der β -Diversität verzichtet. Der Turnover oberirdisch erkennbarer Arten von einem Jahr auf das andere wurde mit der gleichen Formel berechnet. Die vollständige Artenliste eines Jahres aus mehreren Aufnahmen einer Vegetationsperiode an einer Dauerfläche wurde mit der des folgenden Jahres verglichen.

Räumliche Analyse der ISE-Datensätze

Die räumliche Analyse der Vegetation auf der Mikroskala dient der Eingrenzung des eigentlichen Skalenniveaus für Muster innerhalb der Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen. Es wird einerseits der Beitrag von artspezifischen Mustern und andererseits ein Homogenitätsniveau des Bestandes ermittelt. Auf dieser Grundlage bzw. dem ermittelten Skalenniveau kann dann eine Analyse der Reaktion der Vegetation auf Umweltparameter erfolgen. Entsprechend UPTON & FINGLETON (1985) sowie DALE et al. (2002) wird der ISE-Datensatz mit zwei Methoden, einer Punktmusteranalyse und einer rasterbasierten, mehrskaligen Ordination, untersucht.

Die Analyse von Mustern des Gesamtbestandes und deren Maßstab erfolgt über eine mehrskalige Ordination (*multiscale ordination* - MSO, VER HOEF & GLENN-LEWIN 1989). Dazu wird auf die gerasterte Vegetationsaufnahme der ISE-Flächen (2,5 cm Maschenweite) die Methode „*Nine-Term Local Quadrat Covariance*“ (9TLQC) nach DALE (2000) angewandt. Der Analyseweg wird im folgenden kurz umrissen (Abb. 8). Für verschiedene Blockgrößen wird unter Anwendung eines lokalen 9-Felder-Operators jeweils eine Kovarianzmatrix der Arten erstellt. Die Summe dieser Kovarianzmatrizen wird einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) unterzogen. Pro Rasterfeld kann für jeden aus dieser PCA resultierenden Eigenvektor ein Wert errechnet werden (sog. *component scores*). Aus der Aufteilung der Eigenwerte auf die Blockgrößen lassen sich musterrelevante Skalenniveaus ablesen. Die *component scores* werden über ein relevantes Skalenniveau gemittelt.

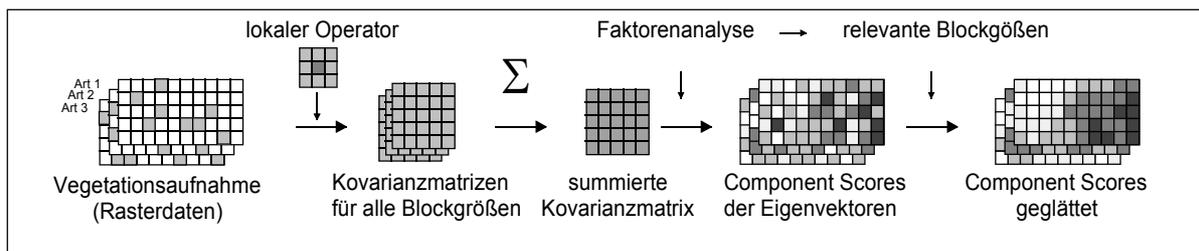


Abb. 8: Arbeitsablauf der *multiscale ordination*, schematisch

Ziel der MSO ist es, herauszufinden, auf welcher Skala die höchste Varianz vorliegt, um Rauschen von Mustern zu unterscheiden. Zusätzlich liefert die MSO Hinweise, welche Arten wesentlich zu den Vegetationsmustern beitragen.

In einem weiteren Schritt wird versucht, das Auftreten der bedeutendsten Musterbildner in der MSO in Abhängigkeit von Umweltvariablen zu erkennen. Eine Analyse der Positionsdaten für einzelne Arten oder Paare von Arten wurde mit dem Ziel verfolgt, charakteristische Verteilungsmuster für diese Arten quantitativ zu beschreiben und festzustellen, ob die Arten zueinander eine hohe räumliche Affinität aufweisen oder ob sie sich meiden. Die

Ergebnisse dieser Analysen können zum Verstehen der Muster auf Bestandsniveau beitragen.

Distanz-Statistiken 2. Ordnung wie Ripley's K -Formel (RIPLEY 1981) erlauben es, Punktmuster (geklumpte, zufällige oder überdisperserte Verteilung) und den für das betreffende Muster relevanten Skalenbereich aufzuzeigen. Hier wird Ripley's K -Formel (Gl. 4) sowohl uni- als auch bivariat auf ausgewählte Arten angewandt. Es erfolgt eine Randkorrektur nach GOREAUD & PELISSIER (1999), da innerhalb der Aufnahme­fläche ein Gradient nicht ausgeschlossen werden kann und eine toroidale Randkorrektur (HAASE 1995) somit nicht sinnvoll erscheint.

$$K(t) = A \cdot \sum_i \sum_j w_{ij} I_t(i, j) / n^2 \quad (4)$$

mit: $i \neq j$ und $I_t(i, j) = 1$, wenn $d_{ij} < t$, sonst 0

A : Größe der Aufnahme­fläche, t : Radius, w_{ij} : Gewichtungsfaktor für Randkorrektur,
 d_{ij} : Distanz zwischen Punkt i und Punkt j , n : Anzahl der Elemente im Datensatz

$K(t)$ wird nach $L(t)$ transformiert gemäß Gleichung 5:

$$L(t) = t - (K(t)/\pi)^{1/2} \quad (5)$$

so daß:

$L(t) = 0$	bei zufälliger Verteilung
$L(t) \gg 0$	bei überdispersierter Verteilung
$L(t) \ll 0$	bei geklumpfter Verteilung

Im univariaten Fall wird die räumlich absolut zufällige Verteilung (CSR) als Nullhypothese verwendet. Bei der bivariaten Analyse mit Ripley's K wurde gegen das „random labeling“-Nullmodell getestet (WIEGAND & MOLONEY 2004).

3.4.3 Nomenklatur

Die Nomenklatur der Arten folgt der Westandalusischen Flora von VALDÉS et al. (1987). Für Arten, die dort nicht enthalten sind, gilt die Nova Flora de Portugal (FRANCO & ROCHA AFONSO 1971, 1984, 1994, 1999).

Die Nomenklatur der pflanzensoziologischen Einheiten orientiert sich an den aktuellen Checklisten (RIVAS-MARTÍNEZ et al. 1999, 2001, 2002) und Überblicksarbeiten (RIVAS-MARTÍNEZ 1978, BRULLO & MINISSALE 1998, DE FOUCAULT 1999). Vorgeschlagene Namensänderungen (*nomina mutata proposita*) nach Artikel 45 des Pflanzensoziologischen Code (WEBER et al. 2000) werden mit der Erweiterung „nom. mut. propos.“ in Klammern unter der bisherigen Bezeichnung in die Übersicht aufgenommen. Bis zur Bestätigung der Vorschläge durch die Nomenklaturkommission gelten die bisher gültigen Namen weiterhin. Diese werden in der Arbeit verwendet. Eine genaue Aufstellung findet sich in Kapitel 4.2.1.

3.5 Probenahme und Datenerhebung

Die Probenahme wird zunächst für das Untersuchungsgebiet in der Serra de Monchique und dann für das Untersuchungsgebiet im Campo de Gibraltar jeweils für alle Erhebungen und Messungen beschrieben.

3.5.1 Serra de Monchique

Der Syenitbereich in der Serra de Monchique wurde intensiv nach Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen abgesucht. Dabei wurden Angaben von MALATO BELIZ (1982) ebenso genutzt wie Hinweise von Kennern des Gebietes (Prof. Dr. U. DEIL, MIRIJAM SENG). Luftbilder dienten zum Auffinden offener Bereiche auch abseits der Wege.

Vegetationsaufnahmen

Von allen Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren, die angetroffen wurden, wurde eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1964) gemacht. Die Aufnahmeflächen waren oft nur 0,4 m x 0,4 m groß und nie größer als 1 m². Das entscheidende Kriterium war das Vorkommen einer der folgenden Arten: *Isoetes hystrix*, *I. durieui*, *Juncus capitatus*, *J. sorrentinii*, *J. tenageia*, *Cicendia filiformis*, *Solenopsis laurentia*, *Radiola linoides*, *Pinguicula lusitanica*, *Centaureum maritimum*, *Plantago bellardii*, *Tuberaria guttata*, *Logfia gallica*.

Insgesamt wurden in der Serra de Monchique 139 Aufnahmen zu Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen erhoben.

Kartierfläche

In der Serra de Monchique wurde ein Hangausschnitt in der Höhenlage 250 m ü. NN mit SW-Exposition für die Vegetationskartierung ausgewählt (vgl. Karte 1 im Anhang). Von der Kartierfläche wurde eine Vegetationskarte im Maßstab 1:100 angefertigt. Die Ausdehnung der Karte beträgt 18 m x 35 m. In dieser Fläche kamen wiederum Dauerflächen für die individuenscharfe Erfassung zu liegen (*nested design*). Messpunkte zum Mikroklima kamen ebenfalls auf dieser Kartierflächen zu liegen. In der Regel wurde die unmittelbare Nachbarschaft der genannten Dauerflächen ausgewählt.

Dauerflächen für die individuenscharfe Erfassung (ISE-Flächen)

Die Dauerflächen lagen zumeist in den Kartierflächen oder in deren unmittelbarer Nachbarschaft (gleicher Hang, gleiche Verflachung, < 50 m Abstand). Die Auswahl der ISE-Flächen erfolgte nach Höhenlage stratifiziert, wie dies auch bei den Kartierflächen geschehen war.

Weitere Kriterien für die Flächenauswahl waren:

- Fläche der Zwergbinsenbestände möglichst $\geq 0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$,
- Repräsentanz von Flächen unterschiedlicher Vegetationsdichte, Artengarnitur, Übergrusungsrate und Kryptogamendichte. Soweit möglich sollten Randeffekte minimiert werden. Im 3. Geländejahr wurden weitere Flächen mit bislang unterrepräsentierten Vegetationseinheiten hinzugenommen.

- Eine stratifiziert zufällige Auswahl der Probeflächen wurde durch die anzuwendenden Kriterien und die oft nur sehr geringe Ausdehnung der Zwergbinsenrasen stark eingeschränkt. Geeignete Flächen wurden daher subjektiv ausgewählt. Dies schränkt die Möglichkeit zur Verallgemeinerung der Resultate ein.
- Die Dauerflächen wurden mit PVC-Hülsen (passend zu den Beinen des Zählrahmens) vermarktet (auf Fels verdübelt, in Lockermaterial mit 14 cm langen Schrauben befestigt).

Messplots

Abhängig von den Möglichkeiten des Einbaus wie z.B. der verdeckten Platzierung des Loggers wurde versucht, einen Gradienten in der Vegetation abzudecken.

3.5.2 Campo de Gibraltar

Das Untersuchungsgebiet Parque Natural 'Los Alcornocales' ist sehr weitläufig, ein vollständiges Screening wäre damit sehr zeitaufwendig. Daher wurde bei Kennern des Gebietes (Prof. Dr. U. DEIL, Prof. Dr. A. GALÁN DE MERA) Rat eingeholt, wo im Naturpark Zwergbinsenrasen anzutreffen seien, und basierend auf dieser Grundinformation unter Verwendung der geologischen Karte die Suche nach Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren durchgeführt.

Vegetationsaufnahmen

Auch im spanischen Arbeitsgebiet wurde von allen angetroffenen Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren jeweils eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Im Campo de Gibraltar sind die Probeflächen nach vier Höhenstufen gruppiert. Im Tal des Río Almodóvar treten Rasen bei Höhen um 50 m ü. NN auf. Am Fuße der Sierra de Saladavieja existieren am Unterhang zeitweise überstaute Verflachungen bei etwa 200-220 m ü. NN. Um 440 m hoch liegen Flächen am Puerto de Galiz und am Fuß des Picacho. Die höchstgelegenen untersuchten Zwergbinsenvorkommen liegen um 720 m ü. NN auf den Llanos del Juncal an der Sierra de la Luna. Insgesamt wurden im Campo de Gibraltar 121 Vegetationsaufnahmen zu Zwergbinsen- und Brachsenkrautrasen erhoben.

Kartierflächen

Kartierflächen wurden lediglich an den beiden unteren Höhenniveaus eingerichtet (vgl. Karte 2 im Anhang).

Die Fläche „Facinas“ liegt auf etwa 45 m ü. NN östlich von Facinas im Tal des Río Almodóvar in der Nähe der Casas de los Tornos. Die Fläche ist 10 m x 10 m groß, nord-nordwest-exponiert und war von Oktober 1999 bis in den Sommer 2000 eingezäunt, um die Entwicklung der Vegetation unter Ausschluss von Beweidung beobachten zu können. Es handelt sich um Allmendeland, das überwiegend mit Retinto-Rindern beweidet wurde.

Die zweite Kartierfläche liegt am Cerro Quemado im Tal des Río de la Jara am Übergang vom Mittel- zum Unterhang der Sierra de Saladavieja. Diese Fläche wird als Allmendeland von Rindern und Schafen beweidet, allerdings mit geringerem Besatz als die „Facinas“-Fläche. Die „Cerro Quemado“-Fläche liegt auf einer Höhe von etwa 220 m ü. NN, ist

südexponiert und misst 10 m x 18 m. Beide Flächen wurden mit dem Nivelliergerät vermessen.

Dauerflächen zur individuenscharfen Erfassung

In allen genannten Höhengniveaus wurden ISE-Flächen eingerichtet. Die Flächenauswahl entspricht dem Vorgehen in der Serra de Monchique.

4 Ergebnisse

4.1 Lage der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen in der Landschaft

In diesem Abschnitt wird die Reliefsituation der Zwergbinsenrasen näher beschrieben. Da die wasserstauende Schicht, ein wesentliches Element der Standorte von Zwergbinsenrasen, in den beiden Untersuchungsgebieten jeweils durch andere Strukturen repräsentiert wird, ist je eine Darstellung für beide Untersuchungsräume unerlässlich. Die Beschreibung der Verteilung der Gesellschaften in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage wird im Anschluss an die Beschreibung der Pflanzengesellschaften in Kapitel 4.2.2 erfolgen.

Serra de Monchique

Grusansammlungen über Fels (Grusdecken am Hang oder in Mulden) bilden die Primärstandorte von Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Die Mulden befinden sich bevorzugt in Kuppenlage oder an Verflachungen nahe der Wasserscheide (Abb. 9, 11). Die topografische Analyse auf der Grundlage des DGM ergab eine unterschiedliche Verteilung der Hangneigung und der Größe des spezifischen Einzugsgebiets für Landschaftsausschnitte mit Zwergbinsenrasen-Vorkommen und die gesamte betrachtete Landschaft. Die jeweilige Verteilung der Werte ist in Boxplots dargestellt (Abb. 10).

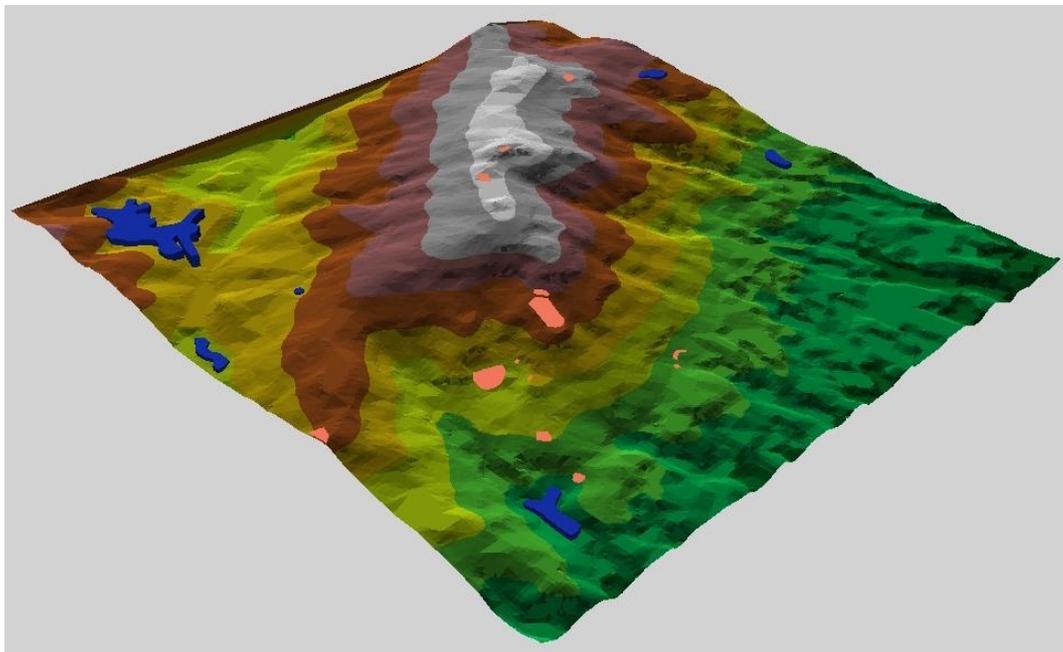


Abb. 9 Blockbild des Picota (Serra de Monchique) mit Zwergbinsenrasen-Vorkommen (blau: Siedlungen, orange: Zwergbinsenrasen-Vorkommen, grün bis grau: Höhenschichten)

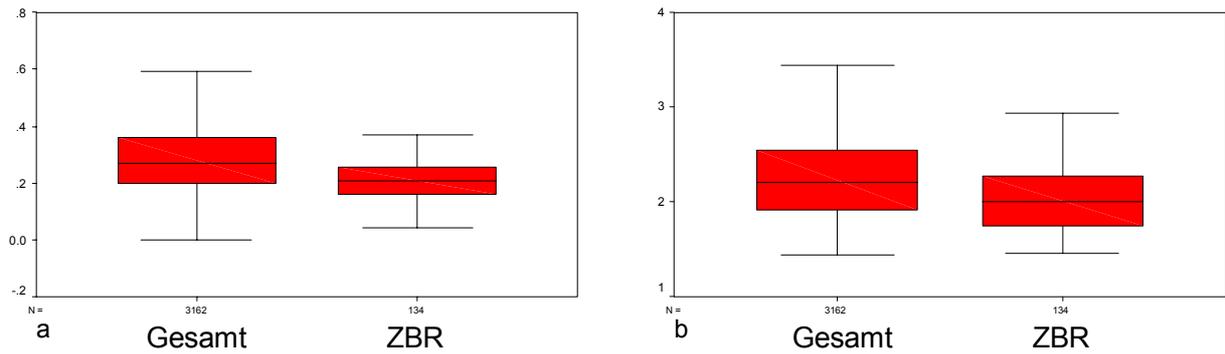


Abb. 10 Verteilung der Hangneigung (a) und der logarithmierten Größe von Teileinzugsgebieten (b) an Zwergbinsenrasenvorkommen (ZBR) und am Picota gesamt

Die Hangneigung der Ausschnitte mit Zwergbinsenrasen-Vorkommen ist geringer als die der Landschaft im Mittel (Median bei 0,19 bzw. 0,27, das entspricht 10° bzw. 15°). Das Teileinzugsgebiet liegt ebenfalls nur bei etwa 2/3 des Wertes für die gesamte Landschaft (79 bzw. 129 Rasterfelder). Die Kombination der beiden Parameter hebt Landschaftsausschnitte mit Zwergbinsenrasen-Vorkommen von anderen Landschaftsbereichen ab (Abb. 12).

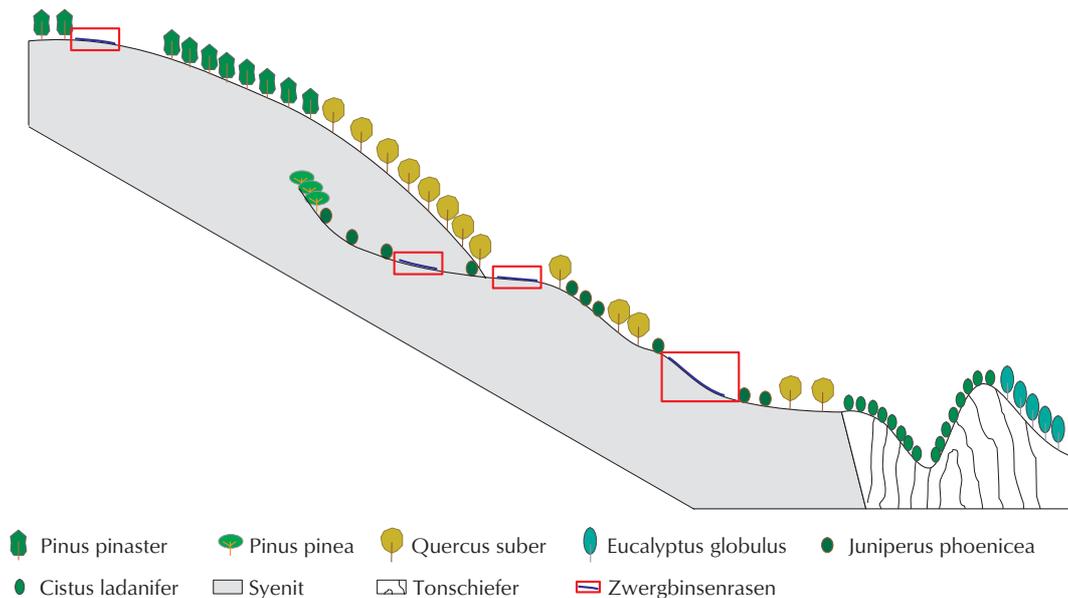


Abb. 11 Reliefsituation der Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique, Portugal

Grusdecken liegen auf mäßig bis stark geneigten Hängen (i.d.R. $< 20^\circ$) und profitieren von erhöhtem Eintrag von Regenwasser aus benachbarten Felsflächen (rasch abfließendes Teileinzugsgebiet). An diesen meist felsigen Standorten sind gelegentlich lichte, strauchige Gehölzbestände entlang von Klüften orientiert (vgl. Blockbild und Foto im Anhang). Die Ranker im lockeren, an Grobporen reichen Substrat werden rasch durchsickert und gelegentlich übergrust (v.a. nach Starkregen).

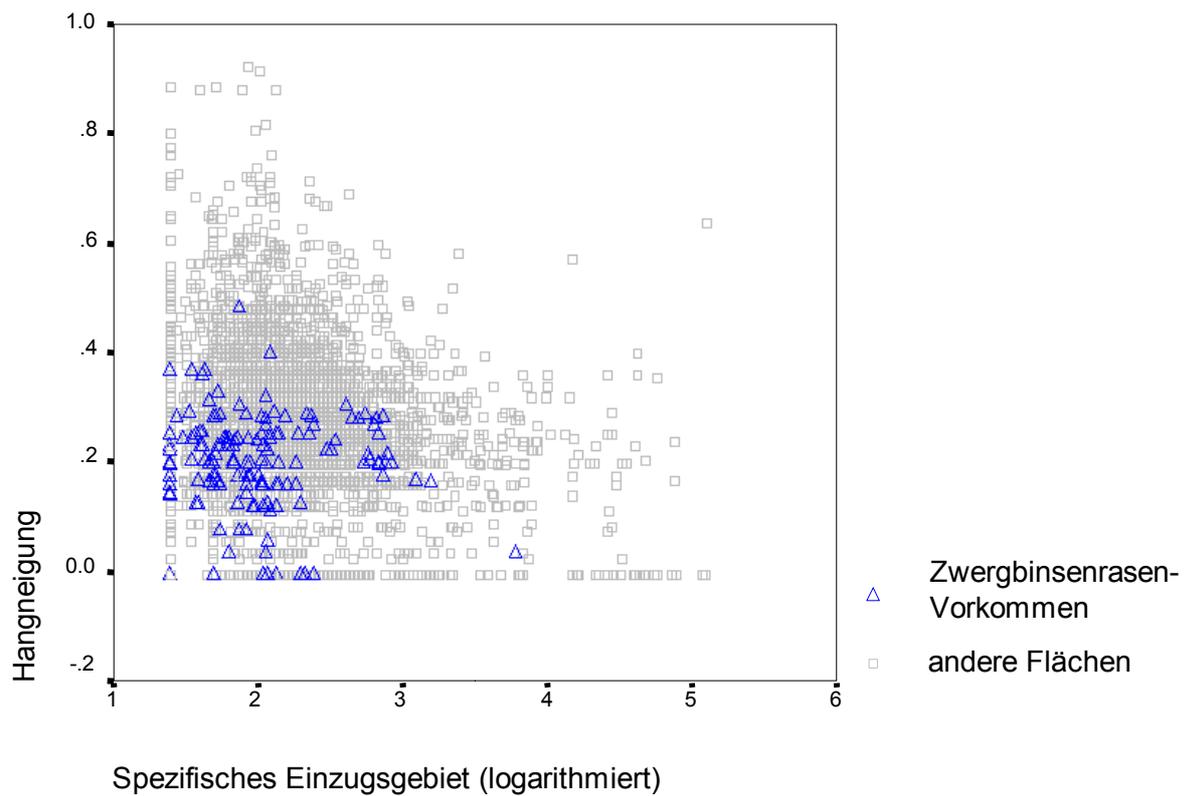


Abb. 12 Größe der Teileinzugsgebiete über die Hangneigung am Picota, Zwergbinsenrasenvorkommen farblich hervorgehoben

Die Böden werden in Kapitel 4.3.1 behandelt. Auf die Geomorphodynamik der Grusdecken wird in Kapitel 4.3.4 in mesoskaliger Betrachtung näher eingegangen. Die Hydrodynamik einer Grusdecke wird mit einer Simulationsrechnung ebenfalls mesoskalig untersucht (Kapitel 4.3.5.1).

Campo de Gibraltar

Im Campo de Gibraltar sind Zwergbinsenrasen in Höhenlagen mit hoher Nebelhäufigkeit in ausdauernde Rasen eingebettet, die bis in den Sommer Staunässe ertragen müssen (Abb. 13). In feuchten Verflachungen der Hanglagen, die nach Regenfällen überstaut sind, oder in überrieselten bzw. durchsickerten Hanglagen treten Zwergbinsenrasen in Lücken der *Erica scoparia*- *Erica ciliaris*-Heide oder auch als "Lückenbüßer" in ausdauernde Rasen eingestreut auf. Zuweilen sind die Bestände mit Anagallido-Juncion-Sümpfen vergesellschaftet. In Korkeichenwäldern sind die Vorkommen auf primäre Lichtungen mit Felsausbissen oder den Unterwuchs lichter Bestände beschränkt. In tieferen Lagen kommen Zwergbinsenrasen auf wasserzügigen Standorten in einer *Pistacea lentiscus*-dominierten Heide vor.

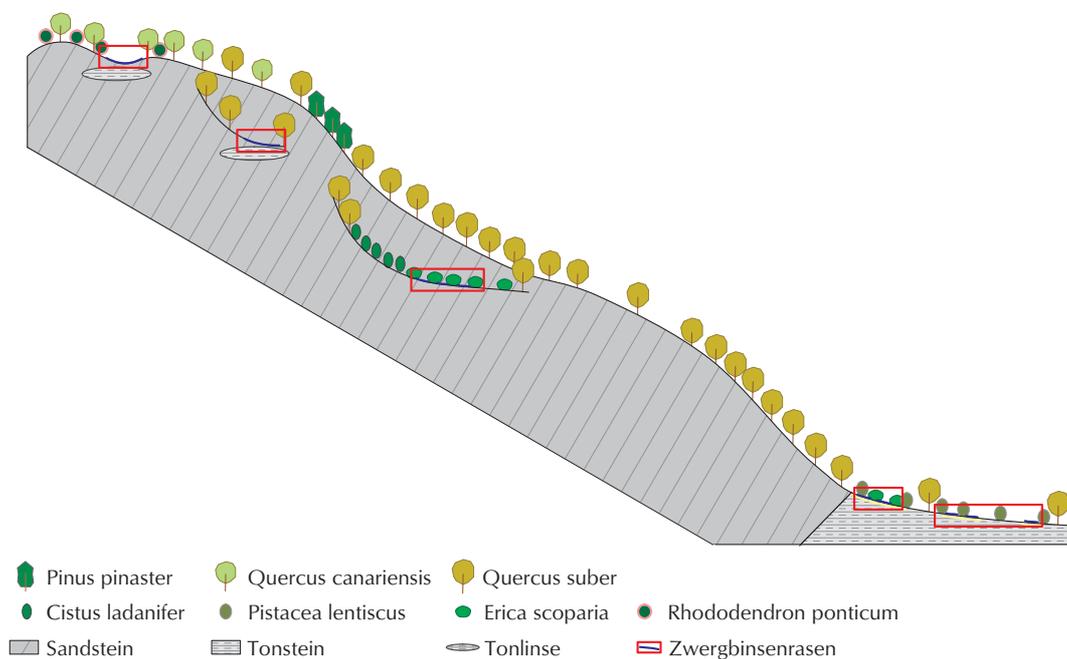


Abb. 13 Reliefsituation der Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar, Spanien

Nahezu alle Standorte im Campo de Gibraltar unterliegen intensiver Beweidung. Durch Trittschäden entsteht in dichteren, krautigen Beständen ausdauernder Arten eine Etablierungsnische für Arten der Zwergbinsenrasen. Die Böden an Zwergbinsenrasen-Standorten im Campo de Gibraltar werden in Kapitel 4.3.2 besprochen.

4.2 Vegetationskundliche Ergebnisse

4.2.1 Isoeto-Nanojuncetea- und Helianthemeta-Gesellschaften

Die Zwergbinsenrasen im Südwesten der Iberischen Halbinsel sind typischerweise von Gesellschaften der Sonnenröschenfluren überschichtet bzw. werden abhängig von der Wasserversorgung von diesen im späten Frühjahr bis Frühsommer abgelöst. Aufgrund der standörtlichen Unterschiede werden die Datensätze aus beiden Gebieten getrennt dargestellt (Tab. 8, 10). Dabei werden beide Einheiten für jedes Untersuchungsgebiet in einer Tabelle dargestellt, um die Abgrenzung bzw. die Übergänge deutlich zu machen. Eine tabellarische Übersicht über die in den Untersuchungsgebieten angetroffenen und dokumentierten Pflanzengesellschaften geben Tab. 6 und 7. Die syntaxonomische Einordnung und Nomenklatur folgt der Übersicht bei RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2001). Die Vorschläge zur Aktualisierung der Bezeichnungen der Pflanzengesellschaften (*nomina mutata proposita*) aus RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2002) werden in den Tabellen 6 und 7 mit angegeben. Abweichend wird das *Junco captati-Isoetetum histricis* wie bei BRULLO & MINISSALE (1998) dem Cicendio-Solenopsion zugeordnet. Das *Helianthemo-Plantaginetum* fehlt bei RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2001). Das *Loto-Chaetopogonetum* wird entsprechend RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2002) zum *Agrostion* gestellt.

Tab. 6 Syntaxonomische Übersicht der Zwergbinsenrasen

Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

 Isoetetalia Br.-Bl. 1936 em. Rivas Goday 1970

 Preslion cervinae Br.-Bl. ex Moor 1937

 (= *Menthion cervinae* Br.-Bl. ex Moor 1937 nom. mut. propos.)

Junco pygmaei-Isoetetum velati Rivas Goday 1956

 Isoetion Br.-Bl. 1936

Isoetetum durieui Br.-Bl. 1936

Cicendio-Solenopsion laurentiae Brullo & Minissale 1998

Laurentio michelii-Juncetum tingitani Rivas Goday & Borja in Rivas Goday 1968

 (= *Solenopsio laurentiae-Juncetum tingitani* Rivas Goday & Borja in Rivas Goday 1968 nom. mut. propos.)

pinguiculetosum lusitanicae Deil 1997

Junco capitati-Isoetetum histricis Br. Bl. 1936

Agrostion salmanticae Rivas Goday 1958

(= *Agrostion pourretii* Rivas Goday 1958 nom. mut. propos.)

Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae Rivas Goday 1956

 (= *Pulicario paludosae-Agrostietum pourretii* Rivas Goday 1956 nom. mut. propos.)

Loto subbiflori-Chaetopogonetum fasciculati Rivas Martínez & Costa in Rivas Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

 (= *Loto hispidi-Chaetopogonetum fasciculati* Rivas Martínez & Costa in Rivas Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut. propos.)

Tab. 7 Syntaxonomische Übersicht der Sonnenröschenfluren

Helianthemetea guttati (Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952) Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963
(incl. Thero-Brachypodietea Br.-Bl. 1947)

(= Tuberarietea guttatae (Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952) Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963
nom. mut. propos.)

Helianthemetalia guttati Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940

(= Tuberarietalia guttatae Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940 nom. mut. propos.)

Helianthemion guttati Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940

(= Tuberarion guttatae Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940 nom. mut. propos.)

Helianthemenion guttati Rivas-Martínez 1978

(= Tuberarienion guttatae Rivas-Martínez 1978 nom. mut. propos.)

Helianthemo-Plantaginetum bellardii Aubert & Loisel 1971

typicum

arenarietosum conimbricensis subass. nov.

sedetosum andegavense subass. nov.

silenetosum scabriflorae subass. nov.

plantaginetosum coronopifolii subass. nov.

Pterocephalus diandrus-Ausbildung

(non Paronychio-Pterocephaletum papposi Rivas Goday 1957)

Trachynietalia distachyae Rivas Martínez 1978

(= Brachypodietalia distachyi Rivas Martínez 1978 nom. mut. propos.)

Trachynion distachyae Rivas Martínez 1978

(= Brachypodion distachyi Rivas Martínez 1978 nom. mut. propos.)

4.2.1.1 Zwergbinsen- und Syenitgrusrasen in der Serra de Monchique (Portugal)

In Tabelle 8 (liegt gefaltet bei) sind die pflanzensoziologischen Aufnahmen auf Syenitgruschleppen, -treppen und -wannen in der Serra de Monchique zusammengestellt, die in den Jahren 1998, 1999 und 2000 jeweils im Frühjahr (April/Mai) mit der Braun-Blanquet-Schätzskala (z.T. erweitert) erfasst wurden. Sie sind in einer Stetigkeitstabelle zusammengefasst (Tab. 9). Die Spanne der 15 Vegetationstypen reicht von Gesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea über eine Gruppe der Helianthemetea, die Übergänge zu Felsgesellschaften mit einschließt, bis zu ausdauernden Rasen auf mächtigeren Gruspaketen. Die Gesellschaften der Zwergbinsenrasen sind nach fallender Dauer der Durchsickerung geordnet. Die anschließenden Sonnenröschenfluren reihen sich nach der Mächtigkeit der Grusaufgabe, die mit ausdauernden *Hyparrhenia*-Rasen auf den mächtigsten Grusdecken abgeschlossen werden.

Allgemein ist zur Tabelle anzumerken, daß die Helianthemetea in allen Gesellschaften mit wenigstens 1-2 Arten vertreten sind. Dies gilt - mit wechselnder Stetigkeit - auch für die Geophyten der Herbstökophase (*Scilla autumnalis* und *Leucojum autumnale*). Diese waren zum Aufnahmezeitpunkt nur steril vorhanden.

Die floristische Klassifikation ergab folgende Einheiten:

1. Laurentio michelii-Juncetum tingitani pinguiculetosum lusitanici

(Tab. 8, Spalten 1-11; Tab. 9, Spalte 1)

Lange durchsickerte z.T. sehr flachgründige aber humusreiche Böden mit oberflächlich geringem Grusanteil an den unteren Enden von Grusschleppen über kompaktem Syenitfels tragen diese Gesellschaft, die neben Cicendion-Arten durch *Solenopsis laurentia* und stetes Auftreten von *Pinguicula lusitanica* charakterisiert wird. Das Fehlen von *Juncus tingitanus* in der Serra de Monchique wurde bereits in RUDNER et al. (1999) diskutiert.

Manchmal sorgen oberhalb liegende Felsblöcke für eine halbtägige Beschattung. Nach Ende der Durchsickerung erfolgt im Frühsommer ein jähes Abtrocknen des Standortes. Die Aufnahmen der Spalten 10,11 zeigen den Übergang zwischen Laurentio-Juncetum und Loto-Chaetopogonetum.

2. Loto subbiflori-Chaetopogonetum fasciculati

(Tab. 8, Spalten 12-21; Tab. 9, Spalte 2)

Die Gesellschaft wird hier für die Serra de Monchique neu belegt. Die Charakterarten der Gesellschaft laufen später auf als die sonstigen Elemente der Cicendion-Gesellschaften; ihre Existenz ist daher an lange durchfeuchtete, geringmächtige Böden gebunden. Diese Böden haben oberflächlich erkennbar einen sehr geringen Grusanteil. Ein geringerer Grusanteil bedingt einen reduzierten Anteil an Grobporen, was wiederum den schnellen Weitertransport von Sickerwasser hemmt. Die südwestexponierten Flächen liegen am seitlichen unteren Rand ausgedehnter Grusflächen, wodurch eine Nachsickerung von Wasser, jedoch keine starke Durchsickerung, über eine gewisse Zeit gewährleistet ist.

3. Junco captati-Isoetetum histicis

(Tab. 8, Spalten 22-30; Tab. 9, Spalte 3)

Südwest- bis westexponierte Randbereiche von Feinmaterialansammlungen über kompaktem Syenitfels sind der Standort der typischen Ausprägung dieser Gesellschaft. Die Böden sind 5-15 cm mächtig und nur sehr schwach übergrust. Die weniger lange Durchfeuchtung des Substrats führt zum Ausbleiben von *Solenopsis laurentia* und anderen Charakterarten der beiden oben beschriebenen Gesellschaften und erlaubt starke Deckungsanteile von *Isoetes histrix* und insbesondere *Radiola linoides*, die eine sehr rasche Entwicklung vollzieht. Die Arten der Grusrasen nehmen auf diesen Flächen erst später im Jahr größeren Raum ein, in größerer Höhenlage bleibt dies aus.

4. Junco-Isoetetum mit Helianthemetalia-Ökophase

(Tab. 8, Spalten 31-37; Tab. 9, Spalte 4)

Diese Gesellschaft wurde auf z.T. verspültem Material erfasst, das oberflächlich meist nur einen geringen Grusanteil zeigt. Der Standort ist weniger geneigt als der der vorherigen Gesellschaft und eher südsüdost- bis südexponiert. Die Aufnahmeflächen liegen i.d.R. tiefer als die der Spalten 22-30. Es ist daher aufgrund höherer Temperatursummen auf diesem gleichen Standort von einer weiter fortgeschrittenen phänologischen Entwicklung dieser Grusrasen auszugehen.

Tab. 9 Stetigkeitstabelle zu den Zwergbinsen- und Syenitgrusrasen in der Serra de Monchique (Portugal) – ohne Kryptogamen und seltene Begleiter

Gesellschafts-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Aufnahmen pro Gesellschaft	11	10	9	7	15	4	6	11	16	8	10	8	8	4	12	
Artzahl	16	18	16	20	11	10	15	14	14	18	14	14	15	11	17	
Wissenschaftlicher Artname																
CA DA Laurentio-Juncetum pinguiculetosum																
Splenopsis laurentia	III	+
Pinguicula lusitanica	V	IV
CA Loto-Chaetopogonetum																
Chaetopogon fasciculatus	III	V	I	.	.	.	I
Lotus subbiflorus	I	III	I
CA Junco-Isoetalia																
Isoetes histrix	V	V	V	V	V	V	V	IV	III	V	+
Radiola linoides	V	V	V	+	I	II	II
Centaurium maritimum	III	II	III	V	II	.	.	I	II	.	+	I
Juncus capitatus	V	III	IV	V	IV	.	IV	III	III	I	+	I	V	II	.	.
Cicendia filiformis	III	IV	III	I
Juncus pygmaeus	II
CA geophytendominierte Herbstchronozönose																
Ophioglossum lusitanicum	+	+	.	I	+
Scilla autumnalis st.	I	III	II	IV	III	III	V	IV	IV	IV	+	III	II	IV	II	.
Leucocjum autumnale st.	III	III	III	IV	II	III	.	III	III	II	III	III	II	IV	I	.
CA Helianthemo-Plantaginetum und Helianthemetalia /-ion guttati																
Tuberaria guttata	.	.	.	V	V	IV	V	V	V	V	V	V	V	V	V	+
Chaetonychia cymosa	+	.	.	IV	V	II	V	III	IV	IV	II	V	II	IV	+	.
Plantago bellardii	.	.	I	III	V	.	V	III	IV	V	V	IV	II	IV	II	.
Logfia gallica	II	III	I	V	I	.	III	III	III	IV	III	IV	IV	IV	.	+
Lotus parviflorus	I	+	II	IV	+	IV	I	+	+
Briza maxima	III	II	IV	.	I	.	I	.	I	.	III	I	II	II	IV	.
Sedum forsterianum	+	.	II	II	+	IV	I	II	IV	V	II	I	II	II	II	.
Hypochaeris glabra	.	.	.	I	.	.	I	IV	II	IV	III	IV	I	II	.	.
Ornithopus pinnatus	+	+	I	.	II	II	+	I	III	+	I	II
Vulpia myuros	.	II	.	II	II	.	II	.	II	.	+	III	.	II	.	.
Campanula lusitanica	.	.	.	I	.	.	.	+
Coronilla dura	.	.	I	III	I
Asterolinon linum-stellatum	.	.	.	I	.	.	.	+	II	.	+	.	.	II	.	.
Aira caryophylla	+	I
Micropyrum tenellum	+	.	.	.	I	I	.	.	.
DA arenarietosum conimbricensis																
Arenaria conimbricensis	V	.	.	.	+
DA sedetosum andegavensis																
Sedum andegavense	I	V	+	I	.	.	I	II	.	.
Sedum brevifolium	II	.	I	.	.	.	II	.	.
CA DA der Pteroccephalus-Ausbildung																
Pteroccephalus dianthus	.	.	.	I	.	.	I	I	V	II	I	.	II	+	.	.
Vulpia hispanica	I	I	I	II	.	.	.	+	I	V	.	I	III	.	.	.
CA silenetosum scabriflorae																
Silene scabriflora	.	.	.	I	IV	III	.
DA plantaginetosum coronopifolii																
Plantago coronopus	+	.	.	.	V	I	II	.	.
CA Trachynietalia distachyae																
Brachypodium distachyon	I	III	IV	.	II	.	I	.	+	I	+	V
Euphorbia exigua	+	I	I	II	II	I	.
Galium parisiense	.	.	.	II
Omphalodes linifolia	+	.	.	II	+
CA Helianthemetea																
Anthoxanthum aristatum s. str.	V	V	V	IV	I	II	I	.	I	I	III	IV
Leontodon longirostris	V	V	V	V	II	V	III	III	IV	V	V	V	IV	V	V	V
Tolpis barbata	III	.	III	III	II	.	III	III	II	II	II	V	V	III	III	.
Crucianella angustifolia	+	.	II	I	II	I	III	.
Kickxia cirrhosa	+	.	II	II	II	.
Centaurium erythraea	+	+	+	.	I	+
CA Crassula tillaea-Romulea bulbocodium-Poa bulbosa-Gesellschaft																
Crassula tillaea	.	.	.	III	+	.	.	II	I	I	.	.	IV	.	.	.
Romulea bulbocodium	+	I	V	.	.	.
Poa bulbosa	.	.	+	+	+	.	.	.	IV	.	.	.
Allium cf guttatum	II	.	.	.
CA Sedum album-Felsgesellschaft																
Sedum album	I	.	.	III	+	III	I	II	I	.	I	I	I	V	+	.
CA DA Asphodelus aestivus-Hyparrhenia hirta-Rasengesellschaft																
Asphodelus aestivus	II	+	II	.	.	.	I	.	.	.	III	V
Hyparrhenia hirta	+	II	II	+	+	II	V	.
Allium guttatum sardoum	+	I	I	.	+	.	I	.	+	.	+	I	.	.	III	.
CA Margotia gummifera-Ausbildung der Hyparrhenia-Rasen																
Margotia gummifera	.	.	+	III
Iris xiphium	III
Aetheorhiza bulbosa	II
Ruderal- und Unkrautarten																
Gladiolus illyricus	III	V	V	II	+	.	I	.	I	.	+	I	.	II	V	.
Dittrichia viscosa	II	I	.	I	+
Anagallis arvensis	I	+	I	I	.	+	I	.	.	I	.
Scorpiurus vermiculatus	+	.	I	+
Stachys arvensis	+	.	.	I	+	+
Echium plantagineum	.	.	I	II	I	.	.	I	.
Malva hispanica	.	.	.	I	+
Avena barbata s.l.	.	.	I	+	.	.	.	I	.
Avena barbata lusitanica	+	II	.	.	.
CA Cisto-Lavanduletea																
Lavandula stoechas luisieri	+	III	III	II	I	II	II	I	II	II	I	II	.	II	.	II
Cistus crispus	+	II	.	.
Cistus ladanifer	II
CA Quercetea ilicis																
Anemone palmata	II	II	II	I	+	.	.	.	+	I	III
Arisarum simorrhinum	.	.	II	+
Erica australis	+	.	I	II	+
sonstige Begleiter																
Dipcadi serotinum s. str.	III	III	IV	V	V	V	V	IV	III	IV	IV	IV	V	IV	V	II
Scilla monophylla	II	I	II	I	+	.	.	I	II	II	I	.	IV	.	II	.
Urginea maritima	+	II	III	II	+	.	.	+	+	.	I	I	.	.	V	.
Briza minor	+	I	.	II	.	.	.	+	I	I	III	.
Ranunculus paludosus	+	I	.	I	+	.	.	.	I	I	I	.
Gaudinia fragilis	I	+	+
Sedum tenuifolium	+	+	.	I	.	II
Linum bienne	.	+	I	+
Euphorbia segetalis	.	.	I	I	+	.	.	.	+
Sedum sediforme	I	II
Cf Holcus lanatus	I	+
Thapsia villosa	I	.	II	I
Cleome violacea	+	.	.	.	+

5. **Helianthemo-Plantaginetum über einer Junco-Isoetetum-Rumpfgesellschaft**

(Tab. 8, Spalten 38-52; Tab. 9, Spalte 5)

In flachen, stark übergrusten Felswannen (bis etwa 10 cm mächtige Böden) kommt es zur Ausbildung des Helianthemo-Plantaginetums (s.u.) über einer Junco-Isoetetum-Rumpfgesellschaft. Steht diese Gesellschaft auf stark übergrusten Bereichen mächtigerer Grusdecken, so sind aus der Artengruppe der Isoetetalia vor allem die Geophyten vertreten (Spalten 38-45). Diese Grusdecken trocknen aufgrund des hohen Anteils an Grobporen nach Ende der Winterregen sehr rasch ab. In Gruswannen ist der direkte Zustrom von Oberflächenwasser nach Niederschlägen von großen, seitlich angrenzenden, offenen Felsflächen nicht gegeben. Dann wird diese sehr offene Gesellschaft von der charakteristischen Artengruppe des Helianthemo-Plantaginetums (*Tuberaria guttata*, *Plantago bellardii*, *Chaetonychia cymosa*) stärker dominiert.

6. **Basalgesellschaft der Isoetetalia und Helianthemetea**

(Tab. 8, Spalten 53-56; Tab. 9, Spalte 6)

Auf schmalen, flachen Absätzen an einem steilen Felsabhang tritt eine Basalgesellschaft der Isoetetalia und Helianthemetea auf, die im wesentlichen durch zwei Geophyten (*Isoetes histrix* und *Dipcadi serotinum*) charakterisiert wird. Nur sehr wenige Therophyten aus den Helianthemetea treten hinzu. Dieser südexponierte Standort in über 700 m Höhe mit einer nur 3-8 cm mächtigen Bodenschicht ist bis in den Frühsommer hinein mit Wasser versorgt, das aus den Klüften des Felsabhangs zusickert.

Gesellschaften 7-14

In der Serra de Monchique ist das von AUBERT & LOISEL (1971) für die Provence beschriebene Helianthemo-Plantaginetum bellardii in einer Gebietsausbildung mit *Chaetonychia cymosa* vertreten. Es handelt sich wie im Massif des Maures und im Esterel um offene Rasen, die auf Böden mit deutlichem Grusanteil wachsen. Es werden neben einer typischen Ausprägung vier neue Subassoziationen, eine besondere Ausbildung und zwei Übergangsgesellschaften beschrieben. Differenzierende ökologische Faktoren sind Substratmächtigkeit, Gruseintrag und Wasserversorgung.

7. **Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum conimbricensis subass. nov.**

(Tab. 8, Spalten 57-62; Tab. 9, Spalte 7; Typus Aufnahme Tab. 8, Spalte 58)

Diese sehr offene Grusrasen-Gesellschaft, der *Isoetes histrix* und *Juncus capitatus* beigemischt sind, ist durch das Auftreten von *Arenaria conimbricensis* gekennzeichnet. Sie steht auf sehr stark bis völlig übergrusten, geringmächtigen Bereichen (< 8 cm) am verflachten oberen Ende von Grusdecken, die durch häufigen Gruseintrag mechanisch belastet sind.

8. **Helianthemo-Plantaginetum sedetosum andegavensis subass. nov.**

(Tab. 8, Spalten 63-73; Tab. 9, Spalte 8; Typus Aufnahme Tab. 8, Spalte 64)

Auf ebenen, i.d.R. flachgründigen Randbereichen von Gruswannen mit kleinem Einzugsgebiet treten diese sehr offenen Grusrasen auf, die durch *Sedum andegavense* und *Sedum brevifolium* gekennzeichnet sind. Der Grusanteil liegt meist über 50 %, z.T. ist im ruhenden Material ein Gruspflaster ausgebildet (Körnung 1-2 cm). Vereinzelt treten Arten der Isoetetalia hinzu. Diese Subassoziation ist bezüglich der Höhenlage indifferent. Die Artengarnitur hebt sich auf Assoziations- und Verbandsebene deutlich vom Chamaemelo fuscatai-Sedetum andegavensis (Rivas Goday) Rivas Martínez 1986 ab, das für sandige Initialböden

über Granit in der luso-extremadurensischen Florenprovinz mit mesomediterranem Optimum beschrieben wurde.

9. **Helianthemo-Plantaginetum bellardii typicum**

(Tab. 8, Spalten 74-89; Tab. 9, Spalte 9)

Die typische Gebietsausprägung ist durch die Artengruppe *Tuberaria guttata*, *Chaetonychia cymosa*, *Plantago bellardii* sowie weitere Grusrasen-Arten und höchstes Auftreten von *Sedum forsteranum* charakterisiert. Der Kryptogamenanteil von 10-30 % wird im wesentlichen von *Cladonia foliosa* bestritten. *Isoetes histrix*, *Juncus capitatus* und *Centaureum maritimum* sind als Vertreter der Isoetetalia vereinzelt zu finden. Die relativ offenen Rasen bilden sich auf nur flach geneigten, stark übergrusten Feinmaterialansammlungen mit Bodenmächtigkeiten um 10-12 cm aus.

10. **Pterocephalus diandrus-Ausbildung des Helianthemo-Plantaginetum bellardii**

(Tab. 8, Spalten 90-97; Tab. 9, Spalte 10)

Auf sehr flach geneigten, nur schwach übergrusten etwa 15 cm mächtigen Grusauflagen finden sich meist südostexponiert die Sonnenröschen-Wegerich-Rasen in der besonderen Ausprägung mit *Pterocephalus diandrus* und *Vulpia hispanica*. In diesen halbgeschlossenen Gesellschaften erreicht *Chaetonychia cymosa* einen höheren Deckungsgrad als im Helianthemo-Plantaginetum typicum. Die Übereinstimmung mit dem Paronychio cymosae-Pterocephaletum papposi (=diandri), von RIVAS GODAY (1957) für Zentralspanien beschrieben, erstreckt sich lediglich auf die namengebenden Arten. Zwei weitere Kennarten dieser Gesellschaft fehlen ohnehin in der Serra de Monchique. Eine Zuordnung zum Paronychio-Pterocephaletum wird daher nicht vorgenommen.

11. **Helianthemo-Plantaginetum silenetosum scabriflorae subass. nov.**

(Tab. 8, Spalten 98-107; Tab. 9, Spalte 11; Typus Aufnahme Tab. 8, Spalte 99)

Die von *Plantago bellardii* dominierte Gesellschaft wird durch *Silene scabriflora* differenziert. *Anthoxanthum aristatum* s.str., *Tuberaria guttata*, und *Leontodon longirostris* erreichen in den relativ geschlossenen Rasen auf flach geneigten, schwach übergrusten Grusdecken bei Bodenmächtigkeiten um 15-20 cm hohe Deckungswerte.

Selbst für *Isoetes histrix*, die Art der Isoetetalia mit der größten Standortamplitude, fällt wohl zu wenig Zuschusswasser aus dem kleinen Einzugsgebiet an, um eine ausreichende Wasserversorgung zu gewährleisten.

12. **Helianthemo-Plantaginetum plantaginetosum coronopi subass. nov.**

(Tab. 8, Spalten 108-115; Tab. 9, Spalte 12; Typus Aufnahme Tab. 8, Spalte 111)

In diesen relativ offenen Rasen, die auf flach geneigten Gruswannen mit kleinem Einzugsgebiet wachsen, wird *Plantago bellardii* häufig von *Plantago coronopus* ersetzt. Die z. T. über 10 cm mächtigen Bodenpakete über kompaktem Syenitfels sind wohl zu einem früheren Zeitpunkt verdichtet worden, da *Cladonia foliosa* hohe Deckungswerte einnimmt und nicht von einer Trittresistenz dieser Art ausgegangen werden kann.

13. **Übergang vom Helianthemo-Plantaginetum zu einer *Crassula tillaea-Romulea bulbocodium-Poa bulbosa*-Gesellschaft**

(Tab. 8, Spalten 116-123; Tab. 9, Spalte 13):

Vor allem in Hochlagen (Sattel am Picota bei 700 m ü. NN) ist der Übergang vom Helianthemo-Plantaginetum zu einer *Crassula tillaea-Romulea bulbocodium-Poa bulbosa*-

Gesellschaft zu beobachten. Diese relativ offenen, flechtenreichen Rasen, die durch die namensgebenden Arten gekennzeichnet sind, werden von *Tuberaria guttata* und *Plantago bellardii* dominiert (Deckungswerte jeweils > 5 %). Auf diesen ebenen, flachgründigen (< 10 cm) Gruswannen mit kleinem Einzugsgebiet tritt von den Isoetelia-Arten nur *Juncus capitatus* auf.

14. Übergänge des Helianthemo-Plantaginetums zu einer *Sedum album*-Felsgesellschaft

(Tab. 8, Spalten 124-127; Tab. 9, Spalte 14)

In steilere Hänge eingebettete, flach geneigte, eher flachgründige Grus- und Feinerdeansammlungen zeigen Übergänge des Helianthemo-Plantaginetums zu einer *Sedum album*-Felsgesellschaft, die durch *Sedum album*, *Tuberaria guttata*, *Chaetonychia cymosa*, *Scilla autumnalis* gekennzeichnet ist. Große Felsbereiche oberhalb sichern ein großes Einzugsgebiet für Niederschlagswasser und bedingen andererseits eine starke Übergrusung.

15. *Hyparrhenia hirta*-*Asphodelus aestivus*-Rasen

(Tab. 8, Spalten 128-139; Tab. 9, Spalte 15)

Auf konsolidierten, ausgedehnten um 20-30 cm mächtigen Grusdecken in Süd- bis West-Exposition sind in unteren Höhenlagen (250 – 390 m. ü. NN) ausdauernde *Hyparrhenia hirta*-*Asphodelus aestivus*-Rasen anzutreffen. Diese Grusdecken sind meist stärker als 10° geneigt und können stark übergrust sein. Aufgrund der Mchtigkeit reicht die Wasserhaltung im Bodenkörper für ausdauernde Rasen aus. *Hyparrhenia hirta*, *Asphodelus aestivus*, *Gladiolus illyricus* kennzeichnen diese ausdauernde Rasengesellschaft, ferner treten annuelle Gräser hinzu (*Anthoxanthum aristatum* s.str., *Briza maxima*, *Brachypodium distachyon*).

Hyparrhenia hirta-*Margotia gummifera*-Ausbildung, ausdauernd (Tab.8, Spalte 135-139):

Zusätzlich zur Artengruppe der vorherigen Gesellschaft treten hier *Margotia gummifera*, *Iris xiphium* und *Aetheoriza bulbosa* auf. Die Substratdecke ist etwas mächtiger als im vorgenannten Fall, der Grusanteil geringer.

4.2.1.2 Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren im Campo de Gibraltar (Spanien)

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen von Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren aus dem Campo de Gibraltar sind in Tabelle 10 (liegt gefaltet bei) zusammengestellt und in einer Stetigkeitstabelle zusammengefasst (Tab. 11). Sie wurden in den Jahren 1998, 1999 und 2000 jeweils im Frühjahr (April/Mai) mit der Braun-Blanquet-Schätzskala (z.T. erweitert) erfasst.

Im Campo de Gibraltar stehen die Zwergbinsenrasen und auch Sonnenröschenfluren häufig in Kontakt zu ausdauernden Rasen und zu ganzjährig feuchten Sumpfbereichen. Die Reihe der erfassten Vegetationstypen reicht vom Isoetum *durieui* in mittleren bis großen Höhenlagen über das Junco-Isoetum, das in vielen verschiedenen Ausprägungen und Übergängen auftritt, und anderen Zwergbinsenrasen zum Anagallido-Juncetum und zu drei verschiedenen Trockenrasentypen. Die Reihe beginnt in den höheren Lagen, hat als zweite große Gruppe das vielfältige Junco-Isoetum, das auf vielen auch stark beweideten Flächen auftritt. Es schließen sich mit dem Laurentio-Juncetum und dem Loto-Chaetopogonetum zwei Gesellschaften mit dem Anspruch an bessere Wasserversorgung an. Eine noch bessere Wasserversorgung benötigt das Anagallido-Juncetum. Im rechten Bereich der Tabelle sind

Helianthemetea-Gesellschaften unterschiedlicher Ausprägung dokumentiert. Sie stehen z.T. auch im Kontakt zu ausdauernden Rasengesellschaften der Molinio-Arrhenatheretea.

1. **Isoetetum durieui**

(Tab. 10, Spalten 1-3; Tab. 11, Spalte 1)

Diese Bestände in 400-500 m Höhe ü. NN sind dem *Isoetetum durieui* zuzuordnen. Sie stehen überwiegend in lichten Korkeichenwäldern an schattigen west- bis nordexponierten, hängigen Bereiche auf Aljibesandstein.

2. **Isoetetum durieui überschichtet von Elementen des Laurentio-Juncetum**

(Tab. 10, Spalten 4-12; Tab. 11, Spalte 2)

Das *Isoetetum durieui* ist hier überschichtet von Elementen des Laurentio-Juncetum. Der feuchte Flügel wird weiterhin durch Elemente des Loto-Chaetopogonetum (6-9) und der trockene Flügel durch Arten der Helianthemetalia (10-12) ergänzt. Im feuchteren Flügel ist eine Tendenz zum Agrostidion salmanticae zu vermerken (*Molineriella minuta*) und zum Pulicario-Agrostietum salmanticae (*Agrostis pourretii*). Der Standort wird durch flach geneigte staunasse Böden in mehr oder weniger sandhaltigem Lehm über tonigen Schichten in Plateaulage in größerer Höhe (720 m ü. NN) charakterisiert.

Das *Junco capitati-Isoetetum histricis* tritt im Campo de Gibraltar in verschiedenen Ausprägungen auf, die in den Gesellschaften 3-6 zusammengefasst sind:

3. **Übergänge des Junco capitati-Isoetetum histricis zum Pulicario-Agrostietum oder zum Helianthemo-Plantaginetum**

(Tab. 10, Spalten 13-23; Tab. 11, Spalte 3)

Die erfassten Bestände stellen Übergänge des *Junco capitati-Isoetetum histricis* zum Pulicario-Agrostietum und zum Anagallido-Juncion (Spalten 16-23) (geschlossene Rasen), bzw. zum Helianthemo-Plantaginetum bellardii (Spalten 13-15) (offene Rasen) dar. Sie treten auf flach geneigten, sandigen Böden tiefer Lagen (bis 250 m ü. NN) im Bereich der Allmendweiden auf. Stärkere Beweidung wird durch hohe Deckungswerte von *Cynodon dactylon* angezeigt (Spalten 18-21). Die Flächen mit dem Übergang zum Anagallido-Juncion sind nach längeren Regenperioden zeitweilig überstaut.

4. **Feuchtwiesen mit Anagallido-Juncion-Arten und den Arten des Junco-Isoetetum in Lücken**

(Tab. 10, Spalten 24-36; Tab. 11, Spalte 4)

In dieser Gesellschaft sind ausdauernde Feuchtwiesen mit Anagallido-Juncion-Arten und den Arten des *Junco-Isoetetum* in Lücken zusammengefasst. Es gibt zwei standörtliche und floristische Ausbildungen. Die erste umfasst ganzjährig nasse halbgeschlossene Rasen mit Charakterarten des Anagallido-Juncion (24-29). Die ganzjährige Wasserversorgung beruht auf der Nähe zu einem Quellbereich oder anhaltender Staunässe aufgrund der Höhenlage im Bereich großer Nebelhäufigkeit. Die Standorte der zweiten Aufnahmegruppe sind besser drainiert und bestehen aus relativ geschlossenen Rasen mit wenig Lücken und charakteristischen Arten der Molinio-Arrhenatheretea (30-36). Diese Feuchtwiesen sind in einer muldenartigen Verflachung mit hoch anstehendem Grundwasser anzutreffen.

Tab. 11 Stetigkeitstabelle zu den Zwergbinsenrasen und Sonnenröschenfluren im Campo de Gibraltar (Spanien) – ohne Kryptogamen und seltene Begleiter

Gesellschafts-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aufnahmen pro Gesellschaft	3	9	11	13	6	9	19	7	16	8	8	12
Artzahl	16	25	25	27	22	19	27	21	21	15	22	18
CA Isoetetum durieui												
Isoetes durieui	3	IV	.	+	I	.
CA Junco capitati-Isoetetum histicis, Cicendion und Isoetalia												
Isoetes histrix	.	.	IV	IV	IV	IV	III	I	II	I	II	II
Juncus bufonius	2	III	III	II	III	II	III	.	III	.	II	+
Exaculum pusillum	.	III	II	I	.	II	IV	III	III	I	II	.
Radiola linoides	.	II	III	I	III	IV	III	IV	IV	IV	II	I
Cicendia filiformis	.	IV	IV	II	I	IV	IV	IV	III	IV	IV	+
Juncus capitatus	.	IV	III	III	III	III	III	III	IV	I	III	I
Mentha pulegium	1	IV	III	III	.	I	II	.	+	.	III	+
Scirpus pseudosetaceus	.	IV	I	+	III	.	III	II	III	.	III	.
Illecebrum verticillatum	.	III	.	I	.	.	II	.	II	.	.	.
Juncus foliosus	.	II	+	I	.	.	+	.	.	I	.	.
Juncus tenageia	.	I	+	.	.	.	II	I	I	.	I	.
Centaurium maritimum	.	.	I	II	.	I	III	III	II	.	II	+
Juncus sorrentinii	.	I	+	.	.	IV	III	.	I	.	.	.
Lythrum hysopifolia	.	I	II	.	.	.	IV	III	III	.	II	+
Scilla autumnalis	.	I
Leucojum autumnale	.	.	.	I	.	.	+
CA Laurentio-Juncetum												
Solenopsis laurentia	.	IV	+	+	II	III	IV	IV	III	.	IV	.
Juncus hybridus	.	II	III	+	.	.	II	III	+	.	II	.
Scirpus cernuus	.	.	II	I	.	II	II	I	I	.	.	+
CA Loto-Chaetopogonietum												
Chaetopogon fasciculatus	.	III	I	I	.	II	III	IV	IV	II	I	II
Lotus subbiflorus	.	II	II	I	.	IV	I	III	IV	.	.	+
CA Pulicario-Agrostietum												
Agrostis pourretii	1	III	IV	I	.	.	II	III	II	I	II	II
Pulicaria paludosa	1	.	+	+
CA Helianthemo-Plantaginetum und Helianthemetalia/ion guttati												
Vulpia myuros	2	III	.	III	I	IV	II	I	II	IV	I	III
Ornithopus pinnatus	1	II	III	II	I	I	IV	III	II	.	II	III
Logfia gallica	.	II	II	+	II	.	IV	IV	III	.	II	III
Lotus parviflorus	1	II	II	II	I	I	IV	III	I	.	III	II
Briza maxima	.	II	II	.	IV	.	III	III	+	.	I	I
Molineriella minuta	.	III	+
Tuberaria guttata	.	.	II	+	.	.	II	II	.	.	II	III
Plantago bellardii	.	.	II	+	.	.	I	I	II	.	.	III
Ornithopus compressus	.	.	.	II	.	.	+	.	+	.	I	II
Tuberaria macrosepala	.	I	+	.	.	.	II	III
Paronychia echinulata	.	I	+	+	.	.	+
Crassula tillaea	.	.	+	.	.	.	I
Hypochaeris glabra	.	.	+	+	.	.	I	I	I	.	.	I
Stachys arvensis	.	.	I	+	.	.	I	III	I	.	I	II
Trifolium cherleri	.	.	.	+	+	.	I	.
Trifolium angustifolium	.	.	.	+	.	.	I
Airopsis tenella	I	.	.	.	II	I
CA Trachynietalia distachyae												
Euphorbia exigua	.	.	I	II	III	.	IV	IV	III	.	.	III
Brachypodium distachyon	.	.	+	.	.	.	I	.	.	.	II	+
Galium parisiense	.	.	+	.	.	.	I	.	+	.	I	+
Omphalodes linifolia	.	.	+	.	.	.	I
CA Helianthemetea												
Tolpis barbata	2	IV	III	III	I	I	IV	II	III	.	II	IV
Leontodon longirostris	.	.	II	+	.	II	III	.	III	.	.	III
Crucianella angustifolia	.	.	I
Trifolium campestre	.	.	.	II	I	II	I	.	I	.	I	I
Asterolinon linum-stellatum	1	.	+	.	IV	.	I	.	.	.	II	I
Trifolium scabrum	1	I
Kickxia cirrhosa	.	.	II	.	.	I	II	III	.	.	I	+
Evax pygmaea	.	.	+	.	.	.	II
Romulea bulbocodium	.	III	+	+	.	.	II	I
Moenchia octandra	.	II	.	I	I	.	I
Biscutella microcarpa	II	.	+	II
CA Anagallido-Juncion												
Eleocharis multicaulis	.	.	IV	II	.	IV	.	IV	IV	IV	IV	+
Juncus bulbosus	.	IV	I	II	.	II	.	I	III	II	III	+
Anagallis crassifolia	.	.	II	II	I	.	.	.	I	IV	I	.
Pinguicula lusitanica	IV	.	IV	II	IV	.	.
Hypericum humifusum	.	II	.	.	I	II	+
Baldellia ranunculoides	.	.	+	I	I	.	.	+

5. **Junco capitati-Isoetetum histricis im Unterwuchs eines Korkeichenwaldes**

(Tab. 10, Spalten 37-42; Tab. 11, Spalte 5)

Neben dem Isoetetum durieui (Gesellschaft 1) findet sich auch das Junco capitati-Isoetetum histricis eingestreut in den Unterwuchs eines lichten Korkeichenwaldes in höheren Lagen (550 m ü. NN). Die erfassten Bestände lagen in einem nordexponierten, felsblockreichen Tälchen.

6. **Junco capitati-Isoetetum histricis, halboffen**

(Tab. 10, Spalten 43-51; Tab. 11, Spalte 6)

Ein halboffenes Junco capitati-Isoetetum histricis ist in Lücken beweideter *Erica scoparia-Erica ciliaris*-Heiden anzutreffen, die durch hoch anstehendes Grundwasser bis in den Frühsommer hinein gut wasserversorgt sind. Z. T. sind diese Böden oberflächlich verdichtet. *Eleocharis multicaulis* und *Cynodon dactylon* treten mit hoher Stetigkeit auf. Diese Flächen sind nach Starkregen überflutet.

Die letztgenannte Ausbildung des Junco-Isoetetums (Gesellschaft 6) steht dem Isoetum histricis Radioletum linoidis in der ursprünglichen Beschreibung von CHEVASSUT & QUEZEL (1956) sehr nahe, da durchgängig ein hoher Deckungsgrad von *Radiola linoides* zu beobachten ist, wenn auch die Dominanz von *Isoetes histrix* zu *Radiola linoides* verschoben erscheint. Die Bestände liegen wie bei CHEVASSUT & QUEZEL (1956) beschrieben in zeitweise überstauten flachen Bereichen in Lücken der Heide eingestreut. *Eleocharis multicaulis* sowie *Cynodon dactylon*, die hier eine hohe Stetigkeit zeigen, werden in dieser Beschreibung jedoch nicht erwähnt. Diese Bestände werden in Übereinstimmung mit der aktuellen Arbeit von MOLINA (im Druck) dem Junco-Isoetetum zugeordnet.

7. **Laurentio michelii-Juncetum tingitani typicum**

(Tab. 10, Spalten 52-70; Tab. 11, Spalte 7)

Diese artenreichen Zwergbinsenrasen der tieferen Lagen sind dem Laurentio-Juncetum typicum zuzuordnen. Sie stehen in Auflichtungen einer meist von *Pistacea lentiscus* dominierten Strauchgesellschaft mit *Myrtus communis*, *Erica scoparia* und *Calicotome villosa*. Die offenen bis halboffenen Rasen sind bei nur schwacher Neigung meist west- bis nordexponiert. Als stete Begleiter treten *Euphorbia exigua* (möglicherweise ein Effekt schwacher Beweidung) und *Ranunculus paludodius* auf.

8. **Laurentio michelii-Juncetum tingitani pinguiculetosum lusitanici**

(Tab. 10, Spalten 71-77; Tab. 11, Spalte 8)

Die Subassoziation Laurentio-Juncetum pinguiculetosum tritt in süd- bis südostexponierten mäßig geneigten Lücken einer *Erica scoparia-Erica ciliaris*-Heide auf und wird meist noch halb überschirmt. Die Arten des Junco-Isoetetums sind ebenfalls vorhanden. Diese Flächen in mittlerer Höhenlage (200-250 m ü. NN) werden allenfalls kurzzeitig überflutet (eher überrieselt) da das umgebende Gelände insgesamt hängiger ist und keinen Überstau erlaubt.

9. **Loto subbiflori-Chaetopogonetum fasciculati**

(Tab. 10, Spalten 78-93; Tab. 11, Spalte 9)

Das Loto-Chaetopogonetum ist in eher geschlossenen Rasen in mittlerer Höhenlage (200-400 m ü. NN) in den Lücken einer *Erica scoparia-Erica ciliaris*-Heide zu finden. Meist handelt es sich beim Standort um manchmal auch breitere Wasserabflussbahnen. Flachere

Abschnitte können zeitweilig überstaut werden. Sommers trocknen die Flächen vollständig aus. Es lassen sich drei Ausbildungen unterscheiden, die sich standörtlich in erster Linie durch die Dauer der Überflutung differenzieren lassen:

mit *Helianthemetalia*-Arten (78-81) (nicht überstaut)

mit *Pinguicula lusitanica* (82-84) (schwach oder nicht überflutete Bereiche)

mit *Eleocharis multicaulis*: Tendenz zum Anagallido-Juncion (85-93) (z.T. auch länger anhaltende bzw. häufige Überflutung, Spalten 92,93 Übergang zum Anagallido Juncion)

10. **Anagallido tenellae-Juncetum bulbosi, geografische Rasse mit *Anagallis crassifolia***

(Tab. 10, Spalten 94-101; Tab. 11, Spalte 10)

Diese relativ offenen Rasen sind an den Fußbereichen von *Erica scoparia* oder *E. ciliaris* zu beobachten, die sich sockelartig über die durch Beweidung verdichteten Zwischenräume erheben, sind dem Anagallido tenellae-Juncetum bulbosi, und hier einer geografische Rasse mit *Anagallis crassifolia*, zuzuordnen. Diese Gesellschaft mittlerer Höhenlage (200 m ü. NN) steht in Kontakt zu Moorheide (*Genisto-Ericetum ciliaris*) und relativ dichten *Cynodo dactylon*-Beständen. Diese Einheit liegt sowohl räumlich als auch von der Artenzusammensetzung her recht nahe am Junco-Isoetetum der Spalten 43-51.

11. **Anagallido tenellae-Juncetum bulbosi im Übergang zum Laurentio-Juncetum**

(Tab. 10, Spalten 102-109; Tab. 11, Spalte 11)

Die vorangehende Gesellschaft, Anagallido tenellae-Juncetum bulbosi geografische Rasse mit *Anagallis crassifolia*, ist auch im Übergang zum Laurentio-Juncetum (Halbgeschlossene Rasen) zu finden. Der Standort zeichnet sich durch flache Mulden in temporären Abflurrinnen, die nach Niederschlägen längere Zeit überstaut sind, aus. Auch zeitweilig staunasse Verflachungen in grobem Blockschutt mit geringmächtiger anmooriger Humusschicht bieten einen geeigneten Standort für diese Gesellschaft (Spalten 102,103).

12. **weitere Gesellschaften**

(Tab. 10, Spalten 110-121, Tab. 11, Spalte 12)

In dieser Gesellschaft werden zwei Helianthemion-Gesellschaften und eine Isoetetalia-Gesellschaft mit einem deutlichen Anteil an ausdauernden Arten zusammengefasst:

Tab. 10, **Spalten 110-111**: Im Randbereich von Felsblöcken auf geringmächtigen Böden treten dem Helianthemion zugehörige (*Airopsis tenella*) Sandtrockenrasen auf.

Tab. 10, **Spalten 112-114**: Das Pulicario-Agrostietum ist mit einem deutlichen Anteil an Arten der Molinio-Arrhenatheretea ausgestattet.

Tab. 10, **Spalten 116-121**: Offene Sandröschenfluren auf geringmächtigen Sandböden über Aljibe-Sandstein in größeren Lücken der *Cistus ladanifer*-Heide an ausgedehnten Hangverflachungen werden dem Helianthemo-Plantaginetum bellardii zugerechnet.

4.2.2 Verteilung der Gesellschaften über Exposition und Höhenlage

Der Begriff „Landschaft“ steht hier synonym für die Makroskala innerhalb dieser Untersuchung. Als Landschaft können die Serra de Monchique bzw. die Sierren des Campo de Gibraltar verstanden werden. Zur Analyse der Verteilung der Zwergbinsenrasen über Expositionen und Höhenlagen wurden die im Rahmen der vorliegenden Arbeit erstellten pflanzensoziologischen Aufnahmen herangezogen. Zur grafischen Darstellung wurden Windrosendiagramme verwendet, in welchen die Höhenlage durch Kreise mit 200 m Höhendifferenz gekennzeichnet wird. Die Höhenamplitude reicht von 0 m (äußerster Kreis) bis 800 m (Mittelpunkt). Jede Aufnahme wird mit einem Punkt dargestellt (Abb. 14 und 15). Die Zuordnung der Aufnahmen zu Vegetationseinheiten entspricht der Klassifikation, die in Kapitel 4.2.1 näher erläutert wird.

Serra de Monchique

In der Serra de Monchique ist das Arbeitsgebiet auf den Syenitintrusionskörper beschränkt. Damit sind Höhenlagen unter 200 m ü. NN nicht vertreten. Südwestliche Expositionen bilden mit Ausnahme von Gesellschaften, die durch *Sedum*-Arten charakterisiert sind, den Schwerpunkt der Aufnahmen (Abb. 14). Letztere sind überwiegend südostexponiert. Oberhalb 600 m ü. NN wurden nur das Junco-Isoetetum und das Helianthemo-Plantaginetum angetroffen.

Die größte Amplitude der Zwergbinsenrasen zeigt das Junco-Isoetetum (2 Diagramme für verschiedene Entwicklungsstufen in Abb. 14). Ein großer Anteil der Aufnahmen entfällt auf das Helianthemo-Plantaginetum und Übergänge vom Junco-Isoetetum zum Helianthemo-Plantaginetum. Eine Reihung der Zwergbinsenrasen-Typen nach der Höhenlage ist nicht sehr deutlich ausgeprägt. Laurentio-Juncetum und Loto-Chaetopogonetum treten häufig in Höhen um 250 m bis 400 m ü. NN auf. Das Junco-Isoetetum reicht von diesen Höhen bis über 700 m. In den höchsten Lagen im Picota-Gipfelbereich treten Basalgesellschaften auf. Ebenso zeigt die *Crassula-Romulea-Poa*-Gesellschaft im Übergang vom Helianthemo-Plantaginetum ihren Schwerpunkt in diesen Höhenlagen.

Während *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen eine vergleichbare Verteilung zum Laurentio-Juncetum und Loto-Chaetopogonetum zeigen, nimmt das Helianthemo-Plantaginetum vergleichsweise großen Raum in den mittleren Höhenlagen (300 m bis 600 m) ein. In ähnlichen Lagen wie das Laurentio-Juncetum und das Loto-Chaetopogonetum überlagert es eine Basalgesellschaft des Junco-Isoetetum. Die typische Subassoziation des Helianthemo-Plantaginetum hat die weiteste Amplitude mit überwiegender Südwest-Exposition. Die Subassoziation *sedetosum andegavense* tritt in verschiedenen Höhen überwiegend südostexponiert auf. Die *Pterocephalus diandrus*-Ausbildung kommt ebenso wie der Übergang zur *Sedum*-Felsgesellschaft nur in Höhen zwischen 400 m und 600 m ü. NN vor. Die Subassoziationen *silenetosum scabriflorae* und *plantaginetosum coronopi* zeigen keine klare Präferenz.

4.2 Vegetationskundliche Ergebnisse

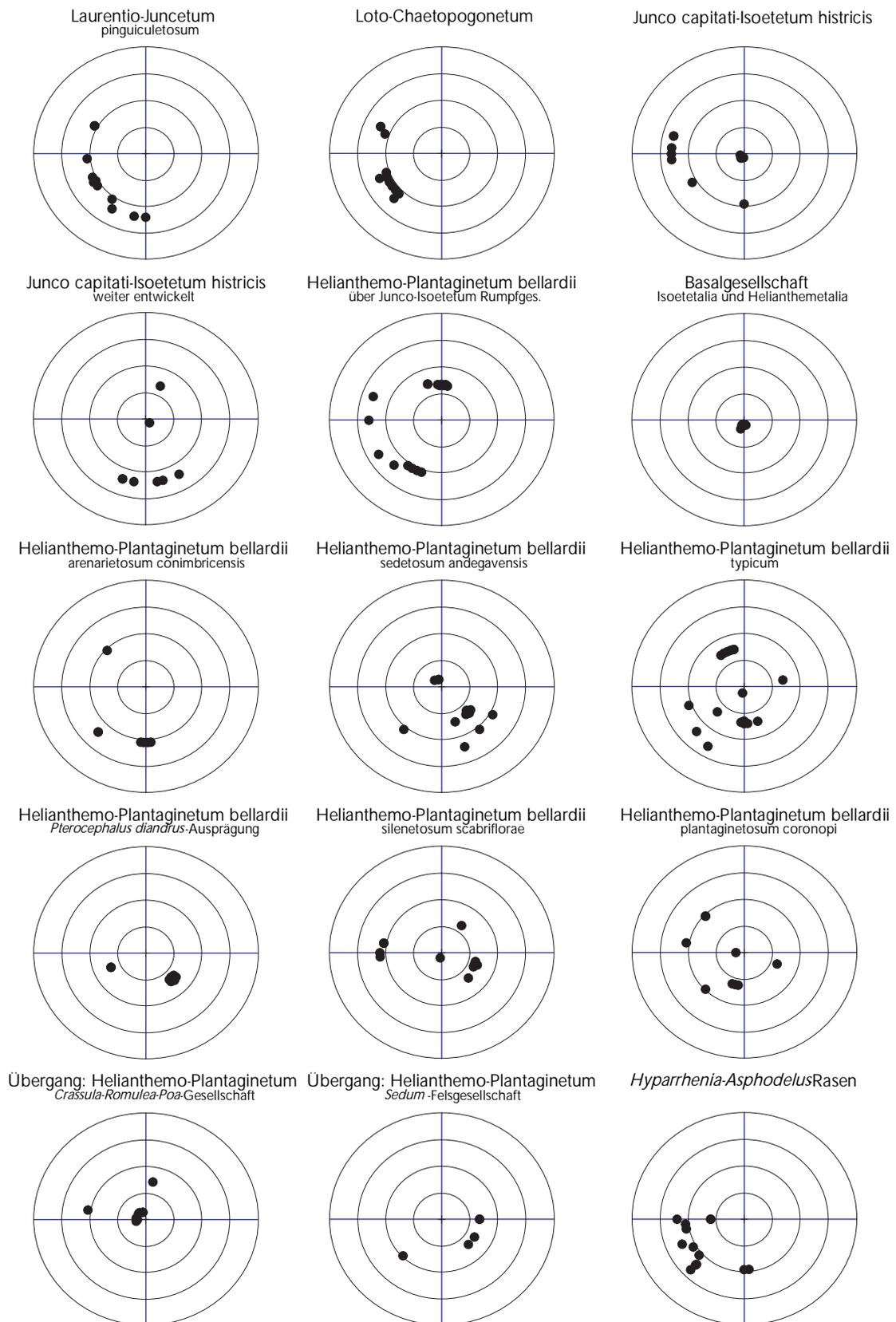


Abb. 14 Verteilung der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen in der Serra de Monchique, Portugal in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage (Legende für die Abbildung siehe Abb. 15)

Campo de Gibraltar

Für das spanische Arbeitsgebiet zeigt sich eine relativ gleichmäßige Verteilung der Aufnahmen über alle Expositionen und die Höhenlagen zwischen Meeresniveau und 800 m ü. NN. Die größte Amplitude zeigt diesbezüglich das Junco-Isoetetum in seinen verschiedenen Ausbildungen (Abb. 15). Eine klare Reihung mit zunehmender Höhe ergibt sich für die Abfolge Laurentio-Juncetum, Loto-Chaetopogonetum, Junco-Isoetetum im Übergang zum Anagallido-Juncion und Isoetetum durieui.

Das Junco-Isoetetum in Lücken von *Erica scoparia*-*Erica ciliaris*-Heiden zeigt mit überwiegend westexponierten Lagen um 200 m ein ähnliches Verteilungsbild wie das Junco-Isoetetum im Übergang zum Anagallido-Juncion auf. In Korkeichenwäldern wurde das Junco-Isoetetum nur in Nord- bis Nordwestlagen um 550 m angetroffen. Bezüglich der Erfassung von Isoeto-Nanojuncetea-Beständen in Korkeichenwäldern besteht jedoch kein Anspruch auf Vollständigkeit, wenn auch zeitgleich die Korkeichenwälder im Gebiet bearbeitet wurden (SENG 2003).

Das Laurentio-Juncetum wurde nur selten in Höhen über 250 m angetroffen. Die auf relativ lang anhaltende Durchfeuchtung angewiesene Subassoziation pinguiculetosum (DEIL 1997) wurde nur in Südost-Exposition aufgefunden. Eingestreut in Anagallido-Juncion-Sümpfe wurden vor allem in südlicher und westlicher Exposition auch Höhen über 400 m erreicht. In Nord- und West-Exposition wurden auch reine Anagallido-Juncion-Bestände angetroffen.

Das Loto-Chaetopogonetum ist auf mittlere Höhen (200-400 m) konzentriert und meidet nordöstliche Expositionen. Das Isoetetum durieui tritt erst über 400 m auf. Es hat seinen Schwerpunkt in Höhen um 720 m.

Die Sandtrockenrasen des Helianthemion werden in unterschiedlichen Höhenlagen bis 600 m und in unterschiedlicher Exposition angetroffen. Südost- und Nordwest-Expositionen sind im Aufnahmematerial nicht repräsentiert.

4.2 Vegetationskundliche Ergebnisse

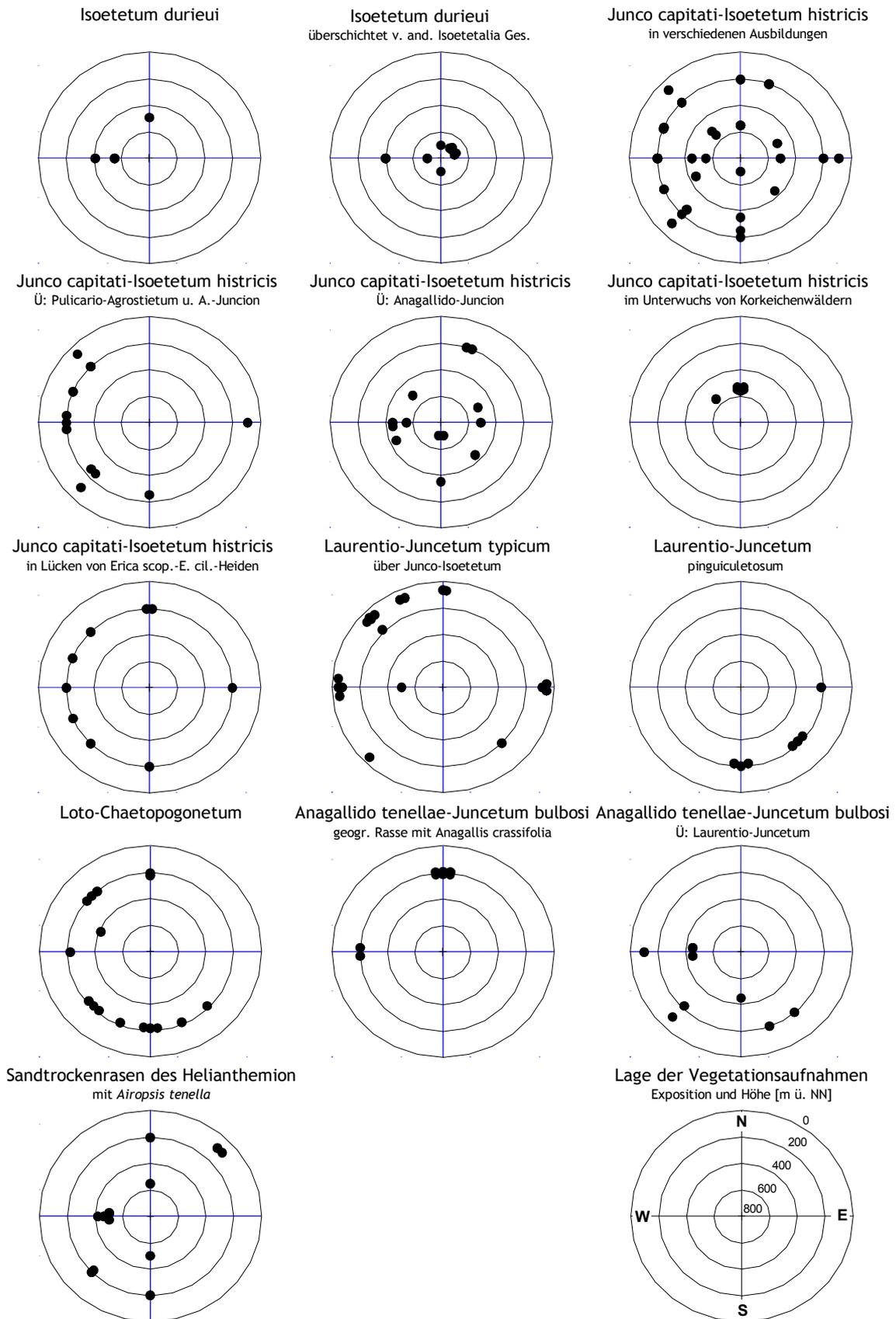


Abb. 15 Verteilung der Zwergbinsen- und Sonnenröschenrasen im Campo de Gibraltar, Spanien in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage

4.2.3 Kleinräumige Vegetationsmosaik und topografischer Feuchteindex

Auf der Mesoskala wurden Vegetationskarten angefertigt und das Gelände vermessen. Ziel dieser Untersuchungen war es, die räumliche Verzahnung der Zwergbinsenrasen mit anderen Vegetationseinheiten zu klären. Der Einfluss der Topografie auf die Feuchteverhältnisse im Boden wird in einem Feuchteindex abgebildet. Entsprechend dem Ansatz von BEVEN (1986) steigt der Feuchteindex mit der Größe des spezifischen Einzugsgebiets und fällt mit der Hangneigung (vgl. Kap. 3.2.6). Dies bedeutet, dass Bereiche, die einen starken seitlichen Zustrom von Oberflächen- oder oberflächennahem Wasser haben, also nach Niederschlägen sehr gut wasserversorgt bis überflutet sind, hohe Werte aufweisen. Sofern die Bodenmächtigkeit mit einbezogen werden konnte, verstärkt eine geringe Bodenmächtigkeit den Wert. Derart gekennzeichnete Bereiche werden nach Ende der Niederschläge auch sehr rasch wieder austrocknen. Es wurde erwartet, dass der topografische Feuchteindex der Standorte von Zwergbinsenrasen höher ist als der von reinen Sonnenröschenfluren.

Die Unterschiede der bevorzugten Reliefsituation zwischen den beiden Untersuchungsgebieten hat starke Auswirkungen auf die räumliche Differenzierung in der Mesoskala, wie sich an zwei Detailkartierungen aus den Untersuchungsgebieten am Einbettungsmuster der Zwergbinsenrasen zeigt. In der Serra de Monchique bestehen bei mächtigerer Ausprägung der Grusdecken Kontakte zu ausdauernden *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen. Die Bestände sind oft von einem lichten Osyrio-Juniperetum umrahmt. Andererseits bestehen auf der geringmächtigeren Seite der Grusdecken Übergänge und Kontakte zu Felsgesellschaften, die von *Sedum*-Arten oder von Moosen dominiert werden (Karte 3 im Anhang). Im Campo de Gibraltar bestehen Kontakte vom Loto-Chaetopogonetum oder Laurentio-Juncetum zu Anagallido-Juncion-Sümpfen. Die Rasen sind in Lücken einer von *Erica scoparia* oder *Pistacea lentiscus* dominierten Heide eingestreut (Karten 4 und 5 im Anhang).

4.2.3.1 Serra de Monchique

In der Serra de Monchique wurde eine Fläche bei Caldas de Monchique kartiert (Karte 3 und Blockbild im Anhang). Sie liegt etwas oberhalb des nördlichen Ortsrands von Caldas de Monchique zwischen der Straße nach Monchique und der Schule. Das felsige Gelände ist nahezu amphitheaterartig geformt und nach Südwesten exponiert. Es liegt um 250 m ü. NN im Syenitbereich der Serra de Monchique. Die Fläche misst 18 m x 35 m und wurde mit einem Theodoliten vermessen. Auf der Fläche wird eine Höhendifferenz von über 4,5 m erreicht. Zu dieser Kartierfläche liegen auch Profile zur Mächtigkeit der Grusdecken vor (Abb. 16). Hinweise zu den Profilen beziehen sich auf diese Abbildung. An einen überwiegend von Strauchvegetation und *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen bestandenen Bereich am nordöstlichen Rand der Kartierfläche (oberer Rand) schließt sich ein fast durchgängiges Felsband mit zwei bis neun Metern Hanglänge an, das in drei Abschnitten längere Zeit mit Wasser überrieselt wird. Darunter folgt eine weitere Grusdecke mit ausdauernden *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen im zentralen Bereich und nur vereinzelten Exemplaren von *Lavandula stoechas*. Die Grusdecke ist über drei Meter Hanglänge fast durchgängig geschlossen und löst sich dann in kleinere Strukturen auf, die von offenen Felsbereichen durchsetzt sind, auf welchen entlang von Klüften verschiedene relativ kleinwüchsige Gehölze auftreten. An der südöstlichen Seite zieht sich eine vergleichsweise mächtige Grusdecke über die gesamte erfasste Hanglänge.

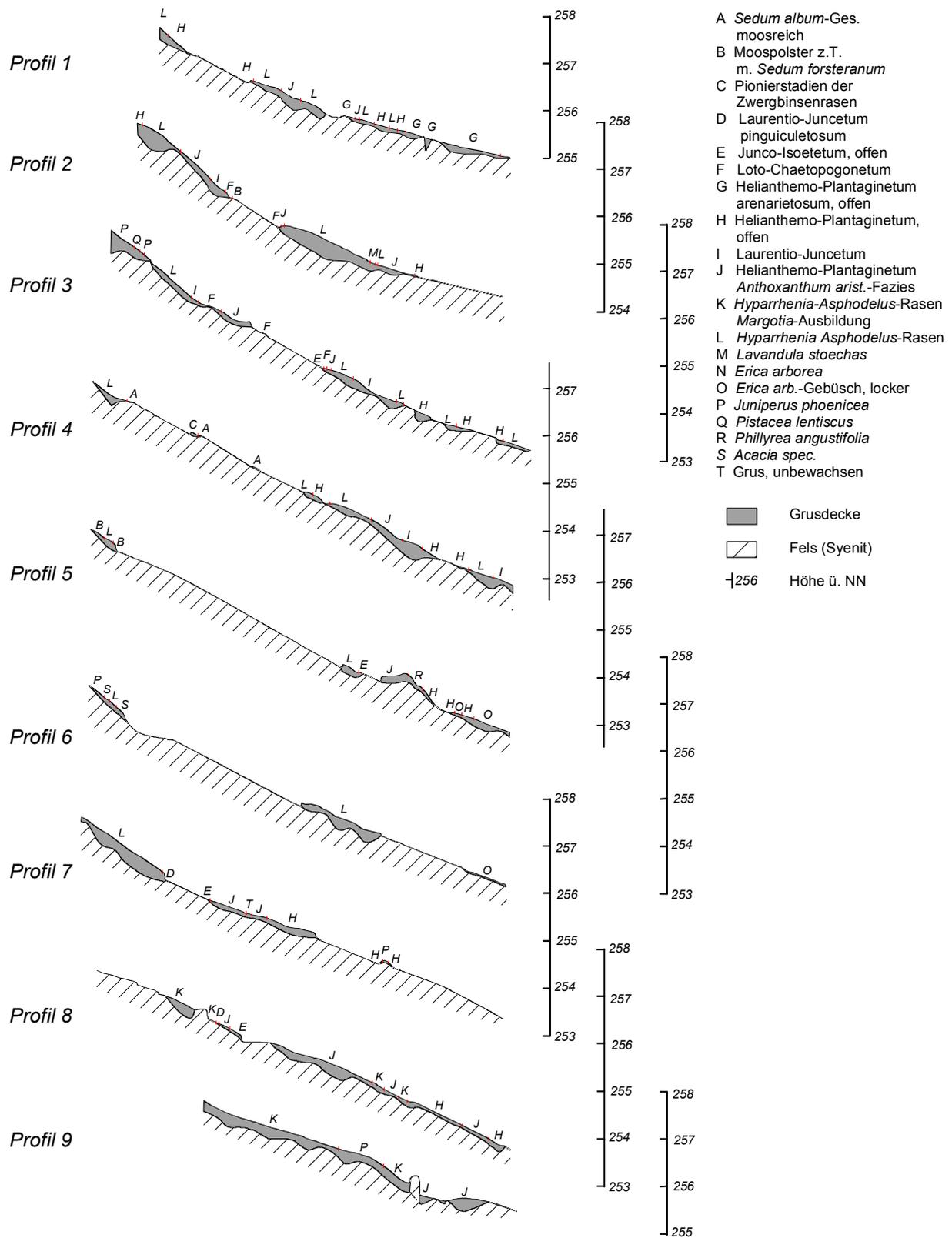


Abb. 16 Profile der Grusdecken auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ (2-fach überhöht)

Die Abfolge der krautigen Vegetationseinheiten kann anhand einer idealisierten Grusdecke von oben nach unten beschrieben werden (Abb. 17). Am flachgründigen, oberen Rand einer Grusdecke, der zudem häufigem Eintrag von Grus ausgesetzt ist, ist das Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum anzutreffen. Dies ist nahe der westliche Ecke der Kartierfläche der Fall (vgl. Profil 1). Flachgründige Abschnitte von Grusdecken mit begrenzter mechanischer Belastung durch Gruseintrag tragen das Junco-Isoetetum (vgl. Profil 8). Auf etwas mächtigeren Bereichen der Grusdecken ist das Laurentio-Juncetum zu finden. Im kartierten Abschnitt ist diese Einheit nahe dem unteren Rand an der nordwestlichen Seite der oberen und der mittleren Grusdecke sowie einem mittleren südöstlichen Abschnitt der mittleren Grusdecke zu finden (vgl. Profil 3). Der mittlere, mächtigste Bereich der Grusdecken ist meist von *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen in unterschiedlicher Ausbildung bestanden (vgl. Profile 1-7). Ist die Mächtigkeit der Grusdecke zu gering, wird diese Einheit durch das Helianthemo-Plantaginetum mit Übergängen zum Junco-Isoetetum ersetzt (vgl. Profile 1-5). Nahe dem unteren Rand der Grusdecken ist in mächtigeren Bereichen das Loto-Chaetopogonetum anzutreffen. Auf der Kartierfläche im nordwestlichen Bereich nahe dem unteren Rand der oberen Grusdecke. Zusätzlich tritt es am oberen Rand der mittleren Grusdecke in Erscheinung (vgl. Profile 2, 3). Das Laurentio-Juncetum in der Subassoziation pinguiculetosum ist an den unteren Rand von Grusdecken mit relativ lang anhaltender Wasserversorgung gebunden. Innerhalb der Kartierfläche ist dies im südöstlichen Bereich der oberen Grusdecke geboten (vgl. Profil 7). Weiterhin treten auf geringmächtigen Feinmaterialansammlungen *Sedum*-Felsgesellschaften auf (vgl. Profil 4).

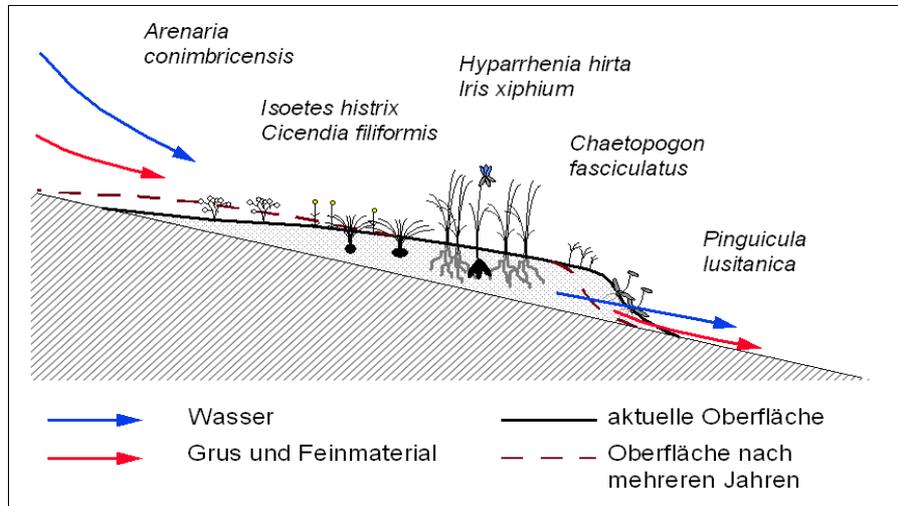


Abb. 17 Vegetation und Stofftransport an einer idealisierten Grusdecke

Topografischer Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“

In der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ werden Teile des Oberhanges bis zur Wasserscheide nicht mit erfasst (Abb. 18). Die Wasserscheide liegt etwa 30 m höher als die Kartierfläche, was etwa einer Hanglänge von 50 – 60 m entspricht. Im DGM (vgl. Kap. 4.1) wird diese Hanglänge auf zwei Rasterfeldern abgebildet. Da von den nördlich gelegenen Hängen an der Wasserscheide kein Oberflächenabfluss ankommt (dieser wird vorher

seitlich abgeleitet), ergibt sich ein kleines spezifisches Einzugsgebiet. Obwohl der Betrag für die gesamte Fläche ähnlich liegen mag, ist dennoch mit der Konzentration des Abflusses auf einige Bahnen auszugehen, was auch durch unterschiedlich lange Überrieselung von Abschnitten der Felsflächen gestützt wird. In der vorliegenden Analyse wird daher die Betrachtung auf den Einfluss von Regenereignissen und den unmittelbar darauf einsetzenden Abfluss über Fels zu den Grusdecken eingeschränkt.

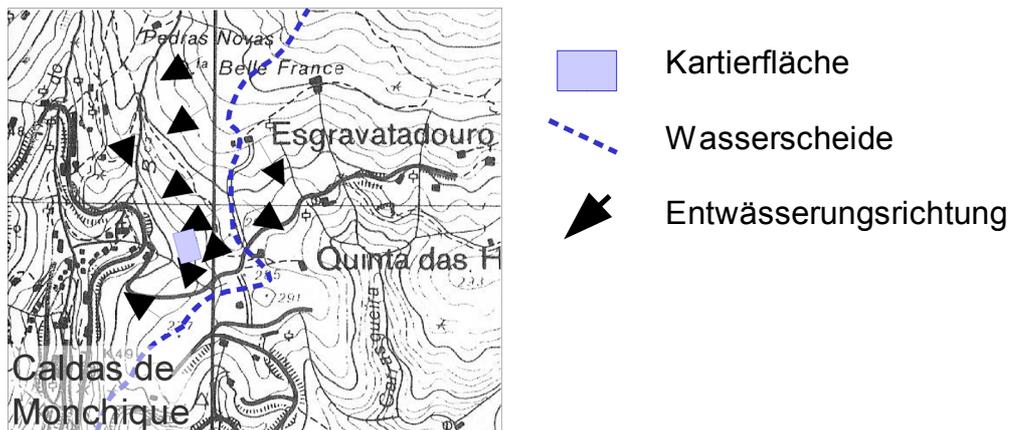


Abb. 18 Übersichtskarte zur Kartierfläche Caldas de Monchique

In einer zweiten Berechnung wird die anhaltende Überrieselung von Felsbereichen, die lange Zeit nach Ende der Regenfälle noch zu einer Durchfeuchtung von Abschnitten der Grusdecke führt, mit berücksichtigt. Dazu wird das Einzugsgebiet am oberen Rand der überrieselten Felsfläche für alle betrachteten Rasterzellen um eine konstante Größe von 15 Rasterzellen, die geradlinig hangabwärts entwässern, erweitert.

In der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ fungiert der Fels (Syenit) als Wasserstauer und die Grusdecke als Wasserleiter. Die Mächtigkeit der Grusdecken wurde in neun Profilen detailliert aufgenommen. Für die Interpolation mittels Kriging wurde zusätzlich der Rand der Grusdecken mit herangezogen. Mit der Pedotransferfunktion Rosetta (SCHAAP 1999) wurden für sechs Bereiche k_f -Werte abgeschätzt. In die Abschätzung gingen die ermittelten pF -Wg-Kurven sowie Lagerungsdichte und Korngrößenverteilung ein. In „Caldas de Monchique“ war keine Verdichtung der Böden mit der Profiltiefe zu erkennen. Daher wird die Transmissivität des Bodenkörpers als Produkt von Leitfähigkeit und Mächtigkeit ermittelt. Die Rasterweite für die Berechnungen beträgt 0,37 m. Dies ergibt 45 x 100 Zellen. Die Wahl dieser Körnung (*grain sensu* GODRON 1982) entspricht der zu erwartenden Genauigkeit der Ergebnisse. Die Zwergbinsenrasen können noch abgebildet werden, es wird jedoch nicht durch sehr feine räumliche Auflösung eine Genauigkeit vorgetäuscht, die aufgrund mehrerer Interpolationen und Schätzungen nicht erreicht werden kann.

Feuchteindex mit Beschränkung des Einzugsgebiets auf die oberliegenden Felsflächen

Ohne Berücksichtigung des Wassereintrags über die überrieselten Felsbereiche zeigt sich, dass die unteren Ränder der Grusdecken deutlich höhere Feuchteindex-Werte haben als etwa die mittleren, mächtigeren Bereiche (Abb. 19 a, 20). Gleichwohl haben die oberen Ränder, insbesondere in den Bereichen, die mit Loto-Chaetopogonietum bestanden sind, nur relativ geringe Werte, die auf die kleinen spezifischen Einzugsgebiete zurückzuführen sind. Die hohen Feuchteindex-Werte für kryptogamenreiche Gesellschaften resultieren aus der geringmächtigen Bodendecke. Dort wird die Wassersättigung rasch erreicht. Die Wasserspeicherkapazität des Bodenkörpers ist jedoch gering, so dass die beteiligten Arten das zeitweilig recht üppig zur Verfügung stehende Wasser rasch aufnehmen und selbst speichern müssen. Neben dieser Vegetationseinheit weist lediglich das Helianthemo-Plantaginetum höhere Index-Werte auf als die Grusdecken insgesamt. Die Gesellschaften können nach dem ermittelten topografischen Feuchteindex von trocken nach feucht folgendermaßen gereiht werden (In Klammern wird der Median angegeben, vgl. Abb. 20): Loto-Chaetopogonietum (2,5), Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum (3,7), ausdauernde *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen (4,0), Laurentio-Juncetum (4,1), Junco-Isoetetum (4,6), Helianthemo-Plantaginetum mit Übergängen zum Junco-Isoetetum (4,8) und kryptogamenreiche Gesellschaften (4,9).

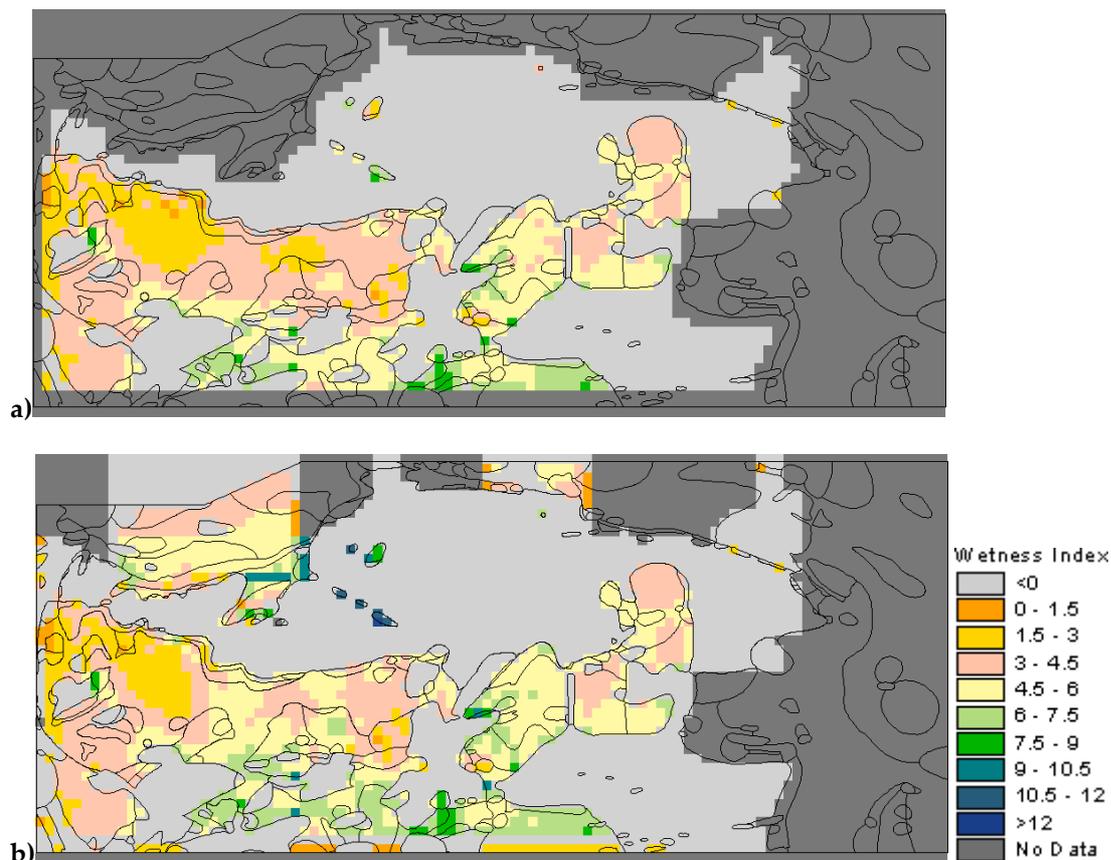


Abb. 19 Räumliche Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ (Serra de Monchique, Portugal) a) ohne und b) mit zusätzlichen Teileinzugsgebieten

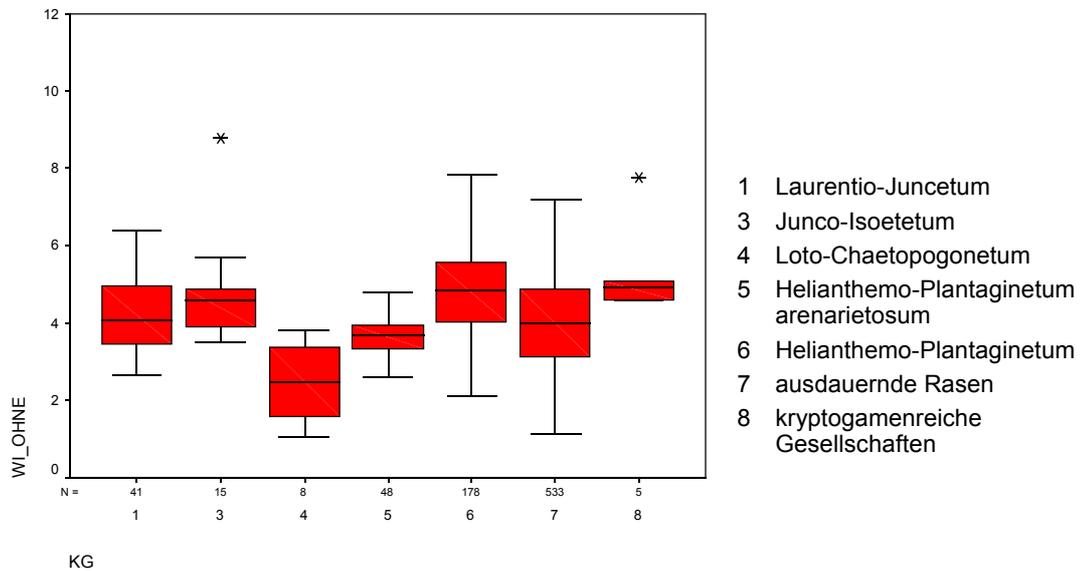


Abb. 20 Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften, berechnet ohne zusätzliche Einzugsgebiete

Feuchteindex mit Berücksichtigung des Wassereintrags über überrieselte Felsbereiche

Mit Berücksichtigung des Wassereintrags über die überrieselten Felsbereiche ergibt sich in Teilen ein anderes Bild (Abb. 19 b, 21). Die überwiegend mit ausdauernden Rasen bestanden, mächtigen Abschnitte der Grusdecken zeigen nach wie vor geringe bis mittlere Index-Werte. Die oberen Ränder, in die anhaltend Wasser einsickert - Standorte für Loto-Chaetopogonetum und Junco-Isoetetum weisen nun deutlich höhere Index-Werte auf. Bei einer allgemeinen Erhöhung der Indexwerte um etwa 0,5 bis 1 heben sich drei Gesellschaften ab. Das Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum steht überwiegend auf Flächen im linken unteren Teil der Karte. Diese Flächen sind von den Veränderungen nicht betroffen, die Werte bleiben somit weitgehend unverändert. Die Index Werte des Loto-Chaetopogonetum steigen sehr stark an (+2,8) und die der kryptogamenreichen Gesellschaften fallen (-1,7). Damit wird in der Reihung der erste mit dem letztem Platz vertauscht. Alle andern Einheiten bleiben in der Reihung unverändert. Hohe Werte werden nun von den Einheiten Loto-Chaetopogonetum (5,3), Junco-Isoetetum (5,2) und dem Helianthemo-Plantaginetum mit Übergängen zum Junco-Isoetetum (5,2) erreicht. Mittlere Werte finden sich für das Laurentio-Juncetum (5,0) und die ausdauernden Rasen (4,6). Niedere Werte häufen sich beim Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum (3,6) und bei kryptogamenreichen Gesellschaften (3,3).

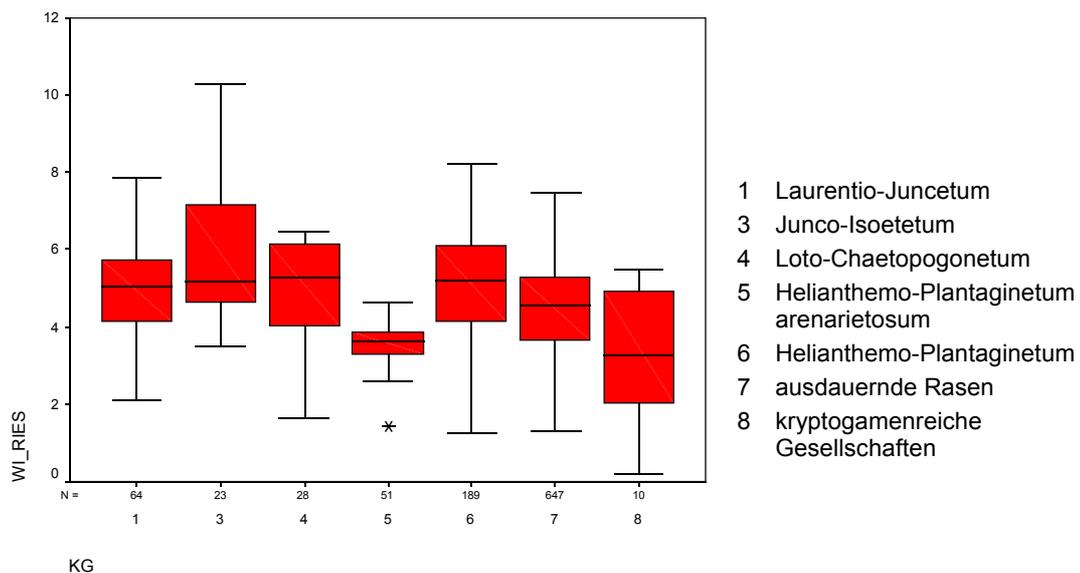


Abb. 21 Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften, berechnet mit zusätzlichen Teileinzugsgebieten

Bodenmächtigkeit

Die genauesten Daten zur Bodenmächtigkeit liegen auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ entlang der neun Profile vor. Dort wurde in einem Abstand von weniger als 0,5 m die Mächtigkeit der Grusauflage ermittelt. Zur Auswertung wurde entlang der Profile ein je zwei Rasterfelder breites Band mit der Rasterzellenbreite von 0,1 m verwendet.

Die *Sedum album*-Gesellschaft siedelt auf den flachgründigsten Böden (Median 0,8 cm) der untersuchten Flächen (Abb. 22). Ebenfalls sehr flachgründige Böden (Median 1,4 cm) werden vom Laurentio-Juncetum *pinguiculetum* besiedelt. Weitere flachgründige Bereiche (Median 4,2 cm, 10 cm werden selten erreicht) werden vom Junco-Isoetetum besiedelt. Das Loto-Chaetopogonetum steht auf etwas mächtigeren Abschnitten der Grusdecken und verzeichnet hierbei einen größeren Anteil von Bereichen mit Bodenmächtigkeiten über 9 cm (Median 5,4 cm). Das Helianthemo-Plantaginetum nimmt wiederum etwas mächtigere Abschnitte der Grusdecken ein (Median 6,8 cm). Dabei unterscheidet sich die Subassoziation *arenarietosum* nicht signifikant von der Helianthemo-Plantaginetum Rumpfgesellschaft (Median 6,1 cm), die deutlich auch in mächtigere Abschnitte der Grusdecken hineinreicht. *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen in der *Anthoxanthum*-Fazies lösen das Helianthemo-Plantaginetum zu mächtigeren Bereichen hin ab (Median 10,7 cm). Ein großer Anteil der Grusdecken, v.a. die mächtigsten, mittleren Abschnitte, ist von ausdauernden *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen in typischer Ausbildung bestanden (Median 14,1 cm). Dieser Typ zeigt bezüglich der Bodenmächtigkeit die größte Spannweite. Diese Bereiche mittelgroßer Mächtigkeit (12-20 cm) werden auch vom Laurentio-Juncetum eingenommen (Median 15,3 cm). Diese Gesellschaft hebt sich damit deutlich von anderen Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften ab. Die *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen in der *Margotia*-Ausbildung nehmen im untersuchten Bereich im Mittel die mächtigsten Abschnitte der Grusdecken ein (Median 19,3 cm).

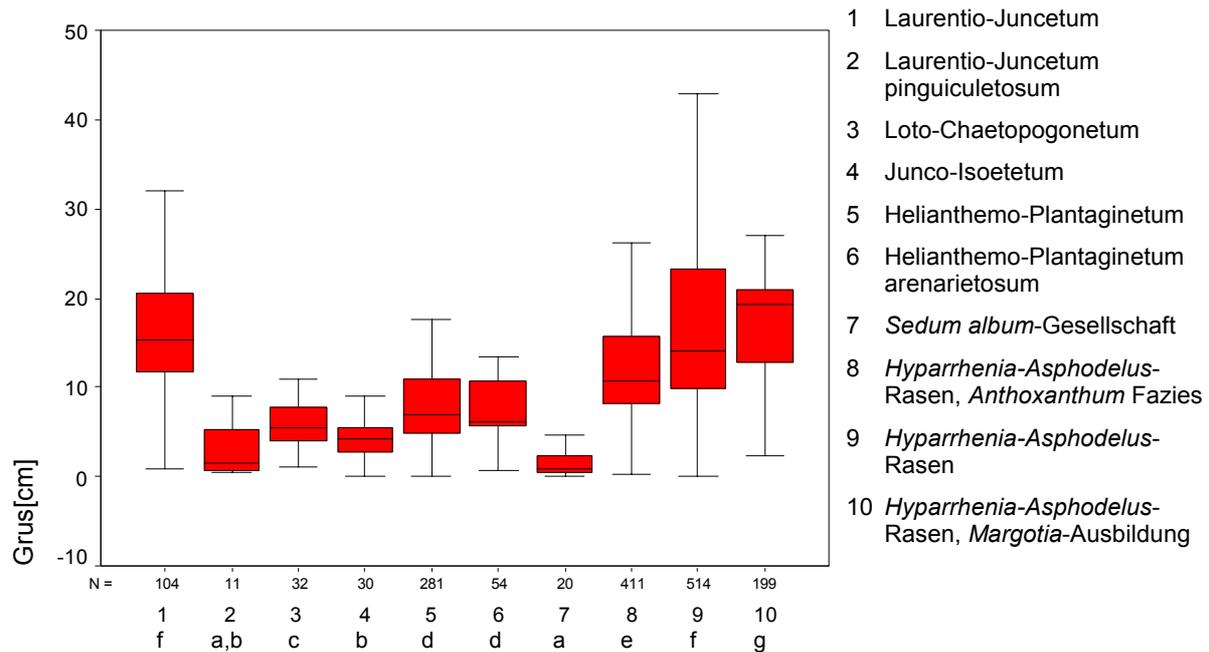


Abb. 22 Verteilung der Werte der Bodenmächtigkeit entlang der Messprofile auf der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ über die Krautgesellschaften (Unterscheiden sich die Gesellschaften signifikant auf dem 5%-Niveau (U-Test), sind sie mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet.)

4.2.3.2 Campo de Gibraltar

Vegetation auf der „Facinas“-Fläche

Die Kartierfläche ist insgesamt nordwestexponiert und weist einen Höhenunterschied von knapp einem Meter auf (Karte 4 im Anhang). Sie wird am unteren Rand von einem nordwärts gerichteten muldenförmigen Tälchen durchzogen. In diesem Tälchen steht im unteren Bereich zeitweise das Wasser. Aus der Karte lässt sich eine gewisse Zonierung der Vegetation erkennen (Abb. 23), die sich in einem Ost-West gerichteten Profilschnitt leicht nachvollziehen lässt (Abb. 24).

Die krautigen Vegetationseinheiten sind von den höher gelegenen Bereichen zum Tälchen hin so gereiht, wie sie in Abb. 23 von links nach rechts aufgeführt sind. Das Helianthemo-Plantaginetum tritt an hochgelegenen, wohl trittbeeinflussten Bereichen auf. Eine Helianthemion-Basalgesellschaft steht in engeren Zwischenräumen zwischen den Sträuchern und bildet Säume überwiegend außerhalb der Muldenstruktur. Weite Zwischenräume in einem etwa vier Meter breiten Band parallel zum Muldentälchen aber gänzlich außerhalb der Muldenstruktur sind von einer Helianthemion-Basalgesellschaft mit Übergängen zum Laurentio-Juncetum bewachsen. An der Schulter der Muldenform ist in Nord- bis Nordwest-Exposition das Laurentio-Juncetum im Wechsel mit dem Loto-Chaetopogonetum zu finden. Der letztgenannte Vegetationstyp ist auch in Nordost-Exposition an der Muldenform zu finden und zieht bis in die konkaven Bereiche der Mulde hinein.

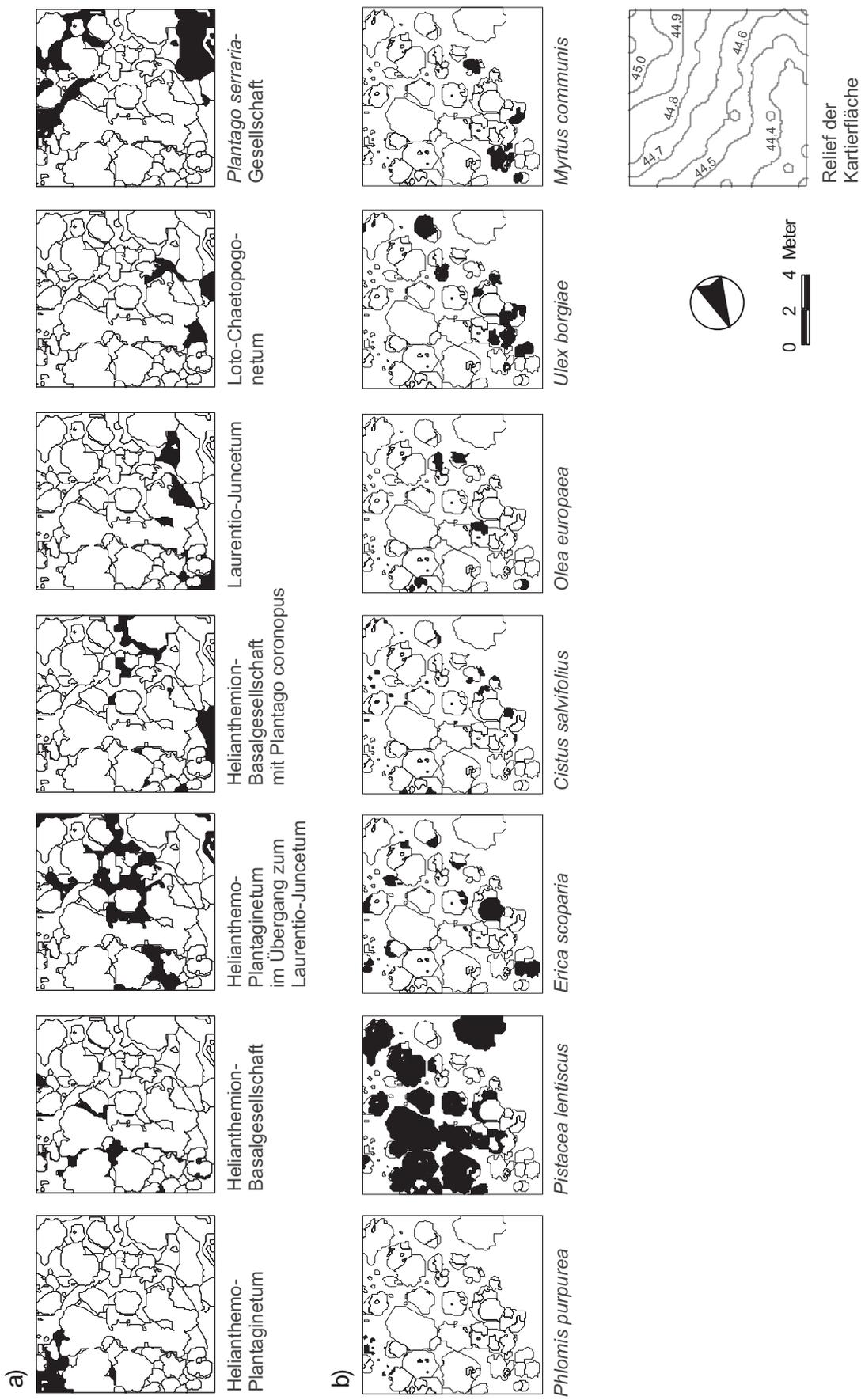


Abb. 23 a) Krautige Vegetation und b) Sträucher (Auswahl) auf der Kartierfläche "Facinas"

Das Junco-Isoetetum ist nur an einer Stelle in Kontakt zum Laurentio-Juncetum zu finden. Die Helianthemion-Basalgesellschaft mit *Plantago coronopus* steht in Kontakt zu verschiedenen Zwergbinsenrasen-Typen und tritt im zeitweise überfluteten Talboden und im Randbereich des Tälchens als Saum auf. Im Talboden ist ein *Lotus parviflorus*-Bestand zu finden, der als Helianthemetea-Basalgesellschaft klassifiziert wurde. Außerhalb dieser Reihung steht die *Plantago serraria*-Gesellschaft, die offene, durch Viehtritt verdichtete Flächen besiedelt, die dazu ein vergleichsweise dichtes Steinpflaster zeigen, und überwiegend in größeren Zwischenräumen der Strauchgesellschaft auftritt. Mit *Prunella laciniata* nimmt sie große Teile der Mulde ein.

Die einzeln kartierten hochwüchsigen Geophyten *Asphodelus aestivus* und *Urginea maritima* sowie *Pulicaria odora* stehen häufig am Rand der von Sträuchern überschirmten Fläche. Als einzige der drei Arten ist *Urginea maritima* auch in der Mulde zu finden.

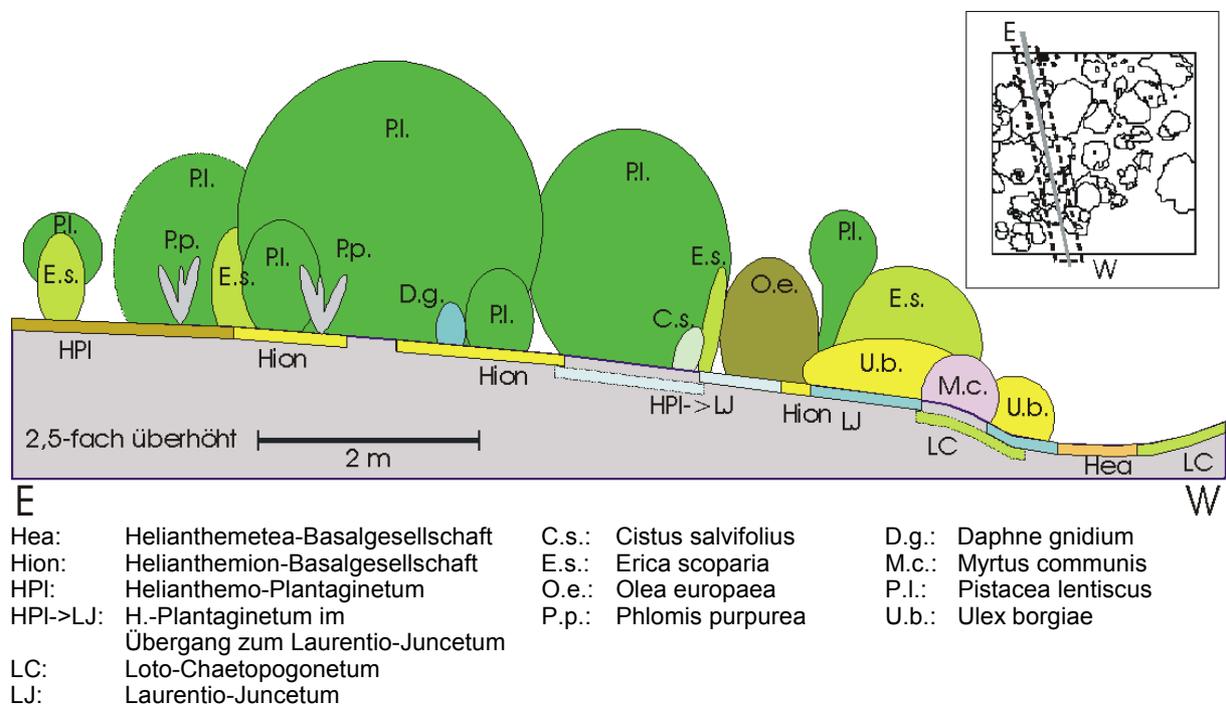


Abb. 24 Ost-West-Profil der Kartierfläche „Facinas“ (schematisch)

Die Strauchschicht ist von *Pistacea lentiscus* dominiert. Die Dominanz dieser Art tritt in der Nähe der Mulde stark zurück. Dort kann sich *Erica scoparia*, die zwar auf der gesamten Fläche auftritt, aber nie dominiert, stärker entfalten. *Phlomis purpurea* tritt meist in bzw. an *Pistacia lentiscus* auf und dies überwiegend im östlichen Teil der Kartierfläche. *Cistus salvifolius* steht häufig randlich an *Pistacia lentiscus*, in größeren Lücken auch einzeln. Am Rand der Mulde wird sie in Nachbarschaft zu *Ulex borgiae* auch größer. Von *Olea europaea* sind einige verstreute kleine Exemplare meist in Kontakt zu *Pistacia lentiscus* zu sehen. Die Nähe des Muldenbreichs wird von *Olea europaea* gemieden. *Ulex borgiae* ist in einem Streifen parallel zur Muldenform an deren Rand und Schulter zu finden. Der Stechginster zeigt die gleiche Verbreitung wie das Laurentio-Juncetum und ist vor allem im Süden der Fläche noch in das Helianthemo-Plantaginetum im Übergang zum Laurentio-Juncetum eingestreut.

Myrtus communis steht muldennah, oft kombiniert mit *Ulex borgiae* und ist umgeben vom Laurentio-Juncetum oder der Übergangsgesellschaft aus den Sonnenröschenfluren. *Daphne gnidium*, *Quercus coccifera* und *Teucrium fruticans* kommen jeweils einmal im höher gelegenen Bereich der Kartierfläche vor.

Vegetation auf der „Cerro Quemado“-Fläche

Die Kartierfläche „Cerro Quemado“ wird von Norden nach Süden von einer leicht S-förmig gewundenen Abflussrinne durchzogen (Karte 5 im Anhang). In mehreren Abschnitten steht das Wasser zeitweise in dieser Rinne. Im südlichen Drittel weitet sich die Rinne zu einer über zwei Meter breiten Fläche auf. Die krautige Vegetation wird von verschiedenen Gesellschaften des Cicendion teilweise mit Übergängen zu Anagallido-Juncion- und Helianthemion-Gesellschaften aufgebaut. Diese verteilen sich im einzelnen wie folgt (Abb. 25a):

Das Junco-Isoetetum hat sein Hauptvorkommen westlich der Abflussrinne außerhalb des Tälchens und deckt dort etwa ein Viertel der Fläche zwischen den Sträuchern. Es steht meist in Kontakt zur Übergangsgesellschaft zum Anagallido-Juncion. Das Junco-Isoetetum im Übergang zum Anagallido-Juncion hat sein Hauptvorkommen im gleichen Bereich und deckt dort etwa die Hälfte der Lücken der Strauchgesellschaft. Es steht neben dem Junco-Isoetetum in Kontakt zum Laurentio-Juncetum und dem Loto-Chaetopogonetum. Im Unterwuchs kommt das Junco-Isoetetum am südlichen Rand der Kartierfläche vor. Eine vergleichbare Ausbildung findet sich auch an ehemals überschrmtten Stellen, d.h. an Bereichen, an denen vor kurzer Zeit noch ein Strauch stand.

Das Laurentio-Juncetum pinguiculetosum steht östlich der Abflussrinne überwiegend im Saum von Sträuchern und entlang der Abflussrinne oberhalb von 219 m ü. NN an den Flanken und reicht zum Teil darüber hinaus. Am Westrand der Aufweitung bildet es südost- bis ostexponiert auf einer großen Fläche (ca. 1 m x 2 m) einen relativ offenen Bestand.

Das Loto-Chaetopogonetum bildet in z.T. sehr flach geneigten Abschnitten der Abflussrinne und in der Aufweitung außerhalb häufig überfluteter Bereiche dichte Rasen aus, die vom Vieh sehr kurz abgeweidet werden. Mehr als die Hälfte der Lücken in der Strauchgesellschaft werden ebenfalls von dieser Gesellschaft mit dichten Rasen eingenommen. In Bereichen, die kurzzeitig überflutet werden, tritt *Pinguicula lusitanica* hinzu. Dieser Vegetationstyp steht an den Flanken des Tälchens zwischen 219 m und 218,5 m ü. NN und bis zu zwei Meter seitlich darüber hinaus. Sonst ist diese Einheit überwiegend östlich der Abflussrinne in deren unmittelbarer Nachbarschaft vertreten. Die Übergangsgesellschaft des Loto-Chaetopogonetum zum Anagallido-Juncion nimmt weite Strecken der Hauptabflussrinne und einiger Nebenrinnen sowie häufiger überflutete Bereiche der Aufweitung ein.

Eine Basalgemeinschaft des Helianthemion ist westlich der Abflussrinne, von dieser entfernt in flacheren Bereichen vertreten. Dem Helianthemo-Plantaginetum werden nur zwei Teilflächen in der nordöstlichen Ecke des Kartiergebietes zugerechnet. Hochstauden wurden nur vereinzelt am Rande der von Sträuchern beschrmtten Fläche vorgefunden. Die Strauchsicht wird von *Erica scoparia* dominiert, die hier zum Teil mehrere Meter lange und breite Bestände aufbaut, die vor allem randlich von anderen Straucharten begleitet werden (Abb. 25b). Sie erreicht bis zu 1,4 m Höhe.

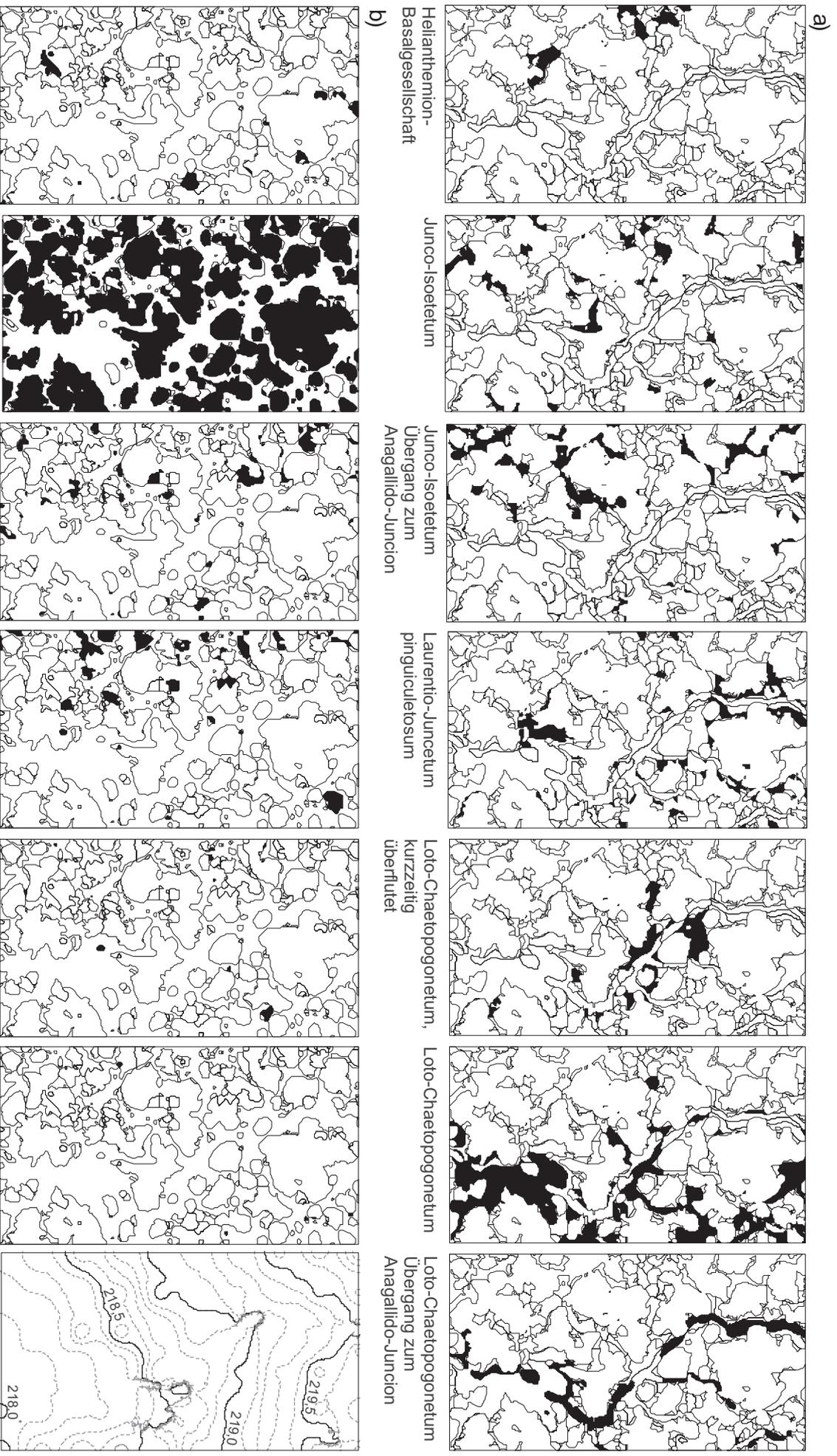


Abb. 25 a) Krautige Vegetation und b) Sträucher (Auswahl) auf der Kartierfläche "Cerro Quemado"



Diese Art fußt meist mehr als 10 cm oberhalb des Niveaus der Abflusssrinne. *Erica ciliaris* ist mit wenigen, meist kleinen Exemplaren vertreten und lässt keine charakteristische Verteilung erkennen. *Myrtus communis* ist mit meist kleinen Individuen auf der gesamten Kartierfläche vertreten, wobei es wenigstens 20 cm oberhalb des Niveaus der Abflusssrinne fußt. Im Nordwesten ist eine gewisse Häufung dieser Art verbunden mit dem Auftreten größerer Exemplare zu erkennen. In größerer Entfernung zur Abflusssrinne und mindestens 30 cm Höhendifferenz wird bis zu ein Drittel der Strauchfläche von *Stauracanthos boivinii* eingenommen. Dies ist vor allem im westlichen Teil der Fall. *Pistacea lentiscus* tritt vereinzelt in Kontakt zu *Erica scoparia* auf. Verstreut finden sich sehr weit oberhalb der Abflusssrinne kleinere Exemplare von *Genista triacanthos*. Weiterhin sind *Phillyrea angustifolia*, *Lavandula stoechas*, *Cistus salvifolius*, *Rubus ulmifolius* und *Chamaerops humilis* mit je einem Exemplar vertreten.

Topografischer Feuchteindex

Abgrenzung des Einzugsgebietes bzw. Näherung des Einzugsgebietes für die Kartierfläche

Die Kartierfläche „Cerro Quemado“ liegt an einem konvex gewölbten Hangausschnitt. Der Abfluss auf dem Hang divergiert, d.h. es zählt nur ein sehr schmaler und kurzer Streifen außerhalb der Kartierfläche zu ihrem Einzugsgebiet (vgl. Abb. 26). Oberflächenabfluss aus den höher gelegenen steilen Hangbereichen im Nordosten wird durch ein Rinne östlich der Kartierfläche abgeleitet. Da das tatsächliche Einzugsgebiet nur wenig über die Kartierfläche hinausreicht und zudem Wasser aus dem oberhalb liegenden Teil des Einzugsgebiets hauptsächlich in der Abflusssrinne geführt würde, die ohnehin die höchsten Indexwerte aufweist, wird die Kartierfläche in erster Näherung direkt zur Ermittlung des Feuchteindex herangezogen. Der Fehler wird sich mit Ausnahme der Hauptabflussbahn nicht in nennenswertem Maße auf die Verteilung des Feuchteindex für die einzelnen Vegetationseinheiten auswirken.

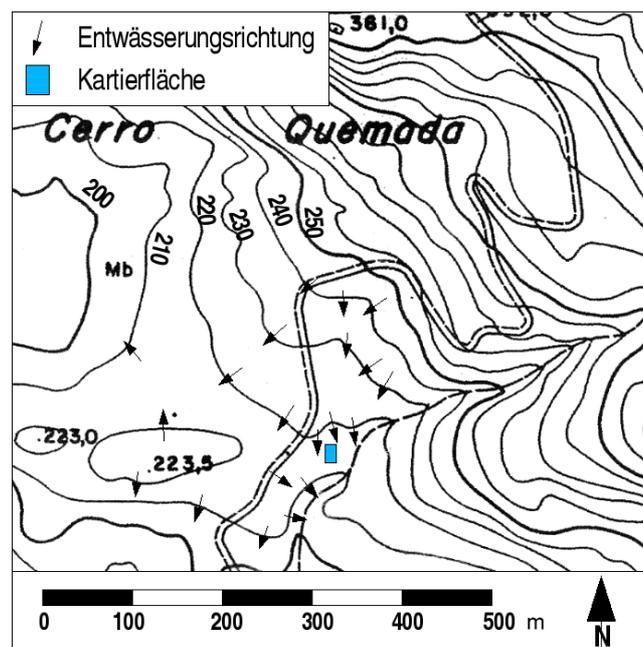


Abb. 26 Lage der Kartierfläche „Cerro Quemado“, vergrößerter Ausschnitt aus der topografischen Karte 1:10.000

Verteilung der Index-Werte über die Vegetationseinheiten

Die räumliche Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex (Abb. 27) zeigt erwartungsgemäß eine Konzentration hoher Werte entlang der Abflussrinne. Das spezifische Einzugsgebiet ist an der Abflussrinne naturgemäß am größten und hier neben der von der Eintiefung der Rinne herrührenden geringen Mächtigkeit der wasserleitenden Bodenhorizonte für den Indexwert ausschlaggebend. An kleineren Abflussrinnen werden ebenfalls hohe Werte erreicht. Für die Krautgesellschaften und für die Straucharten wurden die Werte jeweils in Boxplots dargestellt (Abb. 28 und 29).

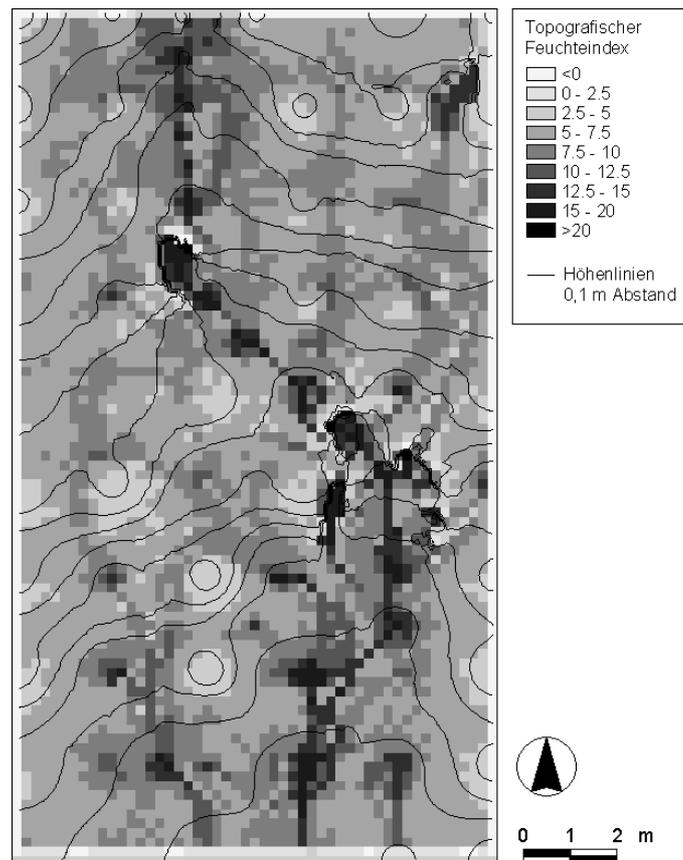


Abb. 27 Räumliche Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ (Campo de Gibraltar, Spanien)

Krautgesellschaften

Die Reihung der Krautgesellschaften beginnt mit dem Helianthemo-Plantaginetum und einer Helianthemion-Basalgemeinschaft, mit Medianwerten bei 6,0 bzw. 6,5. Eine zweite Gruppe bildet das Junco-Isoetetum mit seinen verschiedenen Ausprägungen (Median bei 6,8). Für das Laurentio-Juncetum pinguiculetosum und nur kurzzeitig überflutete Loto-Chaetopogonetum-Bestände, die beiden Gesellschaften mit *Pinguicula lusitanica*, liegt der Median bei 7,3. Das in größeren zusammenhängenden Flächen entlang von Abflussrinnen auftretende Loto-Chaetopogonetum kommt eher auf Flächen mit höherem Feuchteindex vor (Median bei 7,9). Die höchsten Werte entfallen auf das Loto-Chaetopogonetum im Übergang zum Anagallido-Juncion überwiegend in und entlang der Abflussrinne (Median bei 9,3).

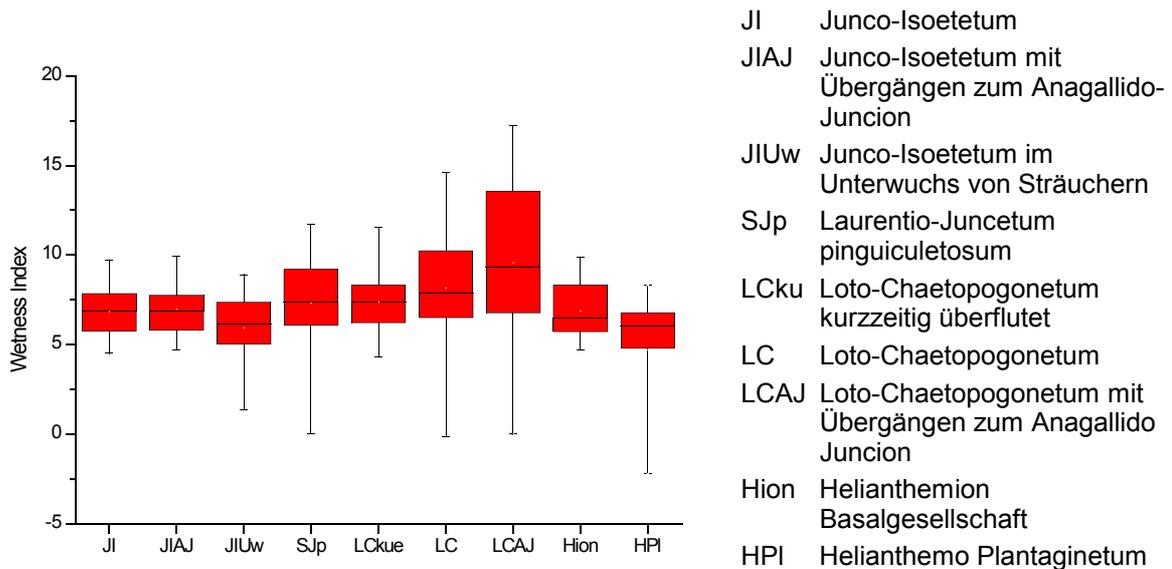


Abb. 28 Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ über die Krautgesellschaften

Straucharten

Auch bei den Straucharten lässt sich eine Reihung von trocken nach feucht erkennen, wobei der Bereich mit den höchsten Werten, die Abflussrinne, gemieden wird. *Genista triacanthos*, *Cistus salvifolius* und *Stauracanthos boivinii* stellen hier den trockeneren Flügel (Median bei 5,9, 6,3 bzw. 6,4). In kurzem Abstand folgen *Myrtus communis* (6,7) und die dominierende Art *Erica scoparia* mit einem Median bei 6,8. Der feuchtere Flügel wird von *Erica ciliaris* (7,7) und *Pistacea lentiscus* (7,9) gebildet.

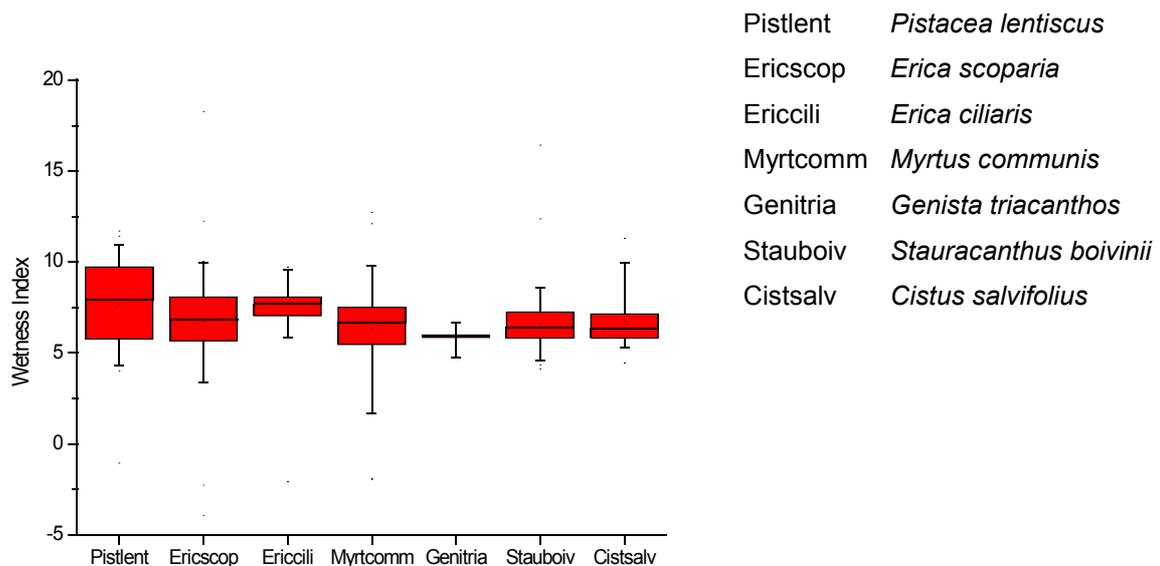


Abb. 29 Verteilung der Werte des topografischen Feuchteindex auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“ über die Straucharten

4.3 Standortkundliche Ergebnisse

4.3.1 Böden in der Serra de Monchique

In den Grusdecken der Serra de Monchique werden überwiegend geringmächtige Böden angetroffen, die fast durchgehend aus eingetragenen Material aufgebaut sind und eine charakteristische Schichtung aufweisen (Tab. 12, Abb. 30). In wannenförmigen Vertiefungen in flachen Felspartien und an Verflachungen sammelt sich grusiges Verwitterungsmaterial an. Vom Syenit lösen sich dünne Platten ab, die dann weiter zu Gruskörnern zerbrechen. Der nur kurze Transportweg ist leicht an der mangelnden Zurundung der Gruskörner zu erkennen. In der Regel bilden die Gruskörner die oberste 1-3 cm mächtige Schicht des Bodenkörpers (IC-Horizont). Diese Schicht ist an manchen Bereichen der Grusdecken nicht durchgehend ausgebildet (AhC-Horizont). Darunter folgt als zweite Schicht humoses, mehr oder weniger skelettreiches Material (16-44 %) mit der Körnung schluffiger Sand bis lehmig sandiger Schluff (Ah-Horizont). Dieser Horizont ist gelegentlich durch den Skelettgehalt oder Humusgehalt weiter differenziert (Ah2-Horizont). Vereinzelt ist eine weitere Schichtung zu erkennen (vgl. Abb. 31, Bodenprofile C5, V2). Dort sind weitere Grusschichten unter den sandigen Horizonten gelagert, die wiederum von sandigem Material unterschichtet sein können. Die untere Grenze des Bodenprofils wird vom anstehenden Syenit gebildet (C-Horizont). Die Böden weisen durchgehend keine reduzierenden Merkmale auf.

Tab. 12 Idealierte Horizontfolge der Böden unter Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique

Horizont	Textur	Mächtigkeit	Eigenschaft	Besonderheit
IC	X (Grus)	1-3 cm	kantig	nicht überall durchgehend
Ah (oder AhC)	Su - Uls	0,5-3 dm	humos	grobporereich
Ah2	Su - Uls	0-3 dm	humos	differenziert durch Humus- oder Skelettgehalt
C	Syenit	Anstehendes	Wasserstauer	

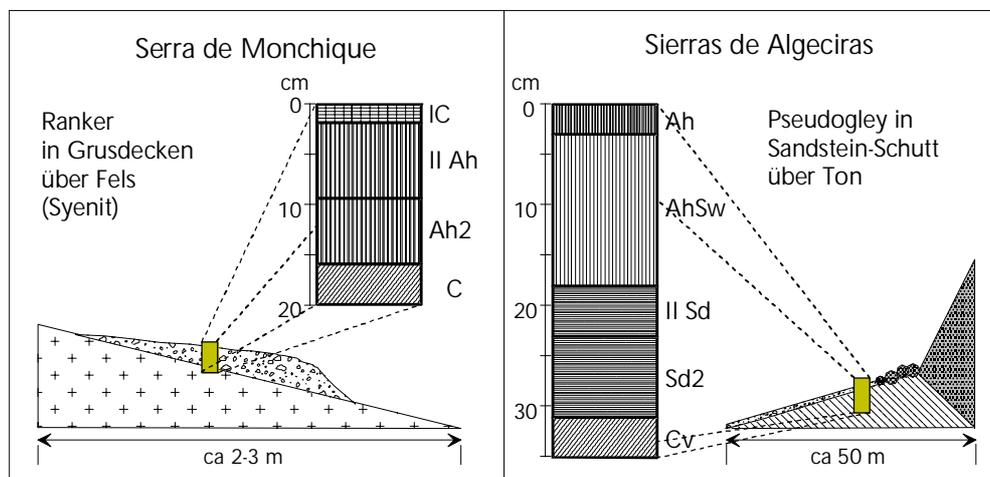


Abb. 30 Typische Bodenprofile der portugiesischen und spanischen Zwergbinsen-Standorte

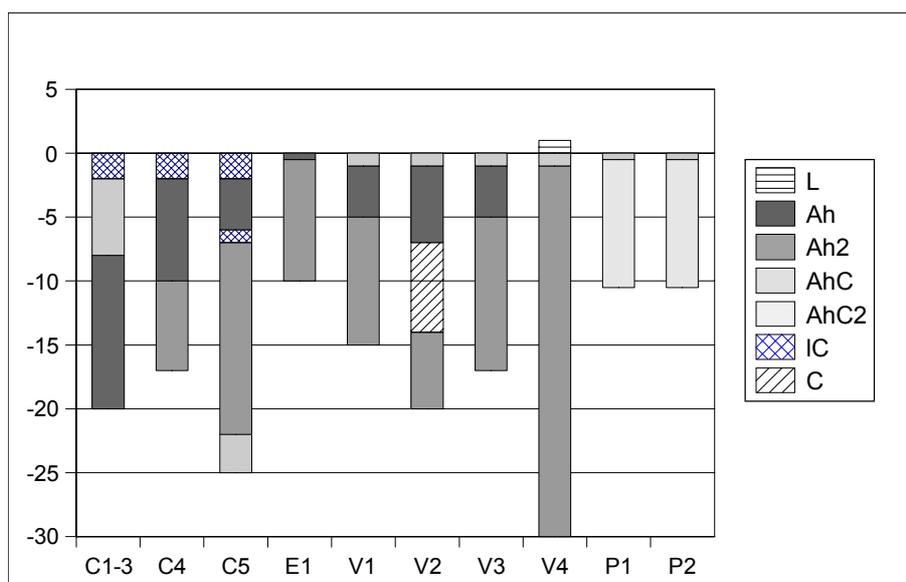


Abb. 31 Bodenprofile aus der Serra de Monchique

Böden in Gruswannen in Kuppenlage zeigen keine so klare Trennung zwischen Grus und Feinmaterial (vgl. Abb. 31, Profile P1, P2). Sie sind durchgehend skelettreich und durch oberflächlich erhöhten Grusanteil in zwei Horizonte zu untergliedern.

Diese Böden werden als Ah-C-Böden (Ranker), die häufig von lockerem Gesteinsmaterial überschichtet sind, klassifiziert (AG BODEN 1994). Nach der internationalen Klassifikation *World Reference Base for Soil Resources* (WRB, BAILLY et al. 1998) werden diese Böden der Gruppe der *Leptosols* und meist der Untereinheit der *Mollic Leptosols* zugeordnet. Eine Charakterisierung als *hyperskeletal* ist nur bei sehr stark skeletthaltigen Böden (>90%) möglich und entfällt daher.

Bodenchemische Kennwerte

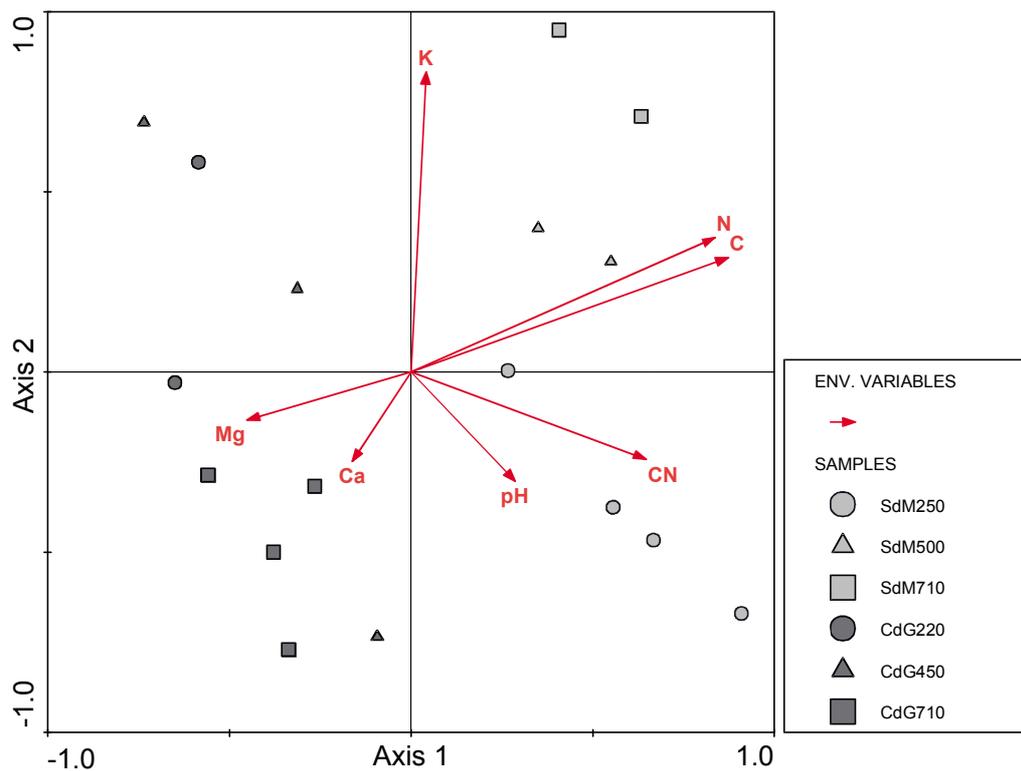
Die Spannweite der bodenchemischen Messwerte an Zwergbinsen-Standorten reicht bei Kalzium und Magnesium von sehr gering bis hoch und bei Kalium von gering bis hoch. Das C/N-Verhältnis liegt zwischen dem von rohhumusartigem Moder und Rohhumus. Der pH-Wert der Böden liegt mit der Spanne von 4,9 bis 5,9 in einem für Grünland günstigen Bereich (Tab. 13).

Tab. 13 Spannweite der bodenchemischen Messwerte zu den Zwergbinsenrasen

bodenchemische Messungen			Portugal	Spanien	Vergleichswerte nach Schlichting et al. (1995)				
					sehr gering	gering	mittel	erhöht	hoch
Ca	mg/100g Boden	min	4,0	2,7					
		max	91,5	172,9	3,8	12,5	25,0	50,0	150,0
Mg	lutro	min	1,1	1,5					
		max	24,8	34,8	1,3	3,8	7,5	15,0	30,0
K		min	7,1	2,1					
		max	25,1	14,0	2,0	6,0	12,0	20,0	30,0
C/N		min	15,6	15,4	Torf	Rohhumus	Moder		
		max	20,3	21,4	40	20	10		
pH [H2O]		min	4,9	4,6	für Grünland anzustreben				
		max	5,9	5,9	h1-h5	5,0			

Um Strukturen im Datensatz aufzudecken, wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) angewandt. Die Ergebnisse dieser Analyse werden im folgenden für beide Untersuchungsgebiete gemeinsam besprochen. Die beiden Umweltparameter Kohlenstoff- und Kaliumgehalt erklären etwa 50% der Varianz in den Umweltdaten (Abb. 32). Die anderen untersuchten Parameter tragen nicht in signifikantem Maß zum Modell bei. Der Stickstoffgehalt ist jedoch stark mit dem Kohlenstoffgehalt korreliert. Die Böden werden durch den C-Gehalt entlang der 1. Achse der CCA differenziert. Der K-Gehalt differenziert die Böden parallel zur 2. Achse. Entlang der 1. Achse kommt es zur Aufteilung der Proben nach Untersuchungsgebiet (Abb. 32 oben). Dabei erhalten die Proben aus der Serra de Monchique positive und diejenigen aus dem Campo de Gibraltar negative Werte. Entlang der 2. Achse werden die portugiesischen Proben nach Höhenlage angeordnet, mit negativen Werten für die tieferen Lagen (250 m). Bei den spanischen Proben ist die Reihung bezüglich der Höhenlage umgekehrt, jedoch nicht so deutlich. So werden im linken unteren Quadranten hydromorphe Böden aus Aljibesandstein und im rechten oberen Quadranten edaphisch trockenere Böden in Syenitgrus gruppiert. Dies spiegelt sich in einer Artenreihe, die mehr oder weniger dem C-Gradienten folgt, wider (Abb. 32 unten). Bei geringsten C-Gehalten liegen die Zentroide von Arten wie *Isoetes durieui* und Arten, die für die Klasse Molio-Arrhenateretea charakteristisch sind. Sie wurden auf der Sierra de la Luna und in anderen gut wasserversorgten Bereichen des Campo de Gibraltar erfasst.

Kennarten des Laurentio-Juncetums reichen bis an den Nullpunkt des Ordinationsplots heran. Bereits im positiven Bereich der 1. Achse kommen charakteristische Arten des Junco-Isoetetums wie *Juncus capitatus*, *Isoetes histrix* oder *Radiola linoides* zu liegen. Das Ende der Reihe bilden charakteristische Arten des Helianthemo-Plantaginetum wie *Tuberaria guttata*, *Logfia gallica* oder *Chaetonychia cymosa*.



SdM: Serra de Monchique, CdG: Campo de Gibraltar, 250: Höhenniveau [m ü. NN]

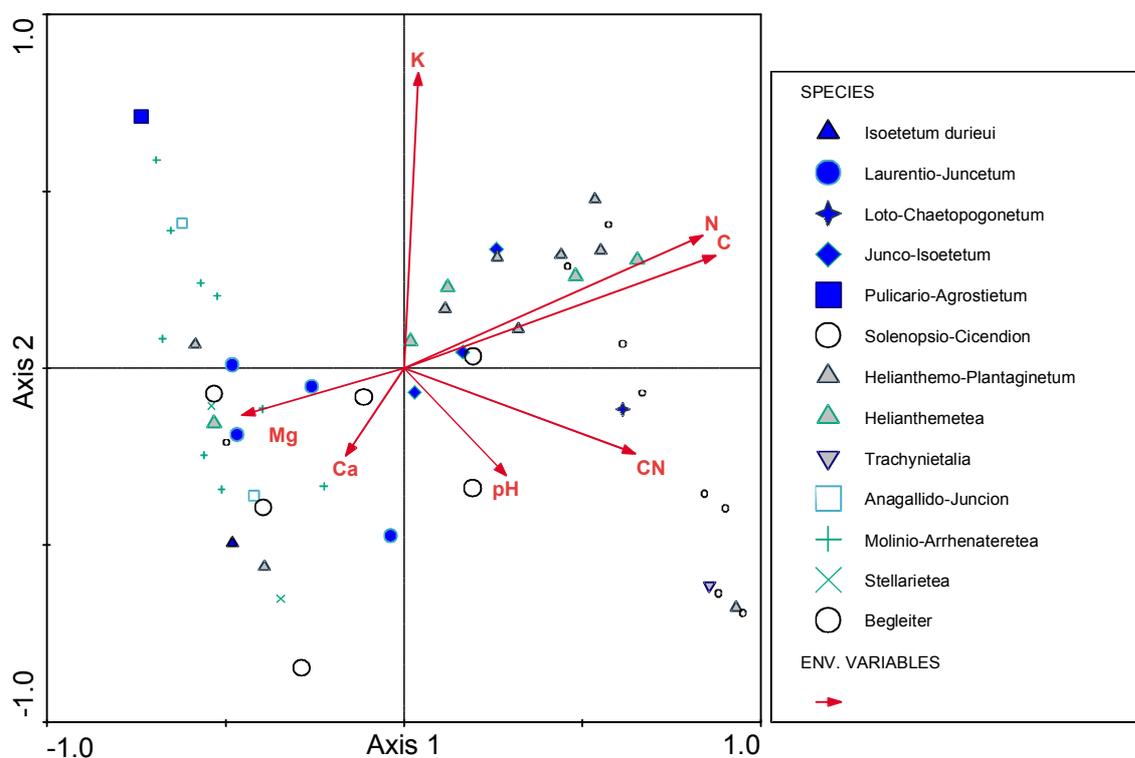


Abb. 32 Ordinationsplots des Datensatzes zu bodenchemischen Analysen
 (kumulative Varianz Arten: 1. Achse 19.2%, 2. Achse 28.5%)
 Art-Umwelt-Beziehungen: 1. Achse 35.6%, 2. Achse 52.7%
 Summe der Eigenwerte 3.45, der kanonischen Eigenwerte 1.86
 signifikante Variablen: C, K erklären etwa 50% der Varianz der Umweltdaten)

Bodenphysikalische Kennwerte

Porenvolumen

Das Porenvolumen der untersuchten Böden ist mit Werten zwischen 64% und 72% sehr groß (Abb. 33). Die weiten Grobporen stellen etwa die Hälfte des Porenvolumens (sehr hohe Luftkapazität). Die höchsten Werte werden bei den Standorten des Helianthemo-Plantaginetums und der *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen erreicht. Die engen Grobporen liegen um 8% und die Mittelporen meist bei 17%, wodurch sich eine nutzbare Feldkapazität (Summe aus engen Grobporen und Mittelporen) von etwa 25% errechnet. Der Helianthemo-Plantaginetum-Standort weicht mit 17% davon deutlich ab. Die Feinporen haben einen Anteil von etwa 10%. Der große Anteil an weiten Grobporen liegt zum einen am deutlichen Sand- und Grusanteil des Substrats. Zum anderen sind die Feinmaterialauflagen zum Großteil mit Oberflächenabfluss angeschwemmt, gelegentlich umgelagert, jedoch nicht verdichtet worden, wobei die kantige Form der nur über kurze Strecken transportierten Grusfraktion eine entsprechend lockere Lagerung begünstigt. Der meist um 15% liegende Anteil der Mittelporen ist auf die grobschluffige Komponente des Substrats (zumeist Su) und auf eine gewisse Bodenentwicklung (in der Regel Ranker) zurückzuführen.

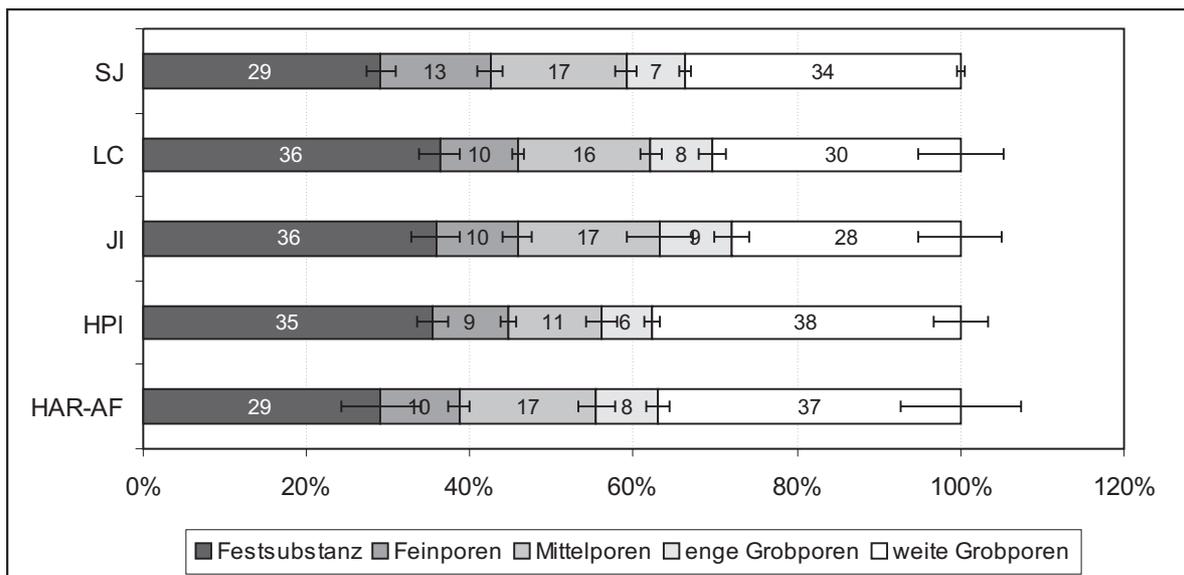


Abb. 33 Porenverteilung in den Böden der Serra de Monchique (SJ: Laurentio-Juncetum, LC: Loto-Chaetopogonetum, JI: Junco-Isoetetum, HPI: Helianthemo-Plantaginetum, HAR-AF: *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen, *Anthoxanthum* Fazies)

pF-WG-Kurven

Der Verlauf der pF-Wg-Kurven, in welchen das Bodenwasserpotential im negativen dekadischen Logarithmus der Einheit [cm Wassersäule] als pF-Wert gegen den volumetrischen Wassergehalt aufgetragen wird, liegt bei den untersuchten Böden aus der Serra de Monchique nahe an dem eines Schluffbodens (Abb. 34). Im Bereich niedriger Wasserspannungen ist der Wassergehalt jedoch deutlich höher. Bei pF 1 ist eine Wasserspeicherung möglich, die meist über der von Mineralböden liegt, was wohl auf die geringe Lagerungsdichte und möglicherweise die organische Substanz zurückzuführen ist. Zwischen pF 1 und pF 1,8 wird das Wasser aber nur schwach gegen die Schwerkraft zurückgehalten. Zu den höheren pF-Werten hin nimmt die Steigung der Kurven nur schwach zu. Für das Helianthemo-Plantaginetum liegen die Kurven näher an der Sand-Kurve.

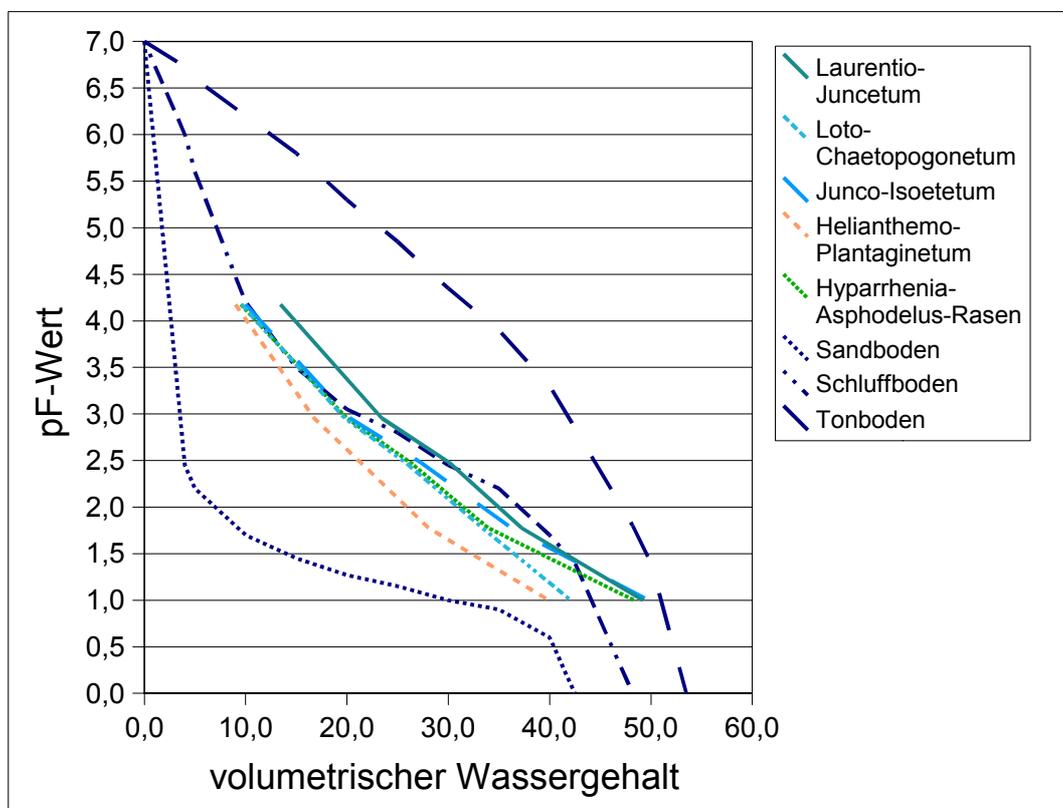


Abb. 34 pF-Wg-Kurven zu den Böden unter verschiedenen Pflanzengesellschaften aus der Serra de Monchique

4.3.2 Böden im Campo de Gibraltar

Nach KUBIENA (1953) ist auf den Schuttdecken aus Sandstein unter Trockenheiden „Bätischer Gelblehm“, die andalusische Lokalform des Gebleichten Braunlehms, zu erwarten. Es handelt sich hierbei um horizontal verlagerte fossile Braunerden, die durch vertikale Verlagerung von Tonmineralen und/oder Eisenhydroxiden gebleicht wurden und sich durch die Humusform Mull von Podsolen unterscheiden. In der Ansprache nach KA4 (AG BODEN 1994) sind die untersuchten Böden in den Sierras de Algeciras mehrheitlich als Pseudogley in Sandsteinschutt zu bezeichnen (vgl. Abb. 30). Bis zu 50 cm mächtige sandige

Horizonte liegen wasserstauenden Horizonten auf. Der Sandanteil der wasserleitenden Horizonte variiert stark (Texturklassen Su – Lus, vgl. Bodenprofile im Anhang 1). Die wasserstauenden Horizonte werden oft durch tonige Lagen und anstehenden mehr oder weniger stark verwitterten Tonstein gebildet und sind als zweite Schicht aufzufassen. Die Tiefe der Schichtgrenze ist meist mit entscheidend für die Ausprägung der Staunässe. Die Horizontfolge lautet Ah/AhSw/IISd/Sd2/Cv und ist in Tab. 14 detailliert dargestellt.

Tab. 14 Idealisierte Horizontfolge der Böden unter Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar

Horizont	Textur	Mächtigkeit	Eigenschaft	Besonderheit
Ah	Su	< 1 dm		
AhSw	Sl	1-2 (-4) dm	stauwasserführend	
(II)Sd	Ts	variabel	wasserstauend	
Sd2	Ts	variabel	wasserstauend	farblich differenziert
Cv	Tonstein	Anstehendes		

Eine Auswahl von Bodenprofilen ist in Abb. 35 dargestellt. Die Daten für alle erfassten Profile finden sich im Anhang. Nach der WRB sind die untersuchten Böden im Campo de Gibraltar zur Gruppe der Planosole zu stellen. Bei ausreichender Mächtigkeit des AhSw (≥ 5 dm) werden die Böden zur Untereinheit Arenic Planosol gestellt. Häufig ist auch eine starke Färbung in tieferen Horizonten festzustellen, so dass die Charakterisierung als Chromic Planosol zutrifft. In Kombination kann auch ein Chromic Arenic Planosol auftreten.

Der Staunässeinfluss auf die Böden ist bei Kubienas Beschreibung des Bätischen Gelblehms nicht enthalten, bildet aber eine Voraussetzung für das Auftreten der Zwergbinsenrasen.

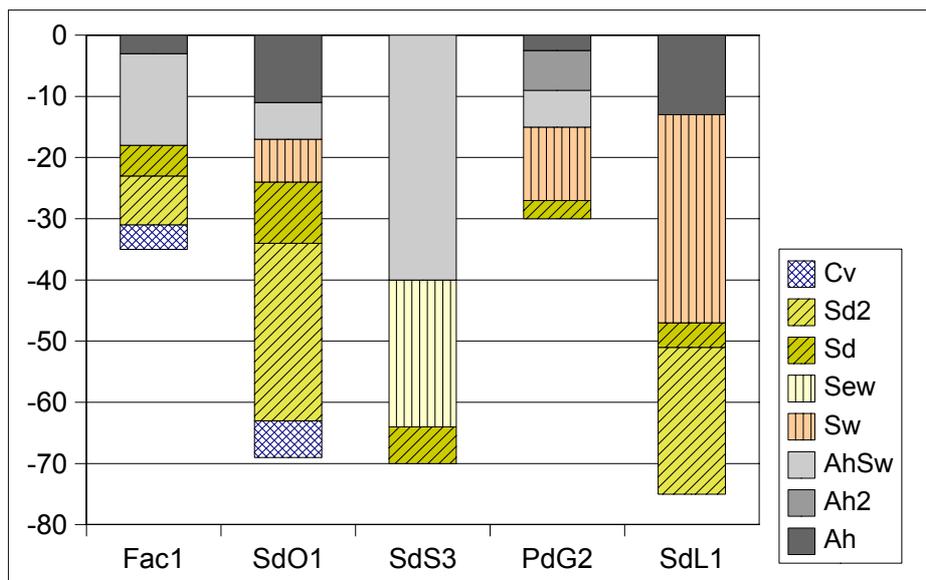


Abb. 35 Bodenprofile aus dem Campo de Gibraltar (Auswahl)

Bodenchemische Kennwerte

Die Spanne der Kationengehalte an Zwergbinsen-Standorten im Campo de Gibraltar reicht bei Kalzium und Magnesium von sehr gering bis hoch und bei Kalium von sehr gering bis mittel (vgl. SCHLICHTING et al. 1995). Das C/N-Verhältnis liegt zwischen dem von rohhumusartigem Moder und Rohhumus. Der pH-Wert der Böden liegt mit der Spanne von 4,6 bis 5,9 in einem für Grünland günstigen Bereich (Tab. 13). Bodenchemisch unterscheiden sich diese Böden von den portugiesischen Böden durch vereinzelt höhere Kalzium- und Magnesium-Gehalte, aber durchgehend geringere Kaliumgehalte. Auch der Humusgehalt ist geringer. Die Ergebnisse der Ordination (Abb. 32) wurden für beide Untersuchungsgebiete bereits im Kapitel 4.3.1 beschrieben.

Bodenphysikalische Kennwerte

Porenvolumen

Die Böden unter Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar weisen bezüglich der Porenverteilung eine größere Vielfalt auf, als die Böden aus der Serra de Monchique (Abb. 36).

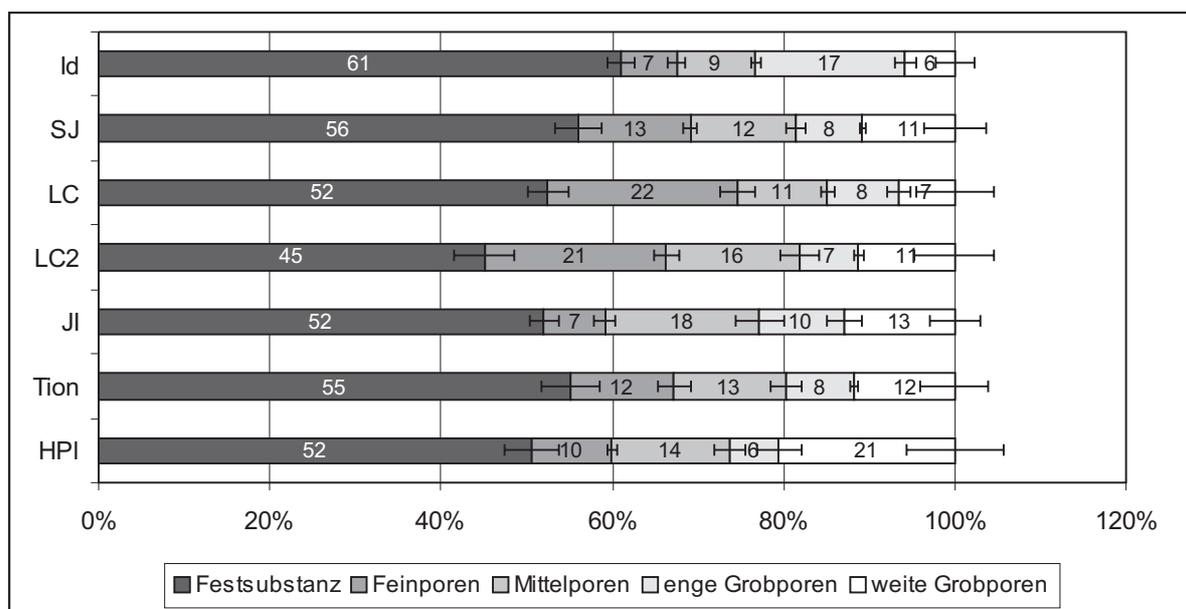


Abb. 36 Porenverteilung in den Böden aus dem Campo de Gibraltar (Id: *Isoetum durieui*, SJ: *Laurentio-Juncetum*, LC, LC2: *Loto-Chaetopogonetum*, JI: *Junco-Isoetum*, Tion: *Helianthemion-Basalgesellschaft*, HPI: *Helianthemo-Plantaginetum*)

Mit 39% bis 55% ist das Porenvolumen gegenüber den Böden in der Serra de Monchique deutlich reduziert. Grobporen stellen etwa ein Drittel bis die Hälfte des Porenvolumens. Der Anteil an weiten Grobporen liegt meist um 10%. Enge Grobporen treten mit einer Ausnahme (*Isoetum durieui* in der Sierra de la Luna) etwas zurück. Die Böden mit einer Auflage aus eingetragenen Sand am Puerto de Galiz haben bei geringer Trittbelastung mehr als 20% weite Grobporen und sind damit sehr gut belüftet. Ein Boden unter einem *Helianthemo-Plantaginetum* (Abb. 36) unterscheidet sich in seiner Porenverteilung nur unwesentlich von einem Boden unter einer *Isoetion-Basalgesellschaft* (nicht in der Abbildung dargestellt). Der Mittelporenanteil variiert von 9%-18%. Die nutzbare Feldkapazität (nFK)

reicht in den Böden des Campo de Gibraltar von 20 Vol.% (Sandböden am Puerto de Galiz) bis zu 28 Vol.% und mehr (struktureiche Böden in der Sierra de Saladavieja). Diese sehr hohen Werte werden in erster Linie durch einen hohen Anteil von Mittelporen verursacht. Der Feinporenanteil variiert stärker als der Anteil der Mittelporen. Viele Böden mit geringem Tonanteil lassen sich zu einer Gruppe mit 5%-14% Feinporen zusammenfassen. Wenige Böden haben Feinporenanteile über 20 %. Auf diesen Standorten ist regelmäßig *Chaetopogon fasciculatus* anzutreffen, wenn auch nicht alle Bestände dem Loto-Chaetopogonetum zugerechnet werden können und zum Teil zum Laurentio-Juncetum zu stellen sind. Die Böden auf der Sierra de la Luna sind mit einem Porenvolumen um 40% dichter gelagert. Der Anteil an weiten Grobporen reicht von 7 bis über 20%. Das bedeutet, dass ein Teil der Böden dort nach Absinken des Wasserspiegels sehr rasch gut belüftet ist. Redoximorphe Merkmale weisen auf lang anhaltende Staunässe hin.

Die Unterschiede in der Porenverteilung sind an die Bodentypen an den verschiedenen Lokalitäten gebunden, das heißt, die Porenverteilung ist über ausgedehnte Bereiche ähnlich. In Abhängigkeit von Verdichtung durch Tritt von Weide- und Wildtieren variiert sie auch kleinräumig. Eine enge Beziehung zwischen Porenverteilung und Vegetationseinheit ist mit Ausnahme des Loto-Chaetopogonetum nicht zu erkennen.

pF-Wg-Kurven

Die *pF*-Wg-Kurven verlaufen nahezu geradlinig im Bereich zwischen der Schluff- und der Sandkurve (Abb. 37). Bei niedrigen Wasserspannungen liegt der Wassergehalt zwischen demjenigen von Sand und Schluff. Lediglich bei Kurven, die näher an der Sandkurve liegen, nimmt die Steigung zu den höheren *pF*-Werten hin deutlich zu.

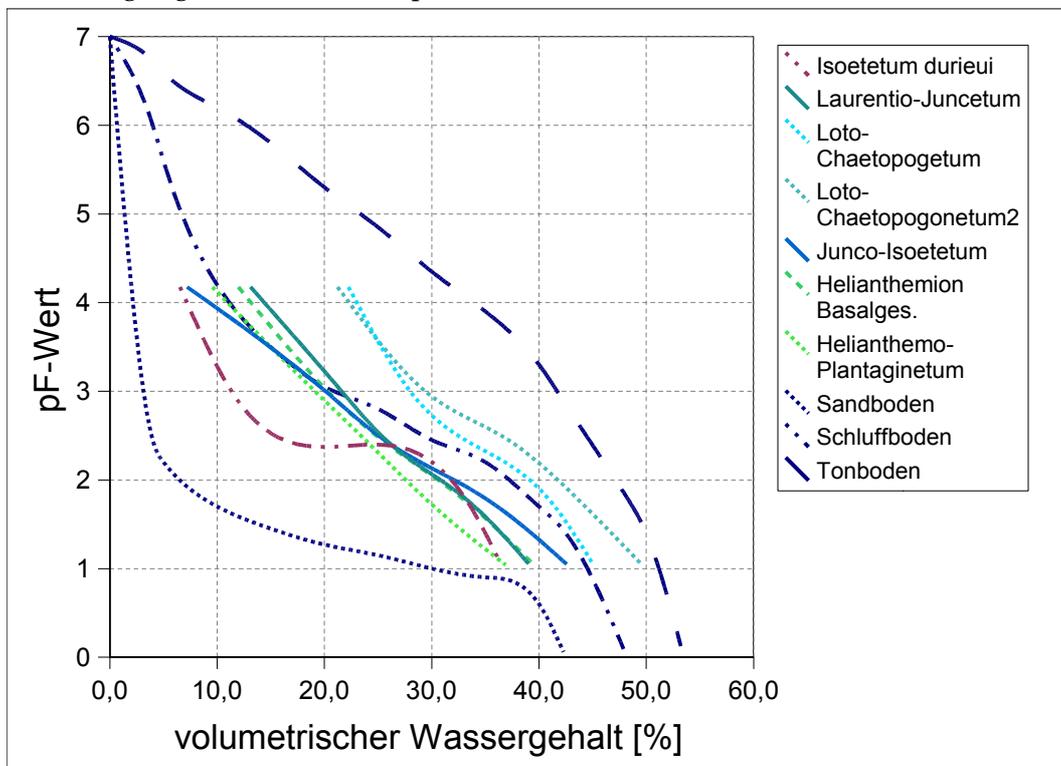


Abb. 37 pF-Wg-Kurven zu den Böden unter verschiedenen Pflanzengesellschaften aus dem Campo de Gibraltar

Die Kurven der Loto-Chaetopogonetum-Standorte liegen zwischen der Schluff- und Tonkurve, was durch den hohen Feinporenanteil bedingt ist. Auch hier zeigen die Kurven eine Zunahme der Steigung mit zunehmendem pF-Wert. Die Kurven der Helianthemion- und der Laurentio-Juncetum-Standorte unterscheiden sich nicht wesentlich. Der Standort des Junco-Isoetetum zeigt durch flacheren Verlauf eine deutlich höhere nutzbare Feldkapazität an.

4.3.3 Vergleich der bodenphysikalischen Kennwerte

In die Ordination von Vegetations- und bodenphysikalischen Daten wurden die folgenden Parameter einbezogen:

Lagerungsdichte, Porenvolumen, weite Grobporen, nutzbare Feldkapazität, Feinporen, Luftleitfähigkeit, Mächtigkeit der Grusauflage. Als Verfahren wurde die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) benutzt, da sie einerseits unimodale Response der Arten bezüglich der Umweltvariablen berücksichtigt und andererseits die Umweltvariablen auf orthogonale Variablen abgebildet werden, die den Ordinationsraum aufspannen. Die Spezifika der Analyse sind in Tabelle 15 zusammengefasst

Tab. 15 Kennwerte der Ordination von Vegetations- und bodenphysikalischen Daten

Verfahren	CCA		
Code replacement	Deckungswerte Klassenmitte [%]	Frequenzen auf 100 normiert	
Transformation	$x = \log_{10}(y+3)$	schwächere Gewichtung seltener Arten	
	1. Achse	2. Achse	3. Achse
Eigenwert	0,53	0,27	0,17
Kumulative Varianz (Art-Umwelt)	40%	60%	73%

Die Korrelation der bodenphysikalischen Parameter untereinander ist bei Lagerungsdichte und Porenvolumen (gegenläufig) offensichtlich (Abb. 38, Tab. 16). Auch die Korrelation der Luftleitfähigkeit mit dem Porenvolumen und den weiten Grobporen liegt auf der Hand. Die Korrelation von Feinporen und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) dagegen ist ein Charakteristikum der untersuchten Böden.

Tab. 16 Korrelation der bodenphysikalischen Parameter (LD: Lagerungsdichte)

	LD	PV	wGP	nFK	FP	kl
PV (Porenvolumen)	-0,99					
wGP (weite Grobporen)	-0,54	0,61				
nFK (nutzbare Feldkapazität)	-0,43	0,38	-0,11			
FP (Feinporen)	-0,25	0,20	-0,43	0,03		
kl (Luftleitfähigkeit)	-0,72	0,77	0,74	0,02	-0,06	
Gr (Grusauflage)	-0,66	0,71	0,68	0,00	-0,04	0,95

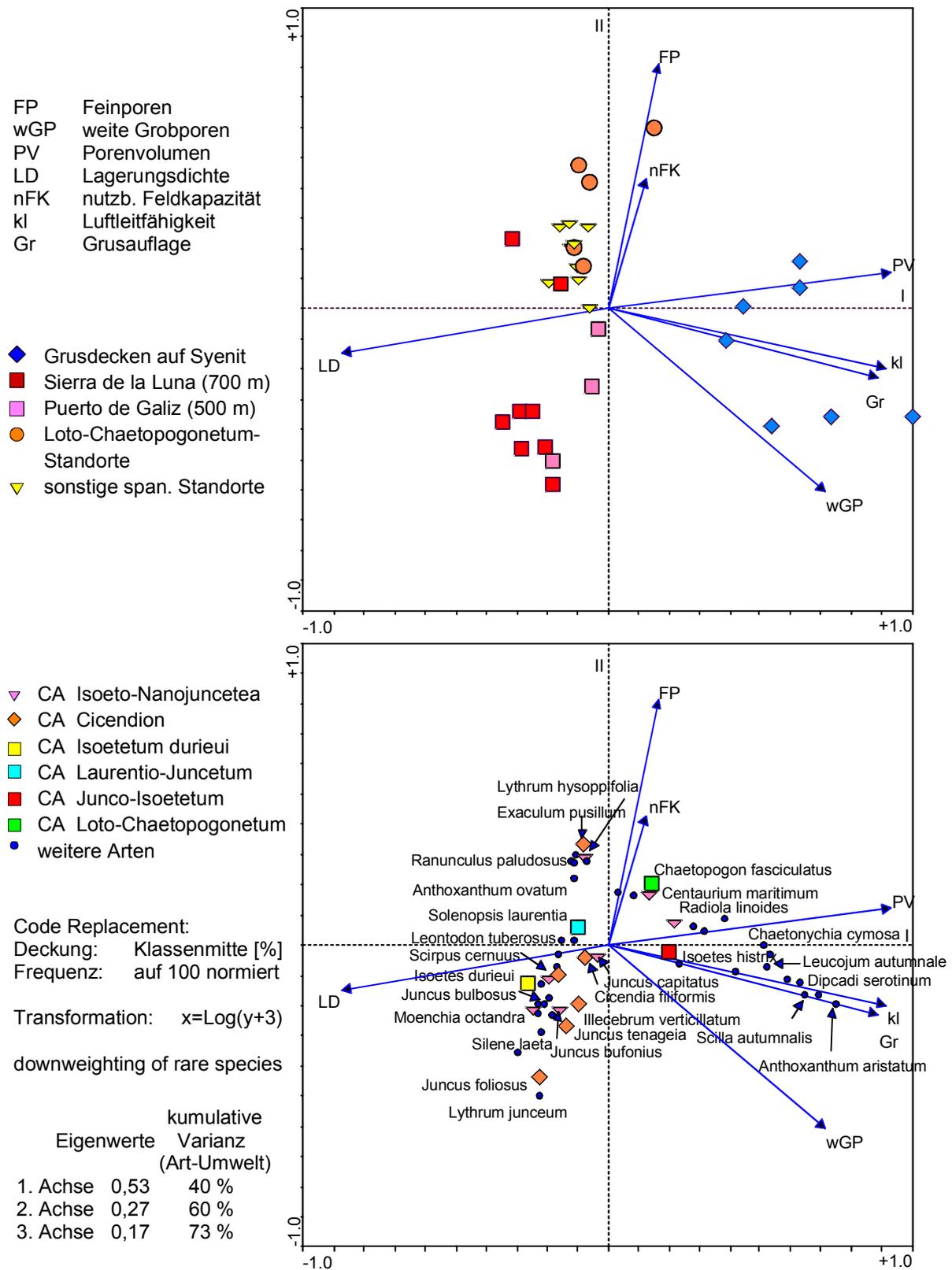


Abb. 38 Ordination bodenphysikalischer Daten

In der Ordination werden die portugiesischen Probeflächen klar durch die Grusauflage, den Anteil an weiten Grobporen und durch das dadurch erhöhte gesamte Porenvolumen entlang der 1. Achse von den spanischen Flächen abgetrennt (Beide Variablen sind signifikant auf dem 5%-Niveau). Die spanischen Probeflächen werden durch die 2. Achse, mit der der Feinporenanteil und die nutzbare Feldkapazität positiv korreliert ist, weiter differenziert. Bodenprobeflächen unter Loto-Chaetopogonetum heben sich durch höhere nutzbare Feldkapazität und höheren Feinporenanteil von den übrigen Probeflächen, insbesondere den sandigen Flächen am Puerto de Galiz ab. Die Flächen auf der Sierra de la Luna (720 m) nehmen hier die kleinsten Werte auf der 2. Achse ein, die mit geringem Feinporenanteil und geringer nFK korreliert sind.

Bezüglich der Artenverteilung ist ein ähnliches Muster im Ordinationsplot zu erkennen. Arten die überwiegend oder ausschließlich in den portugiesischen Aufnahmen auftreten, wie *Chaetonychia cymosa*, *Dipcadi serotinum* oder *Leucojum autumnale*, liegen im positiven Bereich der 1. Achse. Arten mit überwiegendem Vorkommen auf der Sierra de la Luna, wie *Silene laeta*, *Lythrum junceum* oder *Isoetes durieui* liegen im linken unteren Quadranten. *Chaetopogon fasciculatus* liegt wie *Exaculum pusillum* im positiven Bereich der 2. Achse, der mit hohem Feinporenanteil und hoher nFK korreliert ist. Charakterarten des Cicendion wie *Cicendia filiformis*, *Isoetes histrix* liegen zentrumsnah, sie kommen in vielen Aufnahmen vor oder sie reflektieren wie *Solenopsis laurentia* innerhalb des Datensatzes mittlere Ansprüche.

4.3.4 Dynamik der Grusdecken

In und bei der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ wurde an fünf Bereichen entlang der Obergrenze von Grusdecken Messungen zum Materialtransport vorgenommen. Im Winter 1997/98 wurden nach Starkregen Grusdecken erodiert. Der Materialtransport erfolgte in der Regel an der üblicherweise nicht exakt horizontal ausgerichteten Obergrenze der Grusdecke entlang bis zu einer Abflussrinne und von dort hangabwärts von der Grusdecke weg bis zum nächsten Hindernis. An einigen Stellen kam es zu Durchbrüchen durch die Grusdecken. In Abbildung 39 ist der erodierte obere Rand der Grusdecke aus der ersten Messung im Blockbild dargestellt. Im Bereich von 40 bis 60 cm liegt ein Durchbruch.

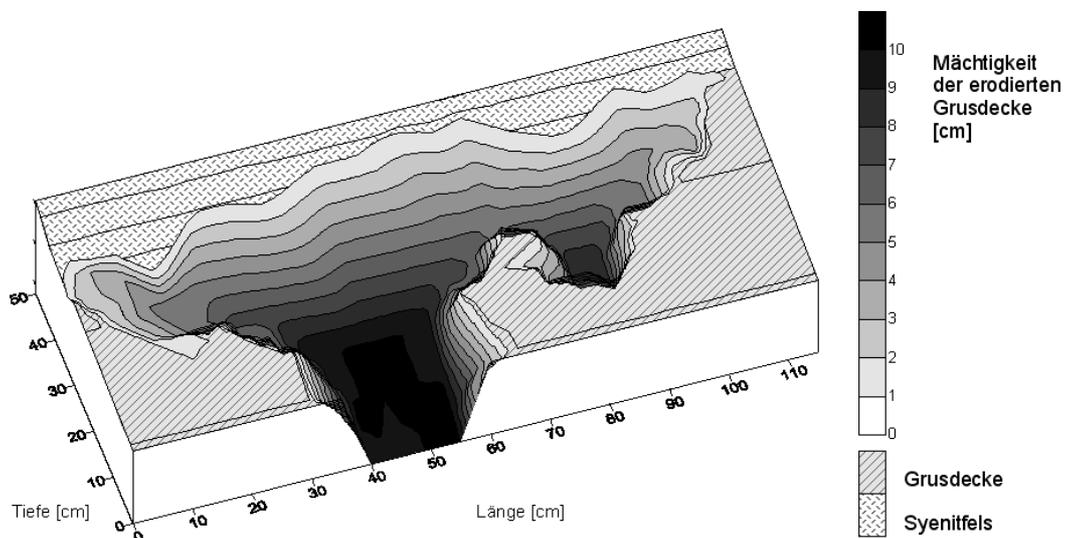


Abb. 39 Erodiertes Abschnitt einer Grusdecke

Für die fünf gemessenen Abschnitte werden in Abbildung 40 die durchschnittlichen und maximalen Erosionsmengen angegeben. Als Dimension wurde dm^3 erodiertes Volumen pro dm Randlinie der Grusdecke gewählt, da dies am ehesten eine Vorstellung der erodierten Mengen erlaubt. Die Mediane der gemessenen Abschnitte schwanken von 0,1 bis 2,0 dm^3/dm . Die Maxima erreichen das drei- bis fünffache der mittleren Erosionsmengen. Dazu ist zu sehen, dass die Maxima in der Regel an Durchbruchssituationen erreicht werden, die wiederum dort liegen, wo sich der Oberflächenabfluss konzentriert.

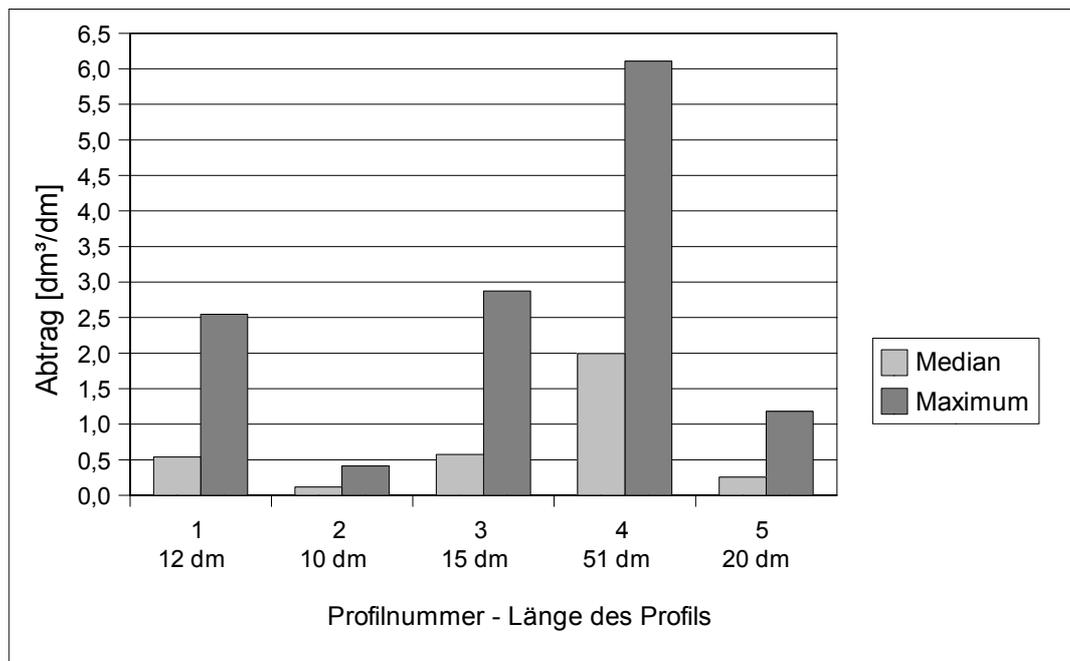


Abb. 40 Übersicht über die Erosion von Grusdecken an der Kartierfläche „Caldas de Monchique“ (5 Abschnitte)

4.3.5 Simulation der Standortverhältnisse

4.3.5.1 Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke

Die Anordnung der Zwergbinsenrasen an den oberen und unteren Rändern der Grusdecken in der Serra de Monchique war nicht vollständig mit statischen Ansätzen wie dem Feuchteindex oder der Bodenmächtigkeit zu erklären. Ziel der Simulation ist es, die Standorteignung verschiedener Abschnitte der Grusdecken für Zwergbinsenrasen aufzudecken.

Das Ergebnis der Simulation kann als Wassergehalt oder als Wasserpotential dargestellt werden. Aufgrund der plastischeren Wirkung wurde in Abbildung 41 der Wassergehalt in ein- bzw. mehrtägigen Schritten dargestellt. Die Großbuchstaben bezeichnen Abschnitte der Grusdecke (vgl. Abb. 7). Die Durchfeuchtung erfolgt in einer gleichmäßigen Front, die erwartungsgemäß von oben nach unten in die Grusdecke eindringt. Bereits am 2. Tag machen sich die Wassermengen aus der Zulauffläche (A) mit einer sehr starken Durchfeuchtung am oberen geringmächtigen Rand der Grusdecke (B) bemerkbar. Am unteren Ende (F) wirkt sich die geringe Mächtigkeit in einer etwas stärkeren Durchfeuchtung aus. In der Folge ergibt sich im Grenzbereich zum Fels ein Wasserstau und entsprechend eine hangabwärts gerichtete Wasserbewegung.

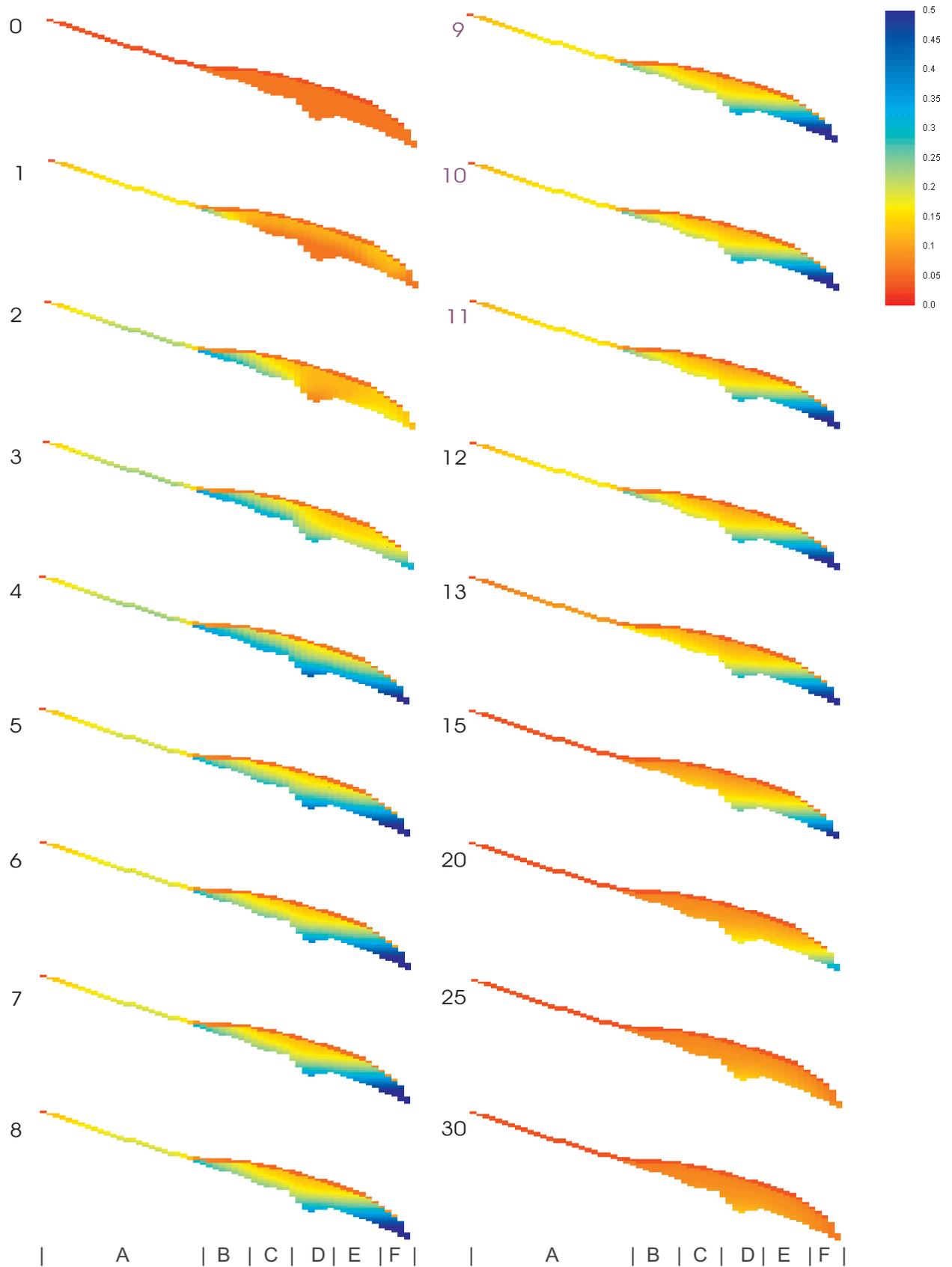


Abb. 41 Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer Grusdecke in ein- bzw. mehrtägigen Schritten (0-30: Tag der Simulation, Farblegende spiegelt Wassergehalt [Vol. %] wider, Großbuchstaben definieren Abschnitte der Grusdecke, vgl. Text und Abb. 7)

Am unteren Ende der Grusdecke tritt Wasser aus (nicht dargestellt). Der zentrale, mächtigere Abschnitt der Grusdecke (C-E) bleibt im oberflächennahen Bereich unter 20% Wassergehalt. In der zweiten Phase (nur seitliches Zuschusswasser) bleibt der Grad der Durchfeuchtung der Grusdecke in allen Bereichen etwa erhalten, der Wasseraustritt am unteren Ende der Grusdecke bleibt aus. Bei geringeren Mengen an Zuschusswasser trocknen die oberen Bereiche der Grusdecke etwas ab, das Muster der Wasserverteilung bleibt erhalten. Neben dem unteren Ende der Grusdecke bleibt auch der Abschnitt über der Senke im Fels (D) gut durchfeuchtet. Das Ausbleiben des Zuschusswassers führt zum Abtrocknen der Grusdecke in einer annähernd horizontalen Front von oben nach unten. Nach sieben Tagen ist auch das untere Ende der Grusdecke (E,F) in starkem Maße von der Austrocknung betroffen. Nach weiteren fünf Tagen ist an keiner Stelle der Grusdecke mehr als 15% Wasser enthalten. Der Bereich über der Senke im Fels (D), der zugleich die größte Mächtigkeit aufweist und zentral in der Grusdecke liegt, hat dabei die höchsten Wassergehalte.

Um den Einfluss einzelner Simulationsparameter wie Dauer und Menge der Niederschläge zu erkennen, wurden diese in weiteren Simulationsläufen variiert. Längere Regen führen zu vergleichbaren Verläufen, wobei lediglich der Zustand von Tag 5 verlängert wird. Auch die Verdoppelung der Regenmenge führt nicht zur vollständigen Vernässung der Grusdecke. Wird jedoch die Menge des Zuschusswassers auf 10 mm erhöht, kann eine deutlich stärkere Vernässung festgestellt werden, die auch zur langsameren Abtrocknung der Grusdecke nach Ende der Wasserzufuhrphasen führt.

4.3.5.2 Modellierung des Bodenwasserhaushalts

Die Modellierung des Bodenwasserhaushalts auf der Basis der Messungen an der Klimastation im Jahr 2000 im Campo de Gibraltar wurde mit den vor Ort erfassten Lage- und Bodenparametern durchgeführt und dabei auf die oberen 1,5 dm des Bodens bezogen (Tab. 17). Die aus den Messwerten zum Bodenwasserpotential unter der Verwendung der ebenfalls gemessenen pF-Wg-Kurve errechneten volumetrischen Bodenwassergehalte wurden mit den modellierten Bodenwassergehalte über die Zeit aufgetragen (Abb. 42). Um den Grad der Übereinstimmung abschätzen zu können, wurden die beiden Größen einander gegenübergestellt (Abb. 43). Bei 31% Wassergehalt wird die Grenze des Messbereichs der Gipsblockelektroden erreicht, so dass bei modellierten Bodenwassergehalten oberhalb dieser Grenze Fehler in der Übereinstimmung nur dann festgestellt werden können, wenn dazugehörige Messwerte unterhalb der Grenze liegen.

Tab. 17 Parameter für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts

Höhe	Exposition	Neigung	Bodenart
50 m ü. NN	270°	2°	Slu
Bodenmächtigkeit	nFk (gesamt)	Startwert (Wassergehalt)	Reduktionsfaktor (ET)
1,5 dm	31 mm	10% der nFK	0,7

Die beiden Austrocknungsphasen zu Beginn des modellierten Verlaufs des Bodenwassergehalts werden mit großer Übereinstimmung modelliert. Im weiteren Verlauf liegt die Kurve der modellierten Bodenwassergehalte durchgehend oberhalb der Grenze des Messbereiches und nähert sich dieser Grenze mehrfach an. Die Messwerte spiegeln Bodenwassergehalte oberhalb der Grenze des Messbereiches wider. In diesem Abschnitt werden die Bodenwassergehalte in der Modellierung also nicht deutlich unterschätzt.

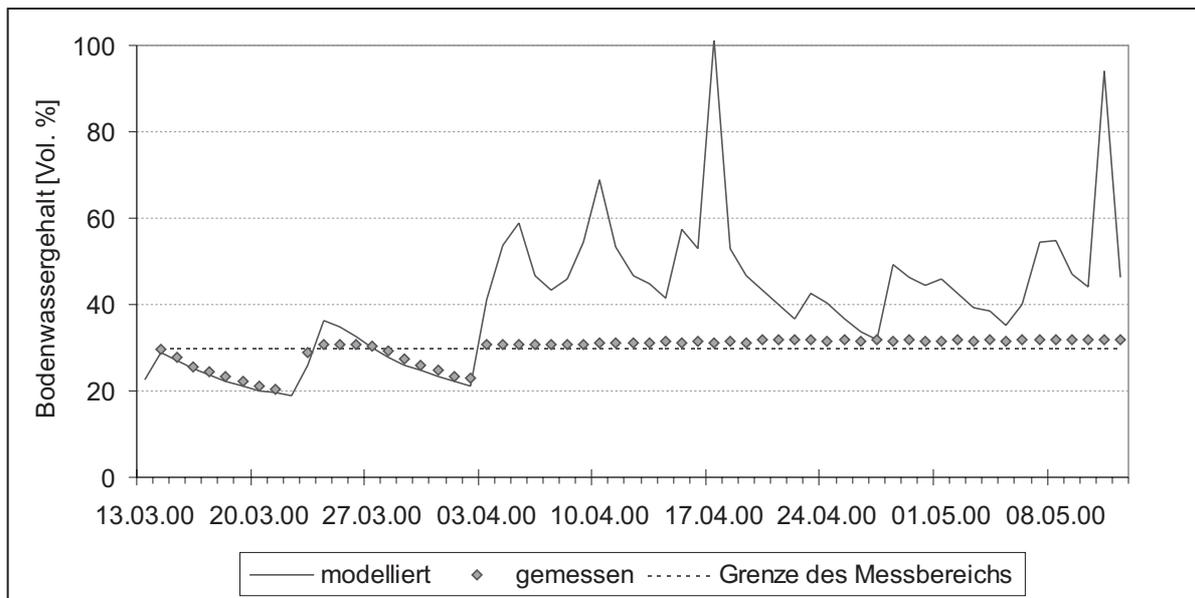


Abb. 42 Verlauf der gemessenen und modellierten Bodenwassergehalte

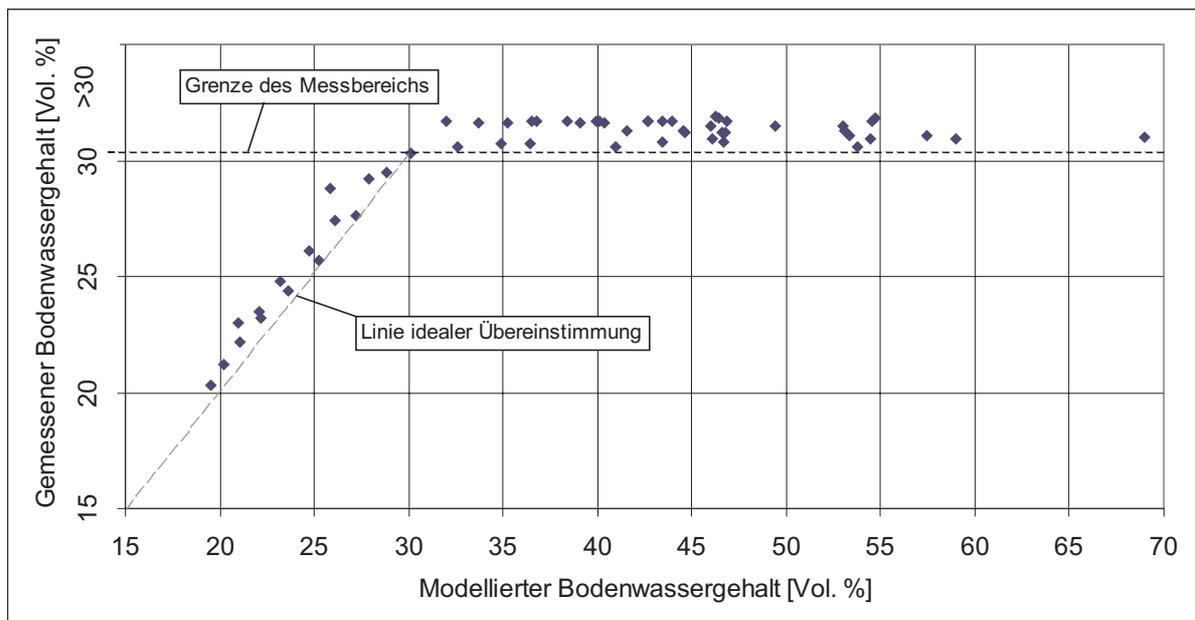


Abb. 43 Gemessener Bodenwassergehalt in 5 cm Tiefe gegen modellierten Bodenwassergehalt für die oberen 1,5 dm

4.3.6 Verlauf des Bodenwasserhaushalts

Der Verlauf des Matrixpotentials in 5 cm Bodentiefe wurde an neun Probeflächen in der Serra de Monchique 1998 in drei verschiedenen Höhenlagen und 1999 nur in einer Höhenlage gemessen. Im Campo de Gibraltar liegen Messungen aus 1999 für zwei Höhenlagen an neun Probeflächen und 2000 für vier Höhenlagen an 15 Probeflächen vor.

Verlauf des Matrixpotentials

Der Verlauf des Matrixpotentials in 5 cm Tiefe an Zwergbinsenrasenstandorten wurde aus den Messreihen in einer Abbildung für die drei Untersuchungsjahre zusammengefasst (Abb. 44). Dazu wurde auf der Grundlage der verschiedenen Messungen der Verlauf schematisiert. Parallel werden die Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe und die Niederschläge dargestellt. Der Winter 1997/98 war mit Niederschlägen, die etwa das doppelte des langjährigen Mittels erreichten, ein sehr nasser Winter. Die Regen hielten mit einer Regenpause im März bis in den Mai hinein an. Entsprechend konnte an allen Messpunkten in der Serra de Monchique vom Beginn der Messungen Mitte April bis Anfang Mai kein Abfallen des Matrixpotentials festgestellt werden. Einer kurzen Austrocknungsphase in der ersten Maiwoche folgen einige Wochen mit hohem Matrixpotential, also ohne Trockenstress, bis Ende der ersten Juniwoche die sommerliche Austrocknung einsetzt und binnen weniger Tage Werte jenseits des permanenten Welkepunkts (entspricht etwa einem Matrixpotential von -1,5 MPa) erreicht werden.

Die Niederschlagsmenge und -verteilung im Winterhalbjahr 1998/99 unterscheidet sich stark von der des vorangegangenen Jahres. Anfang November tritt eine schwache, Ende Dezember eine starke Austrocknung ein. Es fiel nur etwa die Hälfte der Niederschlagsmenge des langjährigen Mittels. Zudem war die Verteilung mit einem sehr regenarmen Februar und mittleren bis schwachen Niederschlägen mit großen Zeitabständen im März so, dass ab Mitte März bereits, wenn auch schwache, Austrocknungserscheinungen gemessen werden konnten und nach der ersten Aprilwoche bereits eine sehr starke ($< -1,5$ MPa) und über eine Woche anhaltende Austrocknung erreicht wurde. Schwache Regenfälle führten zu einer leichten Entspannung, das Matrixpotential stieg jedoch kaum über -0,1 MPa und sank in der folgenden Woche wieder merklich. Auch die über sechs Tage verteilten Niederschläge Anfang Mai führten nicht zu einer vollständigen Entspannung. Das Matrixpotential gleicht sich auf den verschiedenen Flächen an, steigt jedoch nicht über -0,5 MPa. Die sommerliche Austrocknung setzt Ende Mai ein und erreicht in maximal 7 Tagen Werte unter -1,5 MPa. Im Vergleich zum Vorjahr ist der Wasserhaushalt bereits im März nicht ausgeglichen. Eine erste Austrocknungsphase fällt sehr viel stärker aus als im Vorjahr und hält wesentlich länger an. Die Entspannung in Folge von Regenfällen fällt nicht so deutlich aus wie im Vorjahr und die sommerliche Austrocknung ist um fast einen Monat nach vorne verschoben.

Im Winterhalbjahr 1999/2000 fallen die ersten Niederschläge, die zur dauerhaften Befeuchtung des Bodens führen wie im Vorjahr ab Mitte September. Eine erste trockenere Phase schließt sich bereits Anfang Oktober an. Die erste stärkere Austrocknungsperiode kommt Anfang März und dauert mit zwei kurzen Unterbrechungen bis Anfang April an. Bis in den Mai hinein fällt in kurzen Abständen immer wieder ausreichend Regen, um die oberen Bodenschichten nicht soweit austrocknen zu lassen, dass es mit den Gipsblockelektroden hätte erfasst werden können.

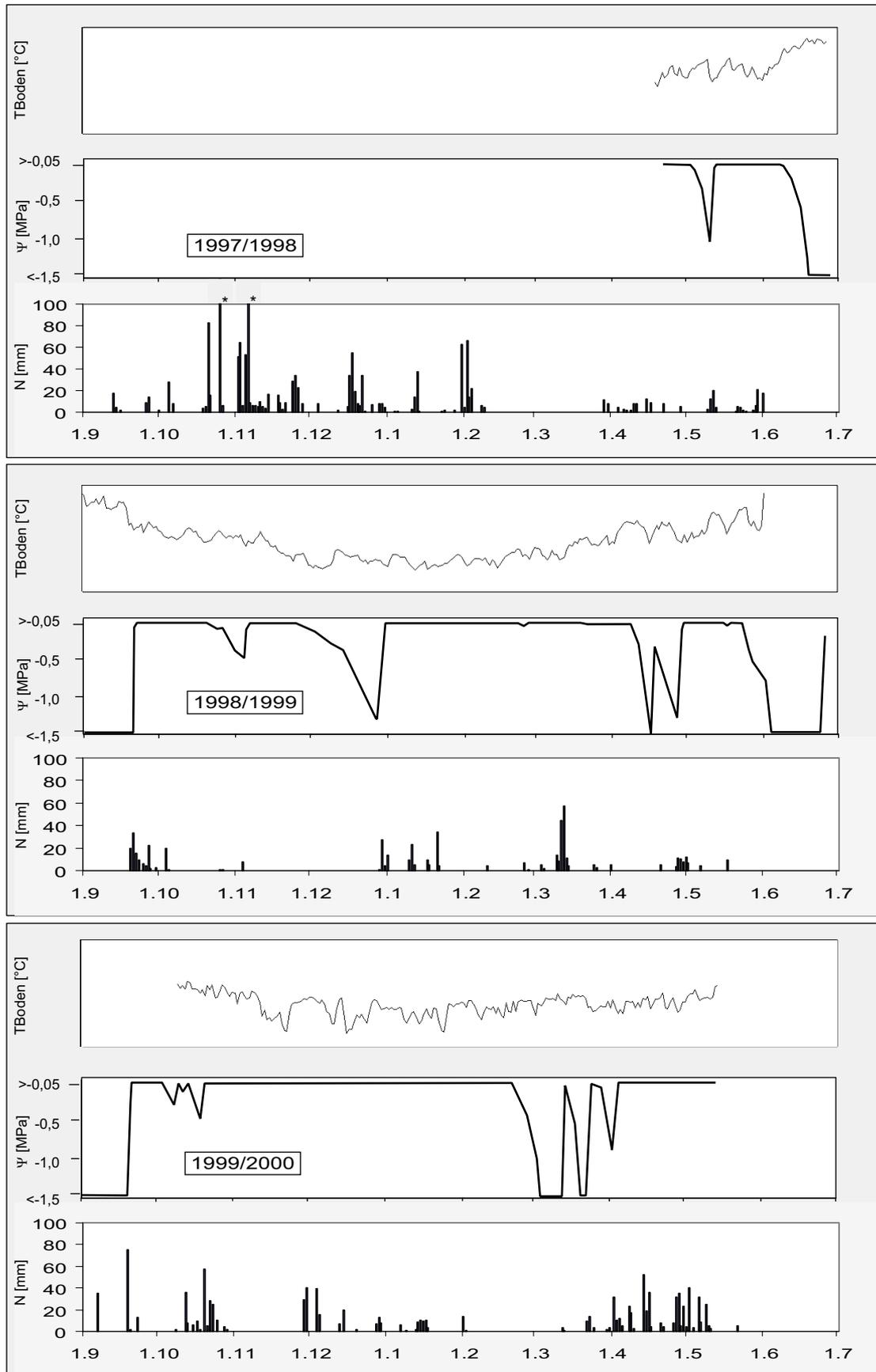


Abb. 44 Verlauf der Bodentemperaturen (T_{Boden}), des Bodenwasserpotentials (Ψ) und der Niederschläge (N) an Zwergbinsenstandorten in Portugal und Spanien über drei Jahre, schematisch (Bodenwasserpotential und -temperatur aus Messungen in 5 cm Tiefe, 1997/98/99 Serra de Monchique, 1999/2000 Campo de Gibraltar, Niederschlag nach INAG 2004, Station Alferce, * mehr als 100mm Niederschlag)

Es ist zu erkennen, dass das Bodenwasserpotential sehr rasch auf das Niederschlagsregime reagiert. In den Wintermonaten können auch längere Phasen ohne Niederschläge ohne erkennbare Austrocknung überdauert werden.

Die detailliertere Betrachtung des Verlaufs des Bodenwasserpotentials zeigt kleinräumige Unterschiede auf (Abb. 45). So setzen Austrocknungsereignisse im Abschnitt der Grusdecke mit der geringsten Mächtigkeit (5-8 cm) in der Regel früher ein als bei den mächtigeren Abschnitten. Auch fällt die Kurve steiler ab, der Verlauf der Austrocknung ist also rascher. Als Ergebnis der beiden beschriebenen Effekte kommt es also in den geringermächtigen Grusdecken zu stärkeren Austrocknungserscheinungen.

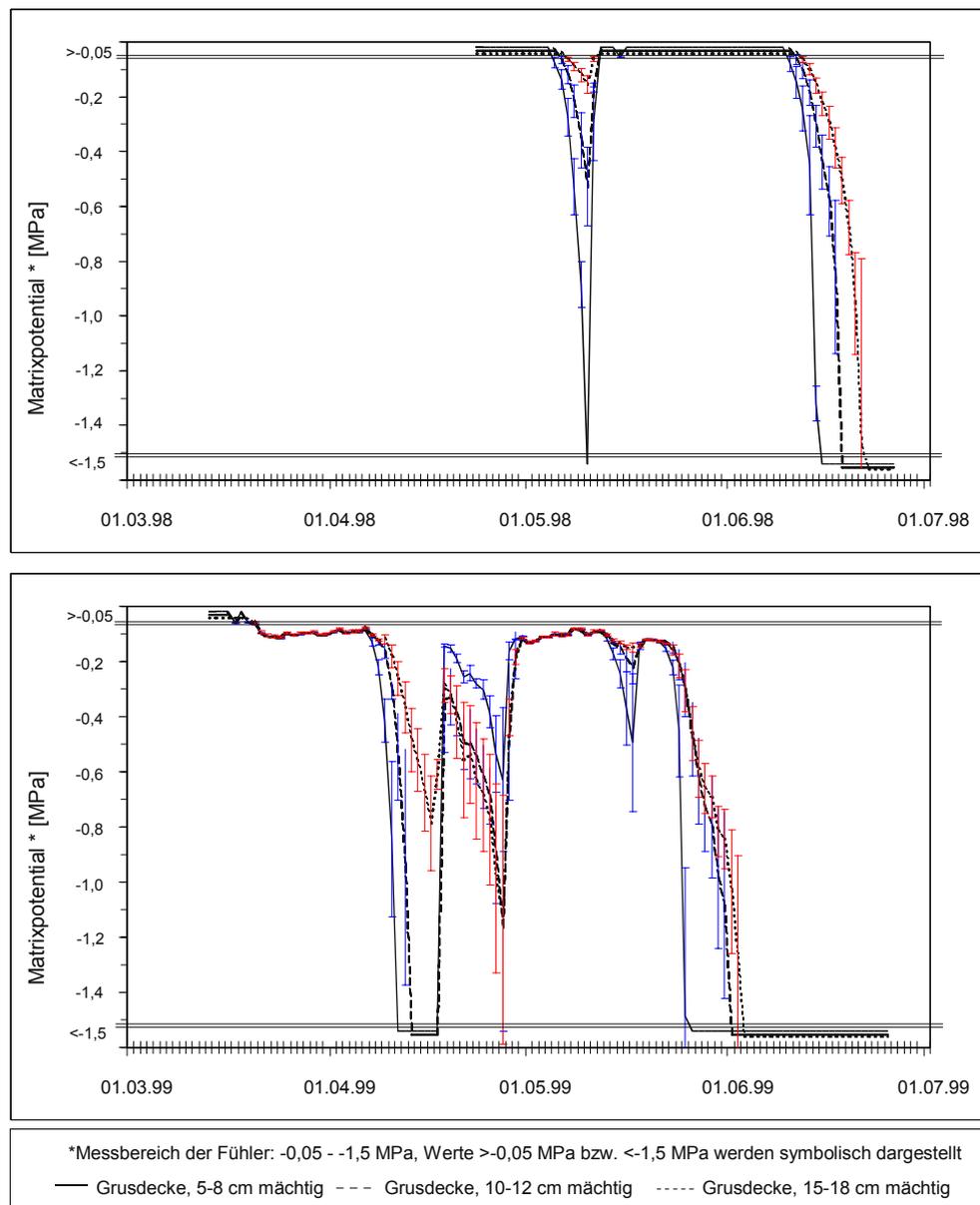


Abb. 45 Verlauf des Bodenwasserpotentials über zwei Jahre
(Beispiel einer portugiesischen Messfläche)

Der geringmächtigste Abschnitt der Grusdecke liegt auch näher am Rand der Grusdecke. Am Ende der starken Austrocknungsphase im April 1999 steigt das Matrixpotential in diesem Abschnitt stärker an als in den mächtigeren Abschnitten. Entsprechend verläuft die anschließende Austrocknung im geringmächtigen Teil der Grusdecke ausnahmsweise schwächer als in den anderen Bereichen. Diese Auswirkung geringer Niederschlagsmengen wird in der Diskussion erklärt.

4.3.7 Mikroklima

Serra de Monchique

Ein Höhengradient der Temperatur wurde, da der Grad der Bewölkung stark wechselte und auch im Mai 1998 Strahlungstage selten waren, über die Temperatursumme über 30 Tage (19.05.-18.06.98) ermittelt. Da Messungen zur Lufttemperatur nur für einzelne Tage vorlagen, wurde hier die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe verwendet, da diese im genannten Zeitraum in allen drei Höhenstufen an Zwergbinsenrasenstandorten stündlich erfasst wurde. Für die Temperatursumme nach dem *degree day*-Ansatz (SNYDER et al. 1999, 2001, CESARACCIO et al. 2001) wurden nur Werte zwischen 10°C und 35°C verwendet. Der nicht berücksichtigte Anteil oberhalb 35°C wird in Abb. 46 gesondert dargestellt. Es ist ein Höhengradient der Temperatursummen zu erkennen, wobei die Werte von der tieferen Lage (250 m ü. NN) zu höheren Lagen pro Stufe um etwa 10 % abnehmen. Mit dem Anteil der Temperaturen oberhalb von 35°C verhält es sich ähnlich.

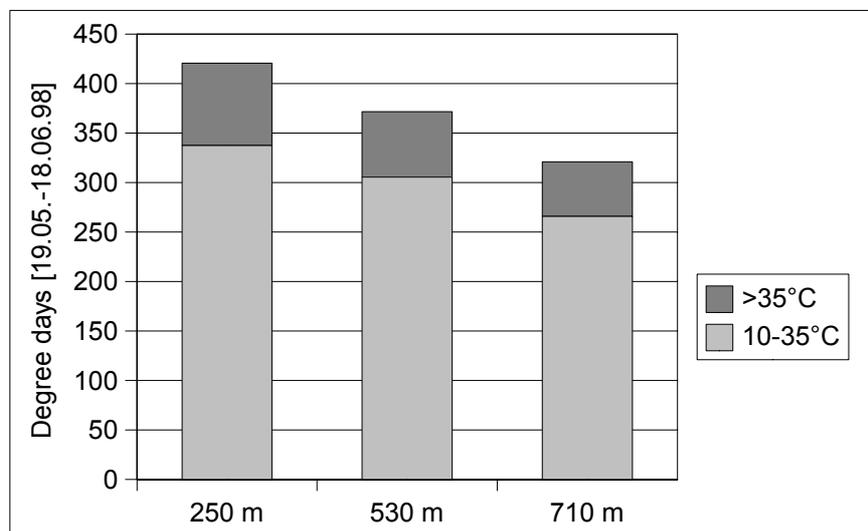


Abb. 46 Temperatursummen in 5 cm Bodentiefe in der Serra de Monchique. Ermittlung für drei verschiedene Höhenlagen im Zeitraum 19.05.-18.06.1998 nach dem *degree day*-Ansatz mit den Temperaturgrenzen 10°C und 35°C (SNYDER et al. 1999, 2001). Der bei einer Obergrenze von 35°C nicht berücksichtigte Anteil ist gesondert dargestellt.

Weiterhin wurden gemessene Tagesgänge (stündliche Messungen von 7:00-20:00 Uhr) für drei Höhenstufen in der Serra de Monchique zusammengefasst (Abb. 47). Für zwei Höhenstufen wurden neben den Mittelwerten auch je eine Messung zu einem ganztägig

besonnten und einem ab etwa 16 Uhr beschatteten Messpunkt dargestellt. Als Messgrößen wurden die Evaporationsleistung von Piche-Evaporimetern [ml/14 h], die Temperatursumme mit dem *degree day*-Ansatz und der Energieeintrag aus der Globalstrahlung [kWh/m²] verwendet. Es ist anzumerken, dass der Messtag im 250 m-Niveau ü. NN einen Monat vor dem Messtag in 530 m ü. NN Höhe liegt. Die Messungen in 710 m ü. NN wurden wiederum eine Woche später durchgeführt. Der Messtag in 710 m ü. NN Höhe war bei wechselnder schwacher Bewölkung stark windig (5-9 m/s in 2 m Höhe).

Die Evaporation liegt mit etwa 12 ml/14 h in den unteren Höhenstufen ähnlich. In 710 m Höhe ü. NN wurde annähernd die doppelte Menge evaporiert. Die Unterschiede zwischen den nachmittäglich beschatteten und den gantztägig besonnten Messpunkten belaufen sich auf mehr als 10 %. Die Temperatursummen auf dem 710 m-Niveau ü. NN sind etwas niedriger als die in der mittleren Höhenlage. Die 250 m-Lage ü. NN hat hier deutlich geringere Werte. Die beschatteten Messflächen erreichen eine um etwa 5 % reduzierte Temperatursumme gegenüber den besonnten Messflächen. Der Energieeintrag aus der Globalstrahlung ist im mittleren Niveau am größten. Er erreicht beim 250 m-Niveau ü. NN und beim 710 m-Niveau ü. NN gleichermaßen geringere Werte. Die Unterschiede zwischen beschatteten und gantztägig besonnten Flächen liegt bei etwa 10 %.

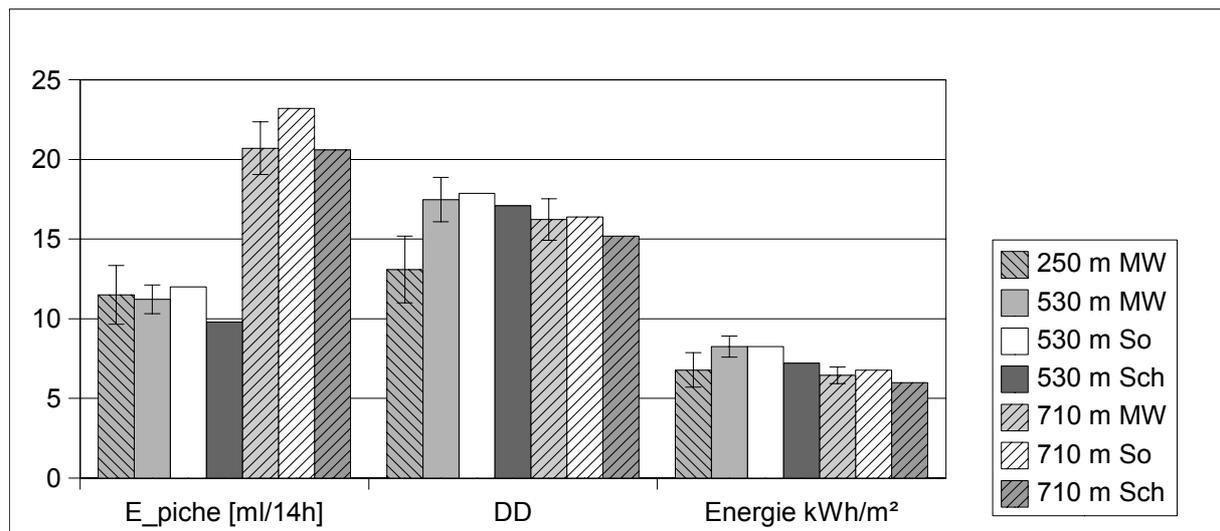


Abb. 47 Tageswerte (7-20 Uhr) der potentiellen Evaporation nach Piche (E_{piche}), der Temperatursumme in 10cm Höhe (DD) und des Energieeintrags aus der Globalstrahlung für drei Höhenlagen in der Serra de Monchique. (MW: Mittelwert, So: gantztägig besonnt, Sch: ab 16 Uhr beschattet)

Campo de Gibraltar

Die Mikroklimamessungen aus der Messstation im spanischen Untersuchungsgebiet sind in die Modellierung des Bodenwasserhaushalts eingeflossen. Der Vergleich der Temperatursummen der Lufttemperatur in 10 cm Höhe zwischen der tiefsten und der höchsten Lage (50 - 720 m ü. NN) im gemeinsamen Messzeitraum vom 25.03. - 11.05.2000 ergibt 275,6 *degree days* in der tiefen Lage und 71,6 *degree days* in der Hochlage. Über den beobachteten Zeitraum von knapp sieben Wochen wird in der Hochlage also nur etwa ein Viertel der Temperatursumme der Tieflage erreicht.

4.4 Intra- und interannuelle Vegetationsdynamik

4.4.1 Saisonale Veränderungen

Im folgenden werden die Ergebnisse nach Untersuchungsgebiet gegliedert vorgestellt. Dabei werden jeweils zunächst die Ergebnisse der Analyse ohne phänologische Differenzierung und daran anschließend die Ergebnisse der Analyse des phänologisch differenzierten Datensatzes dargelegt. Der Anteil der erklärten Varianz ist für alle Ordinationen in Tabelle 18 zusammengefasst.

Tab. 18 Kumulativer Anteil der durch die Ordinationsachsen erklärten Varianz. Analyse 1 basiert auf einem Datensatz ohne phänologische Differenzierung, Analyse 2 auf dem phänologisch differenzierten Datensatz. Für die Angabe der Artenzahl zählt jede phänologische Phase als einzelne Art.

Analyse	Aufnahmen	Arten	Gesamtvarianz	erklärte Varianz (kumulativ)			
				Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Serra de Monchique 1	115	84	2,41	13,5	22,6	30,7	37,5
Serra de Monchique 2	148	180	6,36	8,1	15,3	20,9	25,1
Campo de Gibraltar 1	77	86	3,19	11,5	23	31,5	38,8
Campo de Gibraltar 2	48	101	1,99	21,3	30	37,4	44,2

Serra de Monchique

Die CA des portugiesischen Datensatzes ohne phänologische Differenzierung zeigt einen klaren zeitlichen Trend (Abb. 48). Die Zeitachse, eingefügt als zusätzliche Umweltvariable, ist positiv mit der ersten und negativ mit der zweiten Ordinationsachse korreliert. Nahezu senkrecht zur der Zeitachse werden die Aufnahmen nach der Höhenlage differenziert. Dieser Faktor hat auf die Herbstaufnahmen keinen Einfluss. Während charakteristische Isoeto-Nanojuncetea-Arten wie *Solenopsis laurentia* oder *Radiola linoides* eine klare Häufung in der Frühjahrsphase zeigen, erreichen andere Arten wie *Centaureum maritimum* oder *Cicendia filiformis* ihr Optimum später im Jahr und bilden so einen Übergangsbereich zur Sommerphase aus, die von *Helianthemion*-Arten dominiert wird. Somit bilden nur die Herbstaufnahmen eine klar abgegrenzte Phänophase aus. Dieses Ergebnis wird durch Poisson-Regressionsmodelle über die erste Achse der CA gestützt (Abb. 49). Arten wie *Briza maxima*, *Anthoxanthum aristatum* oder *Leontodon longirostris*, die eher in Tuberarietea-Rasen zu finden sind, erreichen ihr Optimum relativ früh (nahe dem Nullpunkt der 1. Ordinationsachse).

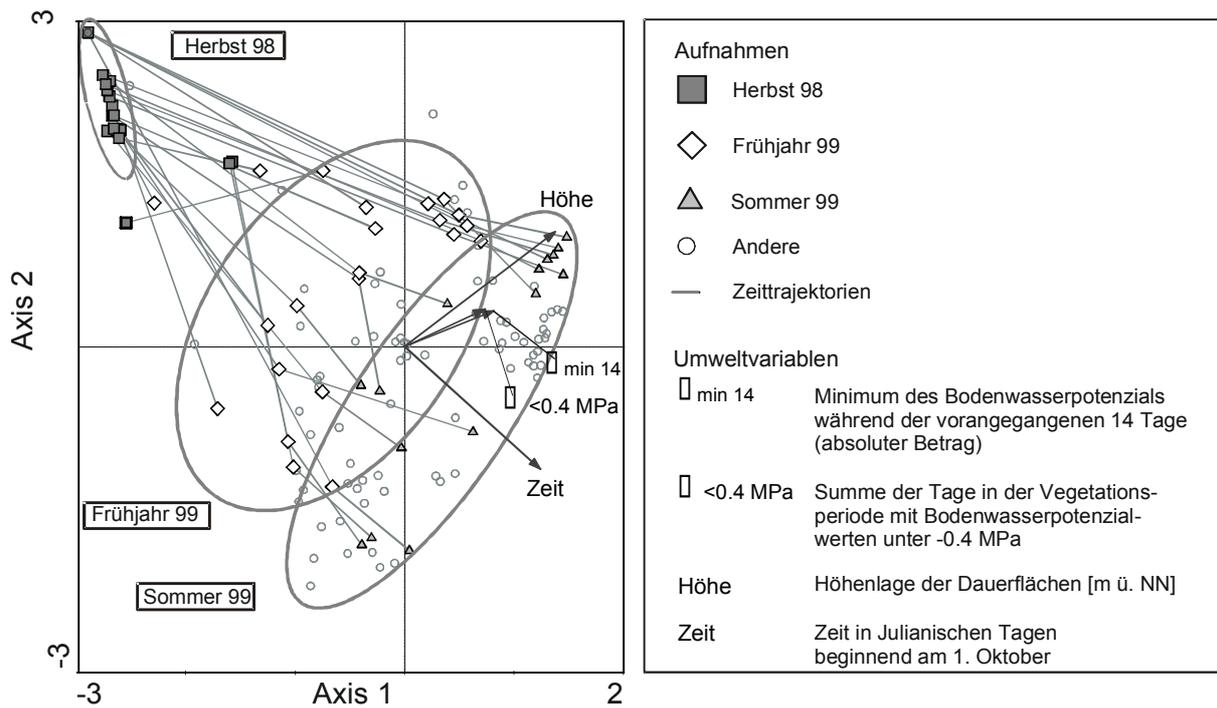


Abb. 48 Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes ohne phänologische Differenzierung (Umweltfaktoren wurden mit dem Faktor 2 skaliert).

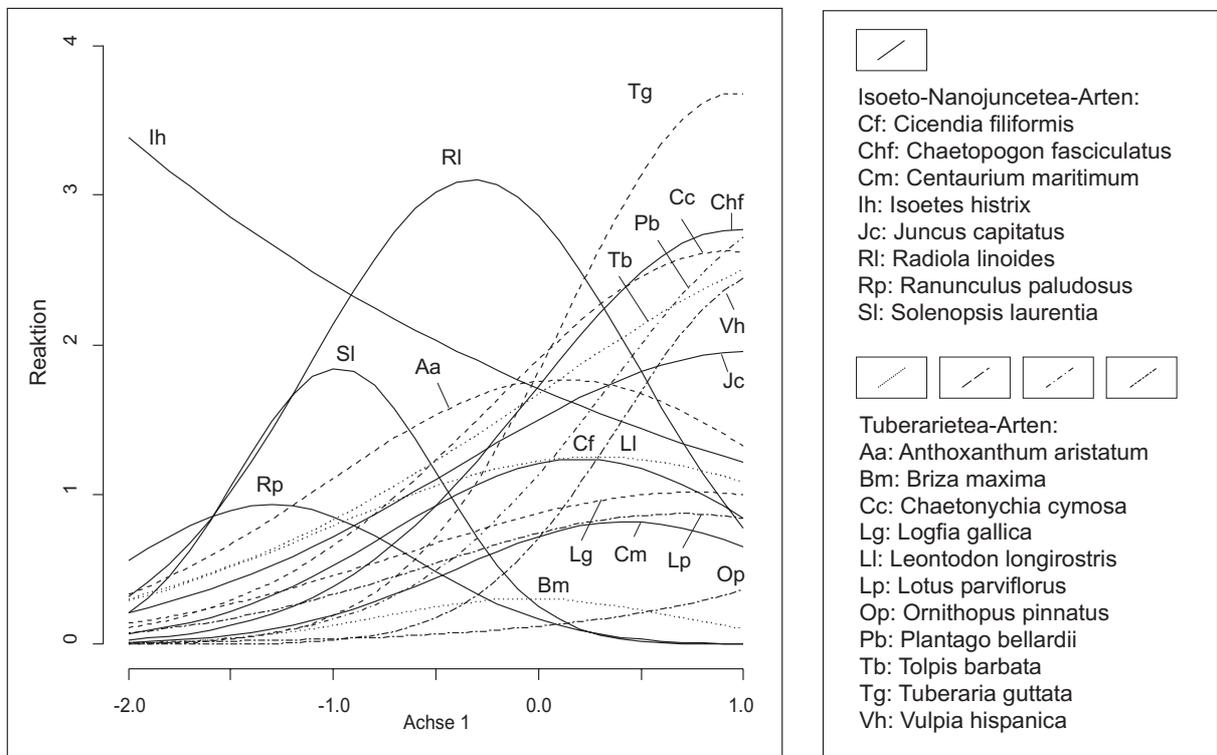


Abb. 49 Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter Arten für die phänologisch nicht differenzierte Analyse der Daten aus der Serra de Monchique

Tuberaria guttata, *Plantago bellardii*, *Chaetonychia cymosa*, *Tolpis barbata*, *Vulpia hispanica* und auch *Ornithopus pinnatus*, alle Arten der Sandtrockenrasen, erreichen das Maximum am Ende der beobachteten Zeitreihe, stehen also für eine fröhsummerliche Phänophase. Allerdings treten in diesem Zeitabschnitt auch Arten der Zwergbinsenrasen wie *Juncus capitatus* und *Chaetopogon fasciculatus* am stärksten auf. In der phänologisch undifferenzierten Analyse ist es mit Ausnahme der Herbstphase nicht möglich, Chronozönosen klar zu unterscheiden. In den ersten Aufnahmen im Frühjahr ist der Anteil von charakteristischen Isoeto-Nanojuncetea-Arten größer und in den letzten Aufnahmen im Sommer herrschen Arten der Tuberarietea vor. Insgesamt ist jedoch ein breiter Übergang festzustellen, in dem Arten aus beiden Gruppen in ähnlicher Häufigkeit nebeneinander auftreten. Dieser Übergangsbereich klingt erst in den letzten Aufnahmen aus.

In der Analyse des phänologisch differenzierten Datensatzes aus der Serra de Monchique gruppieren sich die Aufnahmen nach fünf Aufnahmezeiträumen in 1998 (Abb. 50). Die erste und zweite Gruppe werden als Fröhjahrsaufnahmen betrachtet, die vierte und fünfte als Sommeraufnahmen. Die Trajektorien verbinden Aufnahmen der gleichen Dauerfläche.

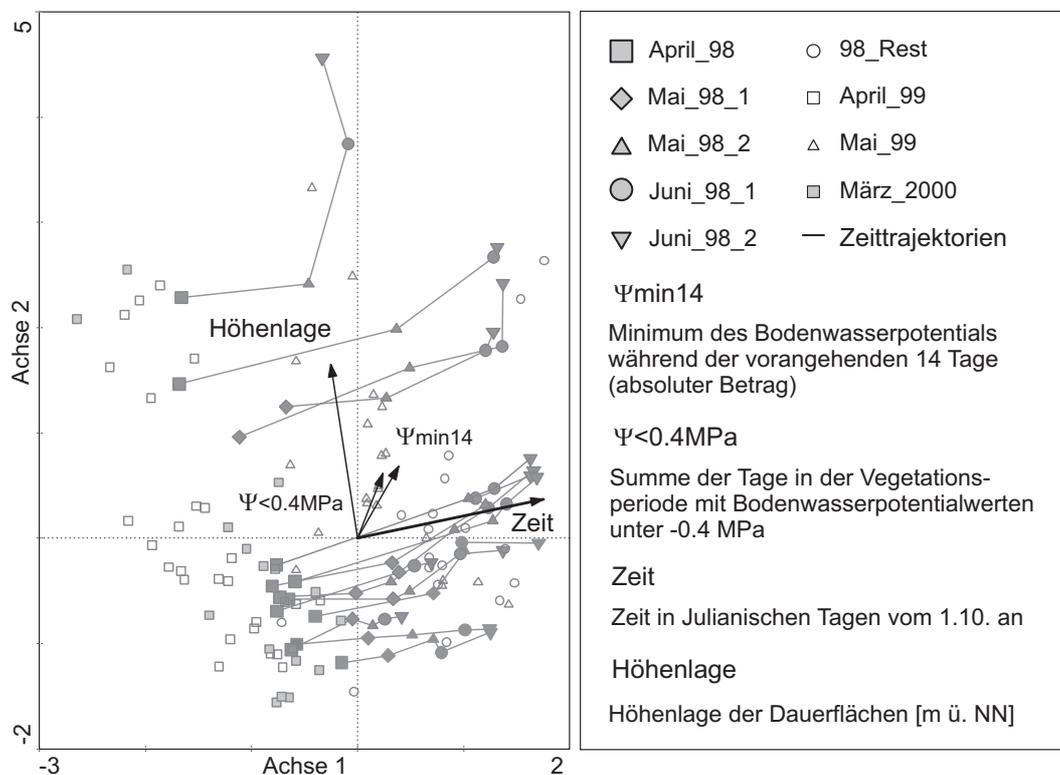


Abb. 50 Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes mit phänologischer Differenzierung (Umweltfaktoren wurden mit dem Faktor 2 skaliert).

Die so dargestellten Zeitreihen laufen von negativen zu positiven Werten auf der ersten Ordinationsachse. Diese Achse ist stark mit der Zeitvariablen korreliert, die als Julianische Tage codiert wurde (-0.88). Die Zeitreihen sind von unten nach oben entsprechend ihrer Höhenlage aufgereiht. Die zweite Ordinationsachse korreliert stark mit der Höhe (0.83). Jede der untersuchten Zwergbinsengesellschaften folgt ihrer eigenen jahreszeitlichen Entwicklung entsprechend den Umweltbedingungen am Wuchsort. Als Parameter für die

Bodenwasserbilanz wurde der Absolutwert des minimalen Bodenwasserpotentials der vorangegangenen 14 Tage verwendet. Diese Variable ist positiv mit der ersten und zweiten Ordinationsachse korreliert.

Die Poisson-Regressionsmodelle über die erste Achse beziehen sich mit Ausnahme von *Isoetes histrix* auf die Blühphase (Abb. 51). Eine Gruppe von Isoeto-Nanojuncetea-Arten (*Isoetes histrix*, *Cicendia filiformis*) zeigen eine maximale Reaktion bei Achsenwerten, die der ersten Aufnahmegruppe entsprechen. Für eine Art (*Solenopsis laurentia*) bezieht sich das Maximum auf die zweite Aufnahmegruppe. Einige Helianthemion-Arten (*Tolpis barbata*, *Anthoxanthum aristatum*, *Silene scabriflora*) zeigen eine maximale Entwicklung bei niedrigen Achsenwerten (vierte oder fünfte Gruppe). Für andere kann kein Modell, das sich signifikant vom Nullmodell unterscheidet, angepasst werden (*Plantago bellardii*, nicht in der Grafik). Und wieder andere Arten zeigen ihr Maximum im Frühjahr (*Leontodon longirostris*, *Tuberaria guttata*).

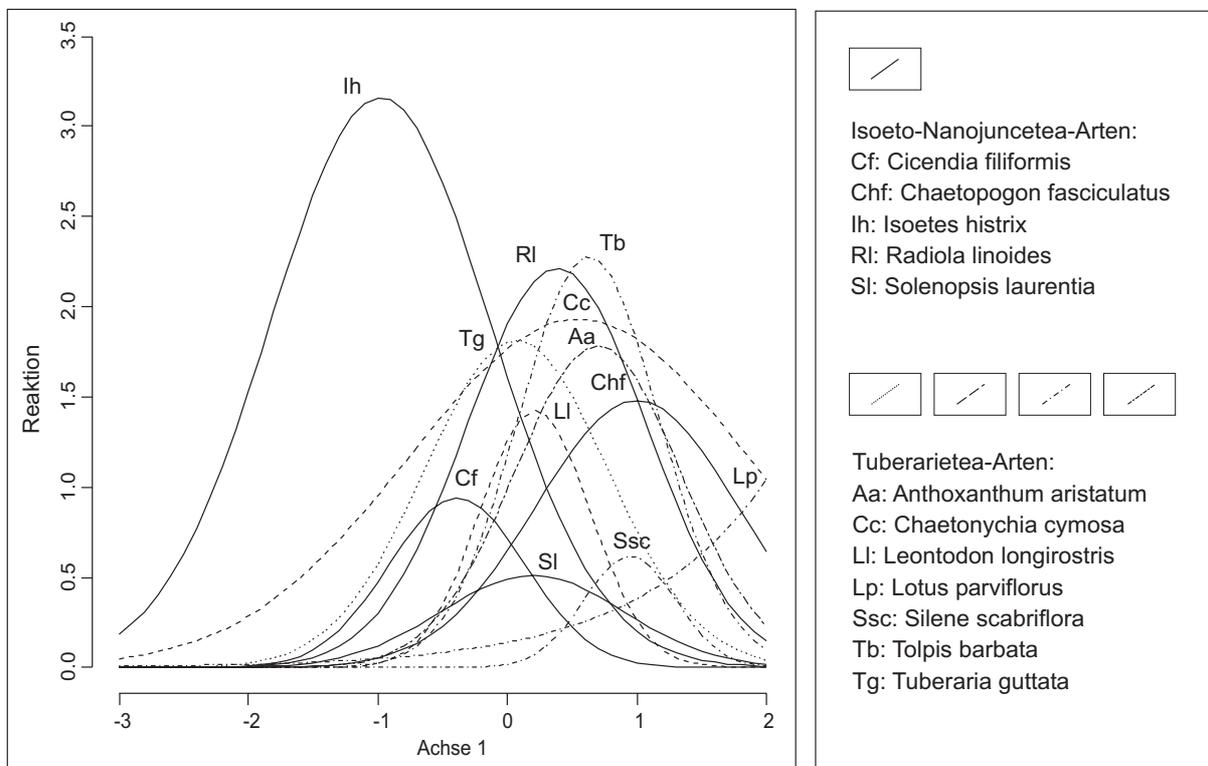


Abb. 51 Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter blühender Arten für die phänologisch differenzierte Analyse der Daten aus der Serra de Monchique (*Isoetes histrix* ist nicht phänologisch differenziert)

Das Verhalten von *Chaetopogon fasciculatus*, einer Charakterart einer fröhsommerlichen Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaft, passt nicht zum zwei-Phänophasen-Modell. Obwohl einige Arten aus dem portugiesischen Untersuchungsgebiet ein klares zeitliches Muster zeigen, das die Unterscheidung von Phänophasen zuließe, wird das Bild durch andere Charakterarten verwischt, deren Reaktion der Hypothese klar unterscheidbarer Chronozönos widerspricht.

Campo de Gibraltar

Die ersten drei Ordinationsachsen der CA des phänologisch nicht differenzierten spanischen Datensatzes bilden ungefähr gleiche Anteile der Varianz ab (Tab. 18). Die erste Ordinationsachse trennt intensiv beweidete Flächen (Sierra de Saladavieja) von Flächen mit mäßigem Weidedruck (eingezäunte Flächen bei Facinas, Sierra de la Luna) (Abb. 52).

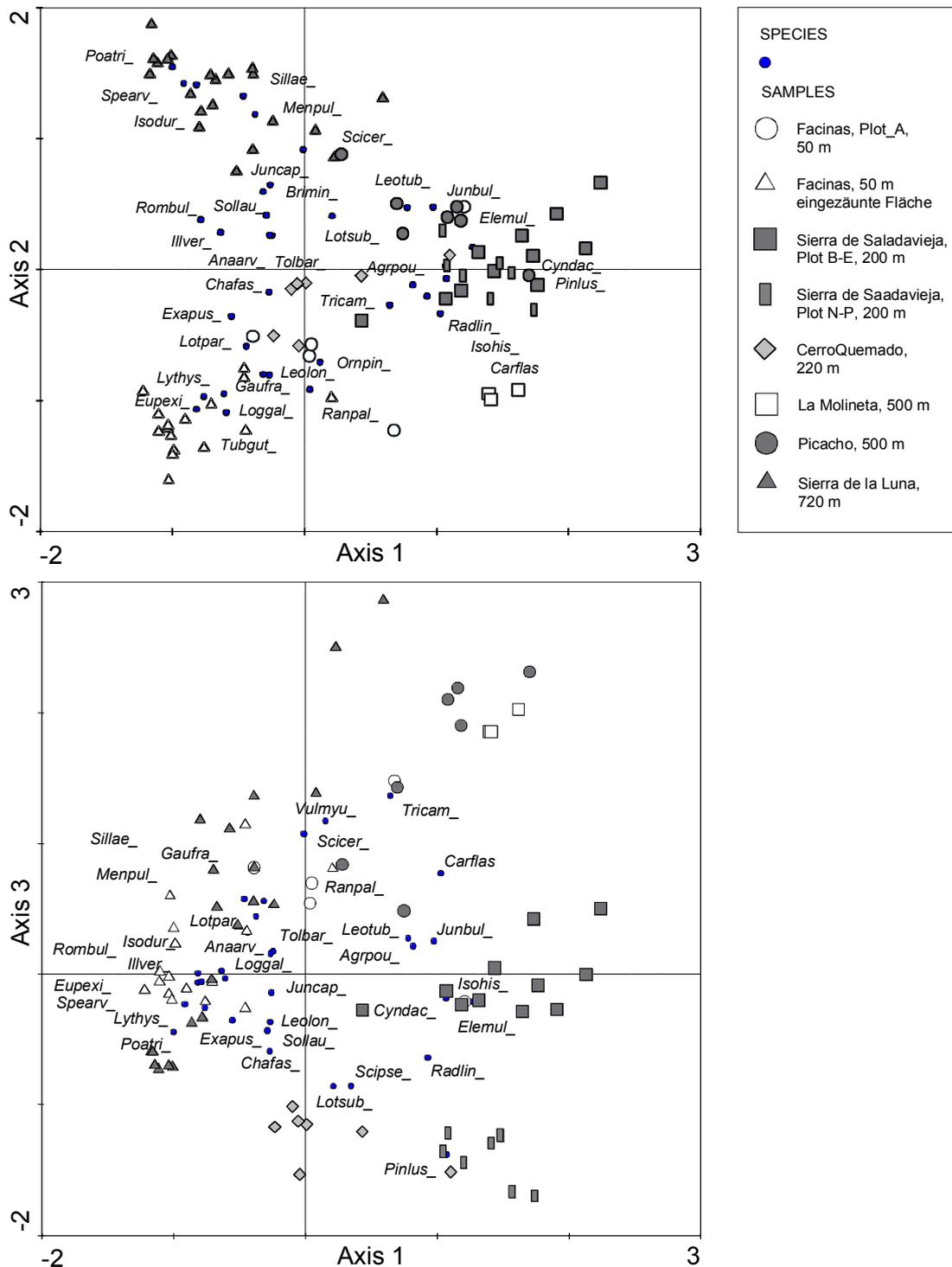


Abb. 52 Ordination einer CA des Datensatzes zu Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar ohne phänologische Differenzierung

Die zweite Achse repräsentiert den Höhengradienten (0.89) ebenso gut wie einen Gradienten der Vernässung vom gut wasserversorgten *Isoetetum durieui* auf der Sierra de la Luna (720 m ü. NN) zu Aufnahmeflächen mit Übergängen zu *Helianthemetea*-Gesellschaften (Flächen bei Facinas). Die dritte Ordinationsachse trennt die stark beweideten Plots auf. Durch die gleichmäßige Verteilung der Varianz auf die ersten drei Achsen nimmt die Punktwolke etwa die Form eines Tetraeders an. Da die Aufnahmen nach Lokalitäten bzw. Nutzungsintensitäten gruppiert sind und keine generelle zeitliche Entwicklungsrichtung im Ordinationsdiagramm gegeben ist, wurden keine Zeittrajektorien eingetragen.

Die zweite Analyse beschränkt sich daher auf die Aufnahmen aus der am intensivsten in einer Vegetationsperiode untersuchten Lokalität. Die phänologisch differenzierte Analyse des spanischen Datensatzes zeigt die Entwicklung über einen Zeitraum von zwei Monaten auf (Abb. 53). Die Zeit, die durch Julianische Tage repräsentiert wird, und die *degree day*-Variable sind eng mit der ersten Ordinationsachse korreliert. Die zweite Achse hängt mit Variablen zusammen, die den Bodenwasserhaushalt widerspiegeln. Die Differenzierung von beweideten und nicht beweideten Flächen wird nicht vollständig erreicht.

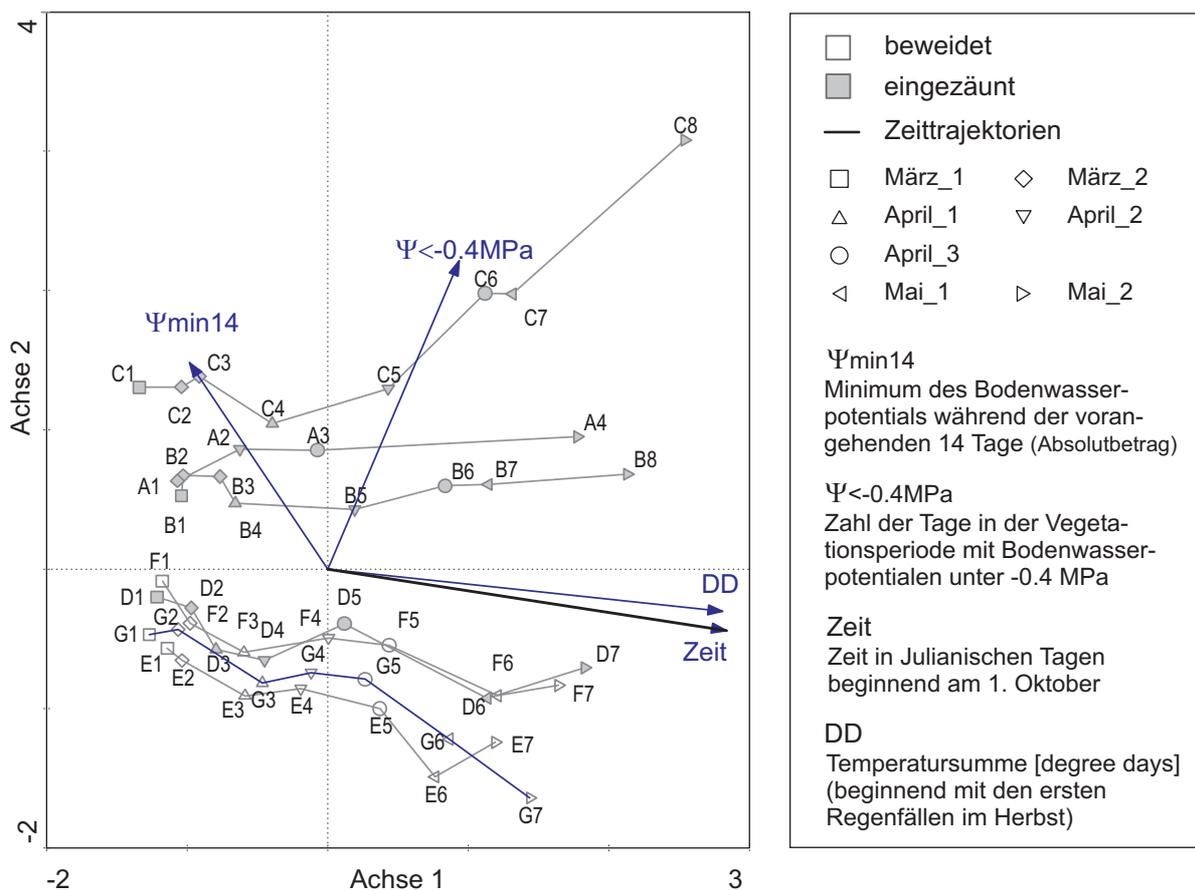


Abb. 53 Jahreszeitliche Entwicklung von Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar. Ordinationsdiagramm einer CA des Datensatzes mit phänologischer Differenzierung (Umweltfaktoren wurden mit dem Faktor 3 skaliert).

Die Regressionsmodelle über die erste Ordinationsachse dieser Analyse erlaubt die Ausscheidung von fünf Artengruppen nach der maximalen Reaktion (Abb. 54). Die erste Gruppe von charakteristischen Arten der Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften (*Cicendia filiformis*, *Isoetes histrix*, *Juncus bufonius*, *Radiola linoides*, *Scirpus pseudosetaceus*) zeigt ihre maximale Reaktion am unteren Ende der Achse. Die Optima der zweiten Gruppe (*Euphorbia exigua*, *Plantago bellardii*, *Solenopsis laurentia*) liegen bei Achsenwerten um Null, was einem Aufnahmezeitraum von Mitte April entspricht. Die Optima weiterer Isoeto-Nanojuncetea-Arten (*Centaureum maritimum*, *Lythrum hyssopifolia*, *Chaetopogon fasciculatus*) sind über den Bereich von der dritten zur fünften Aufnahmegruppe verteilt, in welcher die Helianthemion-Arten dominieren.

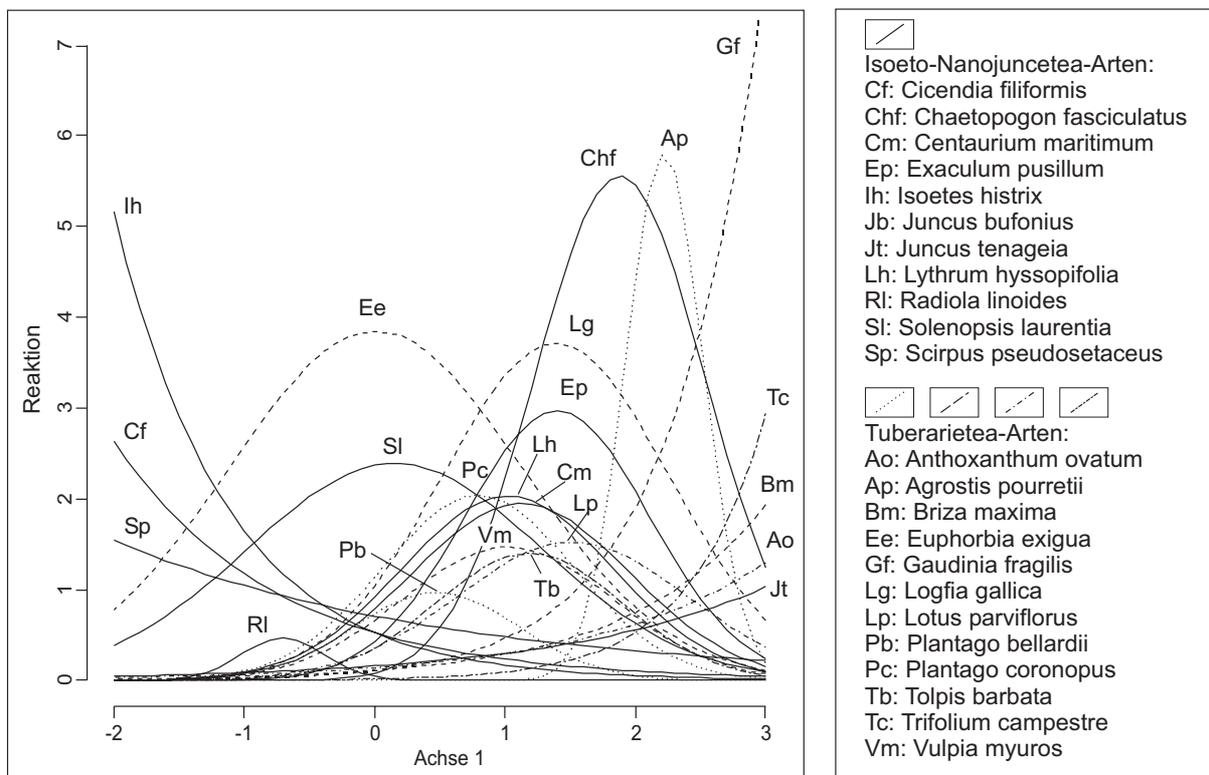
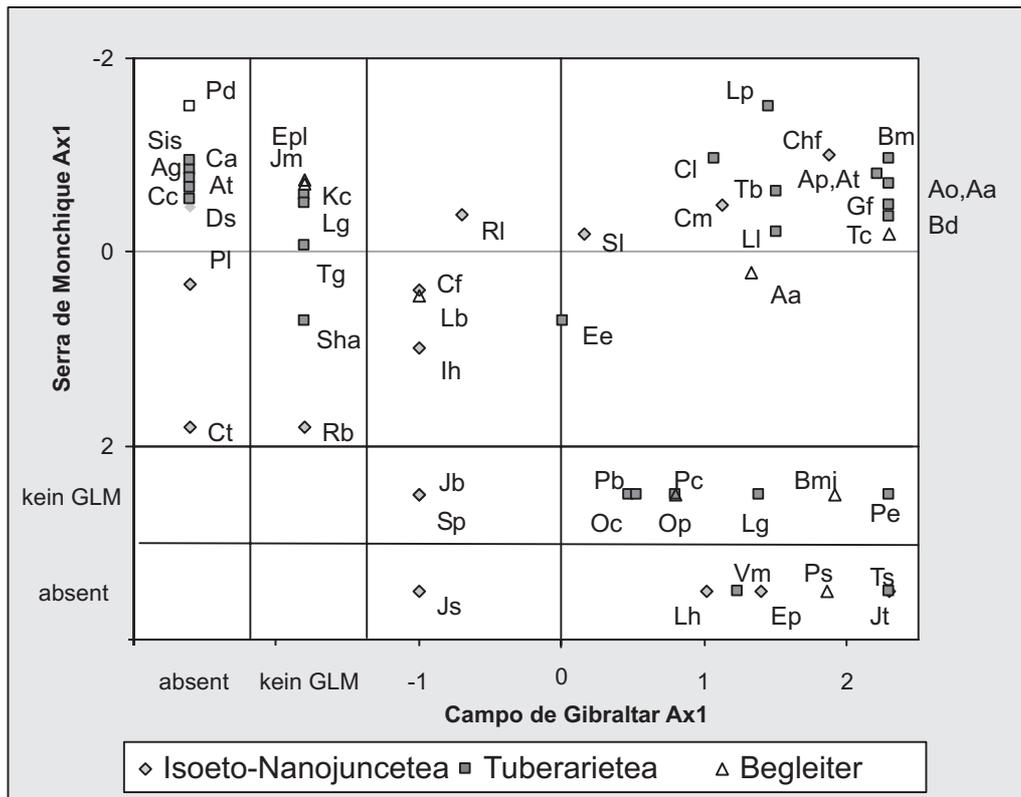


Abb. 54 Poisson-Regressionsmodelle ausgewählter blühender Arten für die phänologisch differenzierte Analyse der Daten aus dem Campo de Gibraltar

Synopse der saisonalen Vegetationsmuster in den Untersuchungsgebieten Serra de Monchique und Campo de Gibraltar

Um die saisonalen Vegetationsmuster der beiden Untersuchungsgebiete vergleichen zu können, wurden die Optima der Poisson-Regressionsmodelle der Blühphasen in der Serra de Monchique gegen diejenigen aus dem Campo de Gibraltar aufgetragen. Für Arten, die nur in einem der beiden Untersuchungsgebiete signifikante Modelle liefern oder die nur in einem der beiden Gebiete vorkommen, sind eigene Abschnitte entlang der Achsen vorgesehen (Abb. 55). Für etwa 40 % der Arten konnten signifikante Modelle für beide



Isoeto-Nanojuncetea

- Cf *Cicendia filiformis*
- Chf *Chaetopogon fasciculatus*
- Cm *Centaurium maritimum*
- Ct *Crassula tillaea*
- Ds *Dipcadi serotinum*
- Ep *Exaculum pusillum*
- Ih *Isoetes histrix*
- Jb *Juncus bufonius*
- Js *Juncus sorrentinii*
- Jt *Juncus tenageia*
- Lh *Lythrum hyssopifolia*
- Pl *Pinguicula lusitanica*
- Rb *Romulea bulbocodium*
- RI *Radiola linoides*
- SI *Solenopsis laurentia*
- Sp *Scirpus pseudosetaceus*

Tuberarietea

- Ag *Allium guttatum*
- Ao, Aa *Anthoxanthum ovatum*,
A. aristatum
- Ap, At *Agrostis pourretii*,
A. tenerrima
- At *Aiopsis tenella*
- Bd *Brachypodium*
distachyon
- Bm *Briza maxima*
- Ca *Crucianella angustifolia*
- Cc *Chaetonychia cymosa*
- Cl *Campanula lusitanica*
- Ee *Euphorbia exigua*
- Gf *Gaudinia fragilis*
- Jm *Jasione montana*
- Kc *Kickxia cirrhosa*

- Lg *Logfia gallica*
- LI *Leontodon longirostris*
- Lp *Lotus parviflorus*
- Oc *Ornithopus compressus*
- Op *Ornithopus pinnatus*
- Pb *Plantago bellardii*
- Pd *Pteroccephalus diandrus*
- Pe *Paronychia echinulata*
- Sha *Sherardia arvensis*
- Sis *Silene scabriflora*
- Tb *Tolpis barbata*
- Tc *Trifolium camprestre*
- Tg *Tuberaria guttata*
- Ts *Trifolium squarrosum*
- Vm *Vulpia myuros*

Begleiter

- Aa *Anagallis arvensis*
- Bmi *Briza minor*
- Epl *Echium plantagineum*
- Lb *Linum bienne*
- Pc *Plantago coronopus*
- Ps *Plantago serraria*

Abb. 55 Optima der Poisson-Regressionsmodelle für blühende Arten.
Vergleich des portugiesischen und der spanischen Untersuchungsgebiets

Gebiete geschätzt werden. Die Schwerpunkte der Arten, die für Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften bzw. Helianthemion-Gesellschaften charakteristisch sind, sind im linken unteren bzw. im rechten oberen Quadranten angesiedelt. Auf der Achse zur Serra de Monchique gibt es eine breite Überschneidungszone (0-0.5), in der die Optima von *Tuberaria guttata*, *Leontodon longirostris*, *Radiola linoides* und *Solenopsis laurentia* im vergleichsweise nassen Frühjahr 1998 sehr nahe beieinander liegen. Diese Überschneidungszone von Arten der Isoeto-Nanojuncetea und der Tuberarietea ist in der Analyse der Daten vom Campo de Gibraltar schwächer ausgeprägt. Mit Ausnahme der oben genannten Arten ist dort eine deutlichere Unterscheidung von Chronozönosen möglich.

4.4.2 Veränderung der Arten-Diversität

Da etliche Arten der untersuchten Gesellschaften sehr kurzlebig sind oder (bei Geophyten) nur in einem Teil der Vegetationsperiode oberirdisch sichtbar sind, ist auch die jahreszeitliche Veränderung der Artendiversität von Interesse. Die Artenzahlen variieren von 15 bis 25 (Abb. 56). Die Evenness ist weitgehend stabil um 0,7. Der Rückgang der Artenzahl und der Dichte mit der beginnenden Sommertrockenheit erzeugt eine Abnahme des Diversitätsindex gegen Ende des Aufnahmezeitraums. Der Shannon-Koeffizient H zeigt nur wenig Veränderung pro Höhenniveau (Abb. 56). Dieser Diversitätsindex zeigt keine klare Abhängigkeit von der Höhenlage mit Werten um 2. Die Zunahme in größeren Höhenlage um 500 m ü. NN und 710 m ü. NN Anfang Mai wird durch ansteigende Artenzahlen hervorgerufen. Das unterste Höhenniveau in Spanien zeigt mehr Arten, während in Portugal mit Ausnahme der artenarmen Höhenlage um 710 m ü. NN keine Differenzierung des Artenreichtums zu erkennen ist.

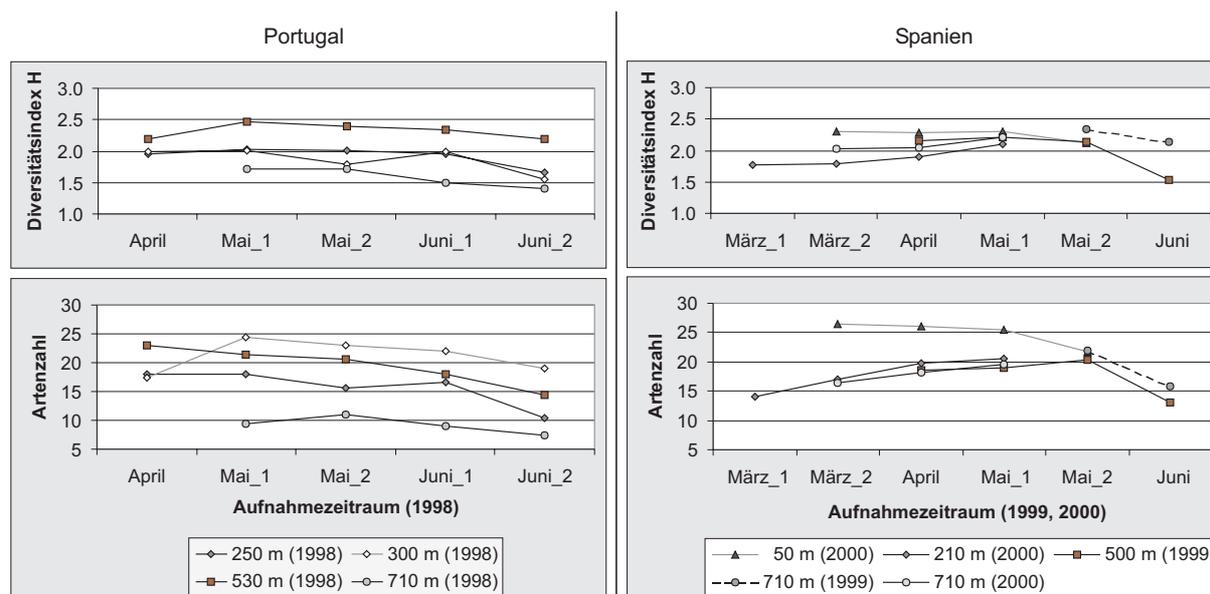


Abb. 56 Saisonale Variation der Diversität (Shannon's Entropie H) und der Artenzahlen auf portugiesischen und spanischen Dauerflächen in verschiedenen Höhenlagen.

4.4.3 Arten-Turnover innerhalb und zwischen den Beobachtungsjahren

Der saisonale Turnover-Index erreicht in beiden Untersuchungsgebieten ähnliche Werte (Abb. 57). Trotz der dynamischen Entwicklung der Vegetation wird nur ungefähr ein Drittel aller Arten in einer Aufnahme später im Jahr durch eine andere Art ersetzt. Die Turnover-Rate von einem Jahr auf das nächste ist in der Serra de Monchique ungefähr gleich groß, egal ob Frühjahrs-Aufnahmen, Sommer-Aufnahmen oder der gesamte Artenbestand betrachtet werden. Nur zwei Dauerflächen, die im Sommer sehr trocken waren, zeigen eine sehr hohe Turnover-Rate (0.78). Im Campo de Gibraltar nimmt der Turnover-Index zwischen den Jahren höhere Werte an als der saisonale Turnover-Index. Die Hälfte aller Arten, die in einem Jahr auf der Fläche vorkommen, egal aus welcher Jahreszeit, wird im folgenden Jahr durch eine andere Art ersetzt. Dies gilt auch für die Betrachtung der Artenliste des gesamten Jahres. Auf trockenen Standorten im Jahr 1999 ist die Turnover-Rate ebenfalls sehr hoch.

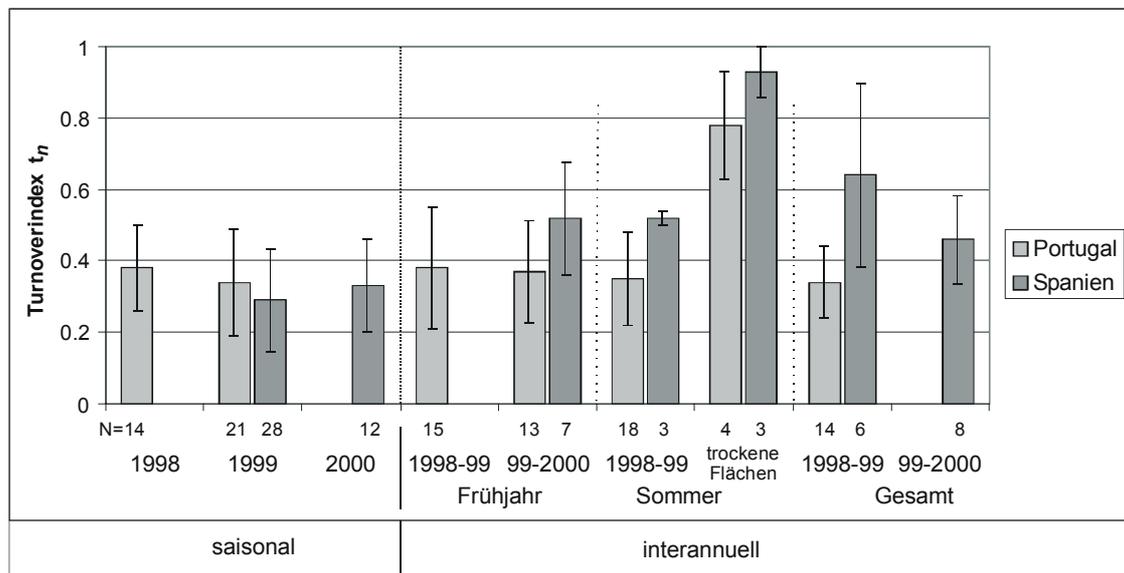


Abb. 57 Saisonaler und interannueller Arten-Turnover in Zwergbinsenvegetation, berechnet auf der Basis von Aufnahmepaaren.

4.5 Bestandsinterne Muster

Um der Frage nachzugehen, ob Muster auf Artniveau existieren, die sich in der Mesoskala bemerkbar machen, werden auf einer dritten Maßstabsebene bestandsinterne Muster untersucht. In diesem Abschnitt geht es vor allem um artspezifische Verteilungen im Raum oder um die Verteilung in Abhängigkeit von Umweltfaktoren, wie der Bodenmächtigkeit, auf Artniveau. Auch die Frage nach interspezifischer Konkurrenz, die sich in den untersuchten Zwergbinsenrasen nicht in Dominanzverhältnissen niederschlägt, kann auf dieser Maßstabsebene näher betrachtet werden.

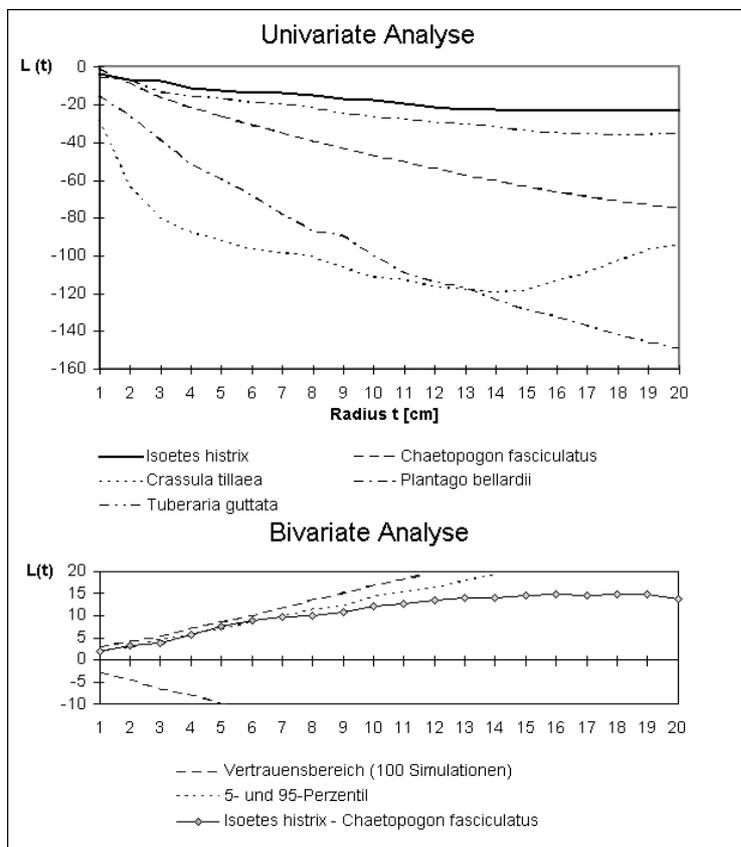
Es kommen zwei verschiedene Methoden zum Einsatz, die beide darauf abzielen räumliche Strukturen aufzudecken. Die Punktmusteranalyse mit der Ripley's *K*-Statistik zeigt an, in welchem Distanzbereich Abweichungen von einer räumlich zufälligen Verteilung der

Punkte, hier der Pflanzen, auftreten. Die mehrskalige Ordination (*multiscale ordination*) wird eingesetzt, um die Blockgröße zu bestimmen, die am stärksten zur räumlichen Varianz beiträgt. Zur feinsten räumlichen Skala der Untersuchung werden hier exemplarisch zwei Analysen an einem Beispiel beschrieben. Den Ergebnissen liegen die Daten von drei nebeneinander liegenden Dauerflächen in der Serra de Monchique (Portugal) am 3. April 1999 zu Grunde (Flächengröße 0,5 m x 1,5 m).

4.5.1 Ergebnisse der Punktmusteranalyse

Zur Analyse der Punktmuster wurde Ripley's *K*-Statistik eingesetzt. In einer univariaten Analyse wurde die Charakteristik der räumlichen Verteilung der Individuen der gleichen Art für fünf verschiedene Arten ermittelt. In der bivariaten Analyse werden die Abstände der Individuen einer Art zu den Individuen der zweiten Art untersucht. Auch hier kann mit der Methode erkannt werden, in welchem Distanzbereich Tendenzen zur Klumpung oder zu überdisperser Anordnung vorherrschen.

In der univariaten Analyse zeigt *Crassula tillaea* eine deutliche Klumpung bei einem Radius *t* von 5 cm und eine zweite Klumpung (Gruppierung von Clustern) bei *t* = 13 cm (Abb. 58). *Plantago bellardii* zeigt eine geklumpfte Verteilung bei *t* = 8 cm. *Tuberaria guttata* und *Isoetes histrix* sind schwach geklumpt verteilt. Der Kurvenverlauf von *Chaetopogon fasciculatus* weist auf eine geklumpfte Verteilung (*t* > 15 cm) bei unvollständiger Besetzung des Raumes hin.



$$K(t) = A \sum_i \sum_j w_{ij} I_t(i,j) / n^2$$

mit $i \neq j$ und $I_t(i,j) = 1$, wenn $d_{ij} \leq t$, sonst 0

A Größe der Aufnahmefläche
 t Radius
 w_{ij} Gewichtungsfaktor für Randkorrektur
 d_{ij} Distanz zwischen Punkt i und Punkt j
 n Anzahl der Elemente im Datensatz

$K(t)$ wird nach $L(t)$ transformiert gemäß:

$$L(t) = t - (K(t) / \pi)^{1/2}$$

so dass

$L(t) = 0$ bei zufälliger Verteilung
 $L(t) \gg 0$ bei überdisperser Verteilung
 $L(t) \ll 0$ bei geklumpfter Verteilung

Abb. 58 Ripley's *K* für ausgewählte Arten, Probefläche VdC-BCD

Die bivariate Analyse von *Isoetes histrix* und *Chaetopogon fasciculatus* zeigt, daß die beiden Arten überwiegend räumlich getrennt sind im Gegensatz zu eher geklumpstem Vorkommen der Einzelarten. Eine signifikante Abweichung von $L(t)$ gegenüber einer zufälligen Anordnung der beiden Punktwolken zueinander (95-Perzentil des Vertrauensbereiches aus einer Monte Carlo-Simulation nach UPTON & FINGLETON 1985) ist bei $t = 5-6$ cm zu erkennen. Es zeigt sich, daß auf der Untersuchungsfläche der Skalenbereich von 5-15 cm für Muster relevant ist, die durch *Isoetes histrix* und *Chaetopogon fasciculatus* geprägt werden.

4.5.2 Ergebnisse der *multiscale ordination*

Die *multiscale ordination* wurden mit einer Blockvarianz-Methode durchgeführt, die die Varianz in alle Richtungen erfasst. Mit der enthaltenen Hauptkomponentenanalyse (PCA) wird die Varianz auf Eigenvektoren aufgeteilt. Entsprechend können die Muster mit der raumbezogenen Darstellung der Werte dieses Eigenvektors visualisiert werden. Um die Information über die Blockgröße, die sich am stärksten auf die Varianz auswirkt mit einfließen zu lassen, wird die Grafik über die Berechnung des gleitenden Durchschnittswertes unter Einbeziehung der relevanten Blockgröße geglättet.

Das Ergebnis der *multiscale ordination* soll hier exemplarisch am ersten Eigenvektor (EV1) vorgestellt werden. Der erste Eigenvektor erklärt bei einem Eigenwert von 0,84 etwa 23 % der Varianz im Datensatz. Die Evenness von 0,32 zeigt, daß der Eigenvektor von wenigen Arten dominiert wird. Dies sind *Isoetes histrix* mit positiver und *Chaetopogon fasciculatus* mit negativer Ladung (Abb. 59).

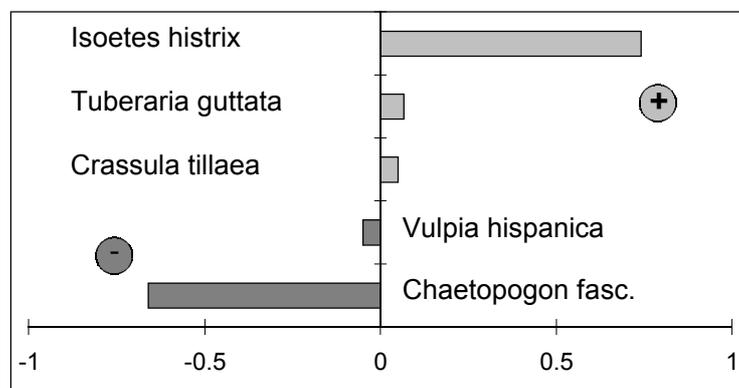


Abb. 59 Ladungen der Arten auf dem ersten Eigenvektor der *multiscale ordination*

Die Aufteilung des Eigenwertes in Anteile der Blockgrößen zeigt ihr Maximum bei Blockgröße 6, der aufgrund der Dimension der Probestfläche größtmöglichen Blockung. Ein Vergleich der gemittelten *component scores* des EV1 (Abb. 60) mit der Bodenmächtigkeit zeigt negative Ladungen bei Bodenmächtigkeiten über 8 cm und positive Ladungen bei Bodenmächtigkeiten um 4 - 8 cm.

Um von der stark abgeleiteten Methode wieder zu gut interpretierbaren Ergebnissen zu kommen, wurde die Verteilung der beiden Arten, die am stärksten zum ersten Eigenvektor der *multiscale ordination* beitragen, in Abhängigkeit von der Umweltvariablen, die den bisherigen Ergebnissen nach mit dem Muster des ersten Eigenvektors korreliert, untersucht.

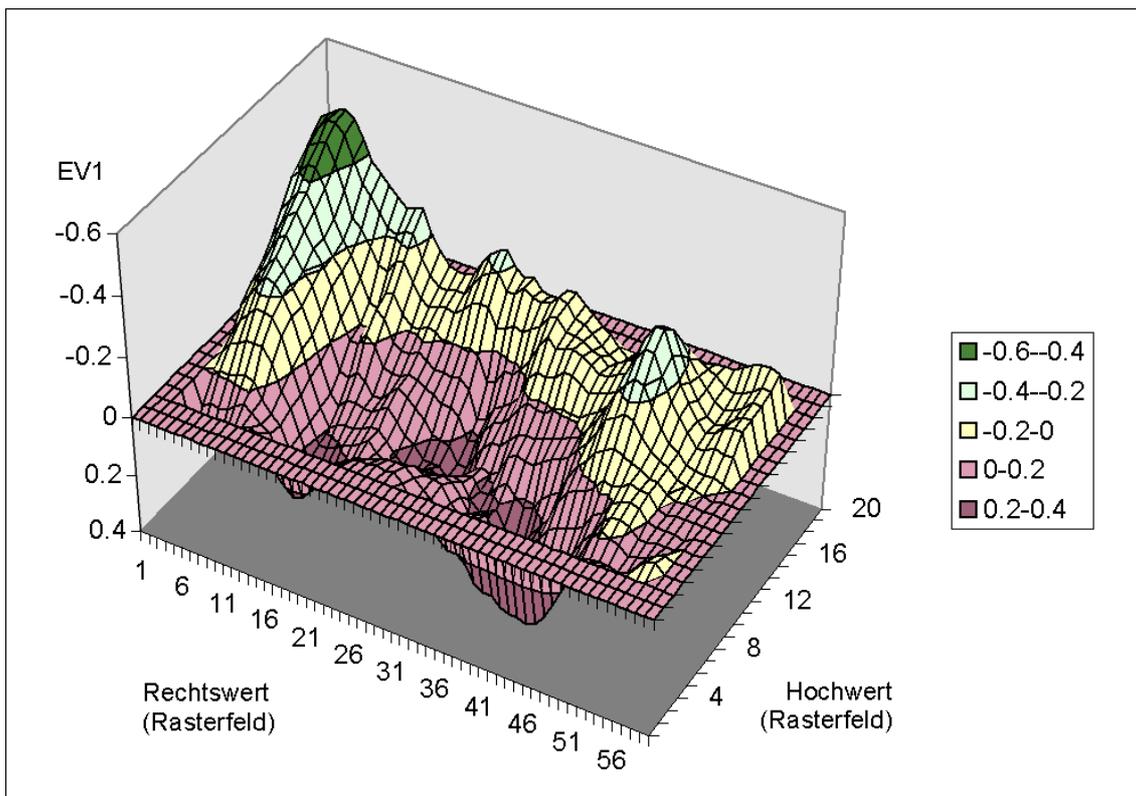


Abb. 60 Multiscale ordination, gleitender Durchschnitt der 1. Achse der PCA, Schrittweite 6

Die Häufigkeitsverteilung der beiden den EV1 dominierenden Arten über die Bodenmächtigkeit (Abb. 61) bestätigt die Annahme ihrer unterschiedlichen Einnischung. *Isoetes histrix*, eine Art mit einer relativ großen Standortamplitude innerhalb der Zwergbinsenrasen (rechtsschiefe Verteilung) hat ihren Schwerpunkt in den flachgründigen Bereichen um 6-7 cm. Das Maximum von *Chaetopogon fasciculatus*, der bei Mächtigkeiten unter 6 cm kaum anzutreffen ist, liegt in der Klasse 10-11 cm bei starker Präsenz bei Mächtigkeiten von 7-15 cm.

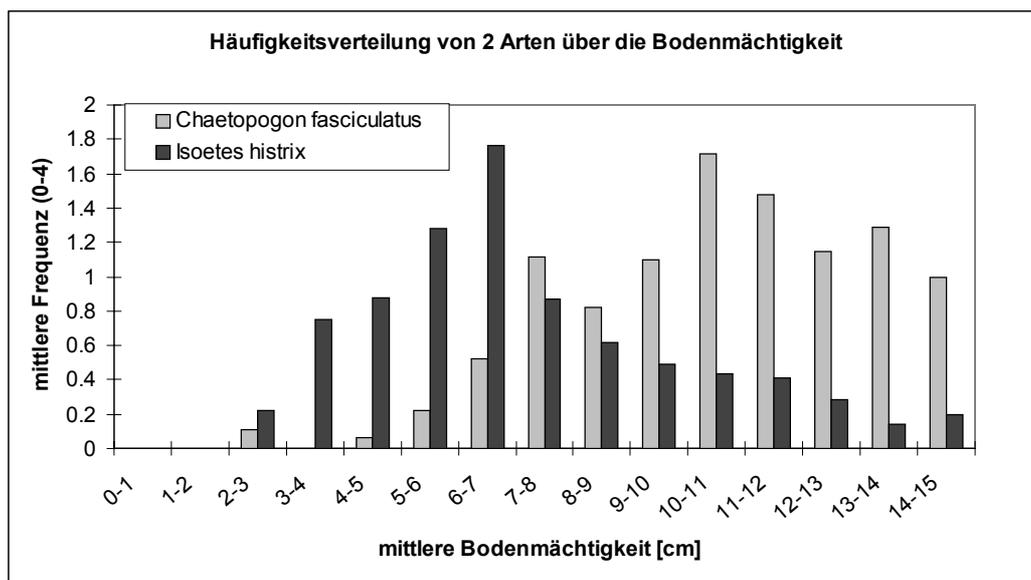


Abb. 61 Häufigkeitsverteilung zweier Arten über die Bodenmächtigkeit

5 Diskussion

Die Diskussion folgt nicht strikt der Reihung der Ergebnisse. So werden zunächst die Vegetationsklassifikation und die standörtlichen Untersuchungen erörtert, um im Anschluss die Lage der Zwergbinsenrasen in der Landschaft auf verschiedenen Gliederungsniveaus diskutieren zu können. Es folgen die Diskussion der mesoskaligen Untersuchungen und zuletzt der feinskaligen Analysen, die auch die zeitliche Entwicklung der Zwergbinsenrasen umfassen. Die wesentlichen Aussagen werden am Ende jedes Abschnittes noch einmal zusammengefasst.

5.1 Vegetationsklassifikation

Aus der Vielzahl der innerhalb der Klasse Isoeto-Nanojuncetea beschriebenen Pflanzengesellschaften, aber auch nur der mediterranen Ordnung Isoetalia (BRULLO & MINISSALE 1998, RIVAS-MARTÍNEZ et al. 2001) wird in der vorliegenden Untersuchung nur ein kleiner Ausschnitt betrachtet. Die Gründe dafür sind verschieden gelagert:

- Arealgeografisch: Nicht alle Assoziationen sind in den Untersuchungsgebieten vertreten.
- Es war nicht das Ziel der Arbeit, alle Zwergbinsenrasengesellschaften der Serra de Monchique und des Campo de Gibraltar zu erfassen und zu vergleichen. So blieb etwa der im Untersuchungsgebiet sehr seltene Standorttyp „Temporäre Stillgewässer“ unberücksichtigt. Ein Beispiel für letzteren tritt mit dem *Junco pygmaei*-Isoetum velati in der Laguna del Ingeniero bei Alcalá de los Gazules auf (GALÁN DE MERA 1993, RUDNER et al. 1999).
- Die hier vorgelegten Ergebnisse der mehrjährigen Untersuchung auf Dauerflächen zeigt das enorme Ausmaß der Fluktuation der Arten von Jahr zu Jahr. Dies führt in der Konsequenz zur Zurückhaltung beim Aufspalten von Vegetationseinheiten und zu einem breiten Assoziationskonzept mit mehreren Ökophasen.

Aber auch RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2002) reduzieren die Anzahl der Zwergbinsenrasengesellschaften durch Zuordnung zu anderen bestehenden Gesellschaften in wenigstens drei Fällen, wie das bereits in den 1950er Jahren mehrfach geschah (POTTIER-ALAPETITE 1952, CHEVASSUT & QUEZEL 1956). Im wesentlichen wird bezüglich der Synsystematik der Übersicht von RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2001) gefolgt. Der Zuordnung von Aufnahmen aus dem Untersuchungsgebiet, die zunächst zum Isoeto-Radioletum gestellt wurden (RUDNER et al. 1999), zum *Junco*-Isoetum durch MOLINA (im Druck) wird entsprochen. Diese Gesellschaft wird aber anders als bei RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2002) nicht dem Isoetion, sondern BRULLO & MINISSALE (1998) folgend dem Cicendio-Solenopsion zugeordnet.

In den Ergebnissen der pflanzensoziologischen Untersuchungen spiegeln sich zum Teil die standörtlichen Unterschiede der beiden Arbeitsgebiete wider. So sind einige Gesellschaften nur in Spanien verbreitet, während andere eine größere Differenzierung im portugiesischen Untersuchungsgebiet aufweisen. Sandtrockenrasen sind in der Serra de Monchique standörtlich und floristisch vielfältiger. Dort lassen sich vier neue Subassoziationen des *Helianthemo-Plantaginetums* abtrennen. In der Sondersituation mit großer Nebelhäufigkeit und anhaltender Staunässebeeinflussung ist im Campo de Gibraltar das Isoetum durieui

anzutreffen. Verschiedene Binsenarten (*Juncus hybridus*, *J. sorrentinii*, *J. tenageia*) sind nur im spanischen Teil der Aufnahmen vertreten.

Aus dem Campo de Gibraltar wird von PÉREZ LATORRE et al. (1999) das Trifolio cherleri-Plantaginetum bellardii Rivas Goday 1957 belegt. Das Fehlen von *Trifolium cherleri* in allen Aufnahmen der Gesellschaft innerhalb der vorliegenden Arbeit erlaubt bei gleichzeitig nur schwacher Präsenz anderer Charakterarten (*Hypochaeris glabra*, *Paronychia echinulata*, *Stachys arvensis*) keine Zuordnung zu dieser Gesellschaft. Auch wenn das Auftreten von *Chaetopogon fasciculatus* die in der Beschreibung genannten Übergänge zum Loto-Chaetopogonetum aufzeigt, werden diese Aufnahmen hier dem Helianthemo-Plantaginetum bellardii Aubert & Loisel 1971 zugeordnet, das dem Trifolio cherleri-Plantaginetum bellardii sehr nahe steht (AUBERT & LOISEL 1971).

Insgesamt ist die floristische Abgrenzung der Vegetationseinheiten im Campo de Gibraltar weniger deutlich als in der Serra de Monchique. Das stärkere Rauschen im Datensatz liegt einerseits an einem größeren Anteil standörtlicher Übergänge, insbesondere hin zu Beständen mit ausdauernden Arten. Andererseits rührt es auch von einer stärkeren zeitlichen Überschichtung von Elementen der Isoeto-Nanojuncetea und der Helianthemetea her. Die Ursachen sind in dem weniger akzentuiert verlaufenden Bodenwasserverhältnissen zu sehen. Die Bodenmächtigkeiten sind nicht so scharf abgegrenzt wie in den Grusdecken der Serra de Monchique. Aufgrund des geringeren Grobporenanteils treten häufiger Staunässeverhältnisse auf und es ist mit verzögerter Austrocknung aufgrund von kapillarem Aufstieg zu rechnen.

Übergänge zu ausdauernden Rasen wurden in der Serra de Monchique nur auf mächtigeren Abschnitten von Grusdecken erfasst, wo *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen bei größerer Mächtigkeit auftreten. Übergänge zu Sumpf- oder Grünlandgesellschaften wurden dort aufgrund der Einbettung in eine eher felsige Landschaft nicht angetroffen. Diese sind möglicherweise in den Tälern im Tonschiefer-Bereich, der den Syenitkern umgibt, anzutreffen. Die Arbeit war jedoch auf den Syenitbereich in der Serra de Monchique beschränkt.

Zusammenfassung der Diskussion zur Vegetationsklassifikation

1. Die synsystematische Zuordnung (vgl. Tab 6, 7) entspricht weitgehend RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2001, 2002).
2. Standörtliche Unterschiede der Untersuchungsgebiete spiegeln sich in der Reihe der erfassten Pflanzengesellschaften und auch in der unterschiedlich scharfen Abtrennung der Einheiten voneinander wider.
3. Die erfasste Flora der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich durch das Vorkommen einiger Binsenarten im Campo de Gibraltar und einige Geophyten und annuelle Arten, die nur in der Serra de Monchique auftreten.
4. Für die Serra de Monchique werden vier Subassoziationen des Helianthemo-Plantaginetums neu beschrieben. Im Campo de Gibraltar werden einige Bestände erstmals dem Helianthemo-Plantaginetum statt dem Trifolio-Plantaginetum zugeordnet.
5. Das Loto-Chaetopogonetum wird erstmals für die Serra de Monchique belegt.

6. Das Laurentio-Juncetum pinguiculetosum wird für die Serra de Monchique eingehender belegt als dies bei RUDNER et al. (1999) der Fall war.
7. Im Campo de Gibraltar wurden die Zwergbinsenrasen mit Verzahnungen zu ausdauernden Rasengesellschaften oder Anagallido-Juncion Sümpfen und auch im Unterwuchs von Korkeichenwäldern dokumentiert. Damit wurde der Standort der Arten in trockeneren Jahren mit erfasst.

5.2 Ökologie der Standorte

In diesem Abschnitt werden die Untersuchungen zu den Böden, zur Grusdeckendynamik und zum Verlauf des Bodenwasserhaushalts diskutiert. Die Erkenntnisse werden im Weiteren in die Diskussion der Vegetationsmuster mit einbezogen.

5.2.1 Böden

5.2.1.1 Böden in der Serra de Monchique

Die Böden zeigen eine sehr günstige Wasserversorgung für die Pflanzen. Die engen Grobporen liegen um 8% und die Mittelporen meist bei 17%, wodurch sich eine nutzbare Feldkapazität (Summe aus engen Grobporen und Mittelporen) von etwa 25% errechnet, was für locker gelagerte stark schluffige Sande typisch scheint (vgl. AG BODEN 1994). Tone spielen eine geringe Rolle, der Anteil der Feinporen um 10% ist z.T. sicher auch organischer Substanz zu verdanken (vgl. SCHACHTSCHABEL et al. 1984). Durch den hohen Anteil an weiten Grobporen ist auch bei starker Durchfeuchtung nach Niederschlägen im Winterhalbjahr eine gute Durchlüftung (hohe Luftkapazität) gegeben. Die Entwässerung verläuft relativ gleichmäßig (pF-Wg-Kurve \pm linear), auch die Wasserleitfähigkeit müsste bis in höhere pF-Bereiche relativ gut bleiben. Durch die dünne Grusauflage (in pF-WG-Messung nicht enthalten) kommt es zeitig zu einem Abreißen des Kapillarstromes zur Oberfläche, so dass die Evaporation herabgesetzt wird. Die Böden in den Grusdecken haben eine ideale Struktur, um eine möglichst gute Wasserversorgung zu gewährleisten. Begrenzend wirkt hier in erster Linie die geringe Bodenmächtigkeit.

5.2.1.2 Böden im Campo de Gibraltar

Im Campo de Gibraltar ist in den seltensten Fällen die Mächtigkeit des Bodens entscheidend für das Auftreten von Zwergbinsenrasen. Diese ist in der Regel deutlich größer als in der Serra de Monchique und kann so den geringeren prozentualen Anteil der nutzbaren Feldkapazität durch einen vergrößerten Wurzelraum kompensieren. Wesentlich ist dagegen der Staunässeinfluss, der in den Böden auch von JORDÁN LÓPEZ et al. (1999) festgestellt wurde.

Die Porenverteilung ist im Campo de Gibraltar in erster Linie der Lokalität und nicht so stark den einzelnen Vegetationseinheiten zuzuordnen. So stockt ein Laurentio-Juncetum-Bestand auf einem Boden mit ähnlicher Charakteristik wie das Helianthemo-Plantaginetum mit einem Übergang zur erstgenannten Gesellschaft. Und ein, wenn auch relativ hoch-

wüchsiger Bestand einer Helianthemion-Basalgesellschaft steht auf einem Boden mit einer höheren nutzbaren Feldkapazität als das Laurentio-Juncetum. Die Rolle der Topografie und des daraus resultierenden Staunässeinflusses scheint hier die Wirkung der Porenverteilung zu überwiegen.

Das Loto-Chaetopogonetum benötigt im Frühsommer eine längere Wasserversorgung, was durch einen größeren Anteil an feineren Poren begünstigt wird. Dies kann mit dem Befund von HACKE et al. (2000), dass bei niedrigem Wasserpotential (ab $-0,5$ MPa) das Wasser in sandigen Böden im Vergleich zu lehmigen Böden nur noch sehr schlecht zu nutzen ist, erklärt werden. Dazu müssen die charakteristischen Arten physiologisch in der Lage sein, das Wasser bei stärker negativem Matrixpotential zu nutzen.

Die sandig-lehmigen Böden, die in der Erstbeschreibung des Loto-Chaetopogonetums (RIVAS-MARTÍNEZ et al. 1980) als Standort genannt werden, liegen auch im Untersuchungsgebiet vor. Die Isoetion-Standorte, von welchen MOOR (1936) berichtet, sind lehmig tonige Böden in feuchten Senken oder an schmalen Pfaden. Allenfalls dem Isoetum durieui wird ein sandig-toniger Boden zugebilligt, wie er auch im Campo de Gibraltar gegeben ist.

Die Böden an Standorten des Isoetums durieui in der Sierra de la Luna besitzen ein vergleichsweise kleines Porenvolumen. Durch anhaltende Nebellagen kommt es zu lang anhaltender Staunässe und ausreichender Wasserversorgung bis in den Sommer. In dieser Situation gewinnt der Energiehaushalt an Gewicht. Unterschiede im Zeitpunkt des Abtrocknens der obersten Bodenbereiche können hier über die bessere Belüftung und die raschere Erwärmung zur Differenzierung der Zwergbinsenvegetation beitragen.

5.2.1.3 Vergleich der bodenphysikalischen Kennwerte

Die Böden in der Serra de Monchique und die Böden im Campo de Gibraltar unterscheiden sich sehr stark in ihrer Porenverteilung und damit im Wasserhaushalt. Der Einfluss der Übergrusung auf das Ergebnis der Ordination ist vernachlässigbar. Die Differenzierung der portugiesischen von den spanischen Standorten ergibt beim Ausblenden des Grusanteils am Oberboden das gleiche Bild. Die geringere Austrocknungsresistenz durch den fehlenden Grusschleier kompensieren die spanischen Böden durch eine größere Mächtigkeit der wasserleitenden Horizonte. Eine weitere Folge der Porenverteilung ist das Fehlen redoximorpher Merkmale in den Böden der Serra de Monchique. Die kann sich auf die Artenzusammensetzung der Zwergbinsenrasen auswirken.

5.2.1.4 Bodenchemische Untersuchungen

Die Untersuchungen zur Bodenchemie wurden angestellt, um einerseits zu klären, ob die Zwergbinsenrasen-Standorte im Untersuchungsgebiet nährstofflimitiert sind, und andererseits auch diesbezüglich die Untersuchungsgebiete miteinander vergleichen zu können. Eine direkte Analyse der Abhängigkeit des Vorkommens einzelner Arten von den bodenchemischen Verhältnissen wurde nicht angestrebt.

Die Untersuchungen zeigen in erster Linie, dass die Zwergbinsenrasen-Standorte in der Serra de Monchique einen höheren Humusanteil haben. Dies mag daher rühren, dass vor Ort entstandene und eingetragene Humuspartikel zwischen den Gruskörnern nach unten

verlagert werden und nicht so schnell lateral weiterverfrachtet werden, sondern unter der Grusdecke akkumulieren können. Bei vergleichbaren pH-Werten sind auch die Kationengehalte dort etwas höher. In den Böden der Campo de Gibraltar liegen die gemessenen Kationengehalte der Böden ähnlich wie die Messungen von QUILCHANO & MARAÑON (2002) im Korkeichenwald des Naturparks Los Alcornocales.

Der gegenläufige Zusammenhang der Kaliumgehalte mit der Meereshöhe in den beiden Untersuchungsgebieten – in der Serra de Monchique steigt der Kaliumgehalt mit der Höhe, im Campo de Gibraltar sinkt er – kann mit Auswaschungseffekten erklärt werden. Im Campo de Gibraltar sind die Hochlagen anhaltend staunass, der Unterboden ist jedoch nicht absolut dicht und auch laterale Strömung ist möglich. In der Serra de Monchique dagegen wurden in der oberen Höhenstufe abflusslose Gruswannen untersucht, bei welchen eine vertikale oder laterale Verlagerung aus dem Boden nicht in Frage kommt. Insgesamt trifft die Einschätzung zu, dass die Böden beider Untersuchungsgebiete als gering bis mittel nährstoffversorgt angesehen werden können und vergleichbare bodenchemische Verhältnisse herrschen.

Zusammenfassung der Diskussion zu den Böden

1. Die Böden in den Grusdecken werden als Ranker (Leptosols) mit großer Luftkapazität und ohne redoximorphe Merkmale klassifiziert.
2. Die Böden in den Grusdecken der Serra de Monchique besitzen eine sehr günstige Wasserversorgung für die Pflanzen. Letztere ist andererseits durch die geringe Mächtigkeit der Böden limitiert.
3. Die Böden an Standorten für Zwergbinsenrasen im Campo de Gibraltar werden als Pseudogleye (Planosols) klassifiziert. Der Schichtwechsel liegt in der Regel um 1 – 4 dm Tiefe.
4. Die Mächtigkeit der Böden im Campo de Gibraltar ist deutlich größer als in der Serra de Monchique und damit nicht entscheidend für das Auftreten von Zwergbinsenrasen. Der geringere Anteil an nutzbarer Feldkapazität kann durch größere Mächtigkeit des Solums kompensiert werden.
5. Die Porenverteilung hat kaum Einfluss auf die Verteilung der Zwergbinsenrasen-Gesellschaften. Lediglich Loto-Chaetopogonetum-Standorte heben sich durch einen größeren Anteil an Feinporen ab.
6. Böden mit schlechter Wasserversorgung können an Standorten mit großer Nebelhäufigkeit ebenfalls Zwergbinsenrasen tragen.
7. Böden in Grusdecken sind lockerer gelagert als Böden in Sandsteinschutt. Sie haben entsprechend eine größere Luftkapazität und eine bessere Luftleitfähigkeit.
8. Die Böden der Untersuchungsgebiete sind gering bis mittel nährstoffversorgt und unterschieden sich bezüglich der Nährstoffverfügbarkeit nur geringfügig.

5.2.2 Dynamik der Grusdecken

Es muss festgehalten werden, dass die Verlagerung der Grusdecken mit Erosion der Oberkante auf sehr starke Niederschlagsereignisse begrenzt ist, die entsprechend starken Oberflächenabfluss hervorrufen. Der Regelfall des Materialtransports an Grusdecken ist der Materialeintrag an der Obergrenze der Grusdecke und gegebenenfalls die Erosion von Feinmaterial an der Unterkante. Zum Materialeintrag in durchschnittlichen Jahren liegen leider keine Daten vor. Die Niederschlagsdaten von Monchique legen nahe, dass Materialverlagerungen mit Erosion an der Obergrenze der Grusdecken im Mittel alle 10 bis 20 Jahre auftreten. Der Durchbruch von Grusdecken und die Verlagerung kompletter Abschnitte wird wohl auf den Oberflächenabfluss nach 100-jährige Niederschlagsereignissen beschränkt sein (BRANDÃO et al. 2001).

Der kontinuierliche Eintrag von Grus und Feinmaterial am oberen Rand der Grusdecken stellt eine mechanische Belastung dar. Dazu muss vom Keimling die an diesen Stellen dickere Grusschicht zunächst durchdrungen werden, um ausreichend Licht zu erhalten. In Bereichen mit starkem Gruseintrag ist die Vegetation entsprechend offen. Das Vorkommen von *Arenaria conimbricensis* an diesen Stellen wird mit der zeitlichen Einnischung, d.h. Auflaufen nach Ende der Periode mit starken Niederschlägen und rasche Entwicklung vor der sommerlichen Trockenheit, erklärt. Die Verlagerung ganzer Abschnitte von Grusdecken führt an anderer Stelle zur Überlagerung mit dem transportierten Material. Bis die vorher an dieser Stelle vorhandene Vegetation durch die Überlagerung durchwächst oder diese kolonisiert, können bei günstiger Niederschlagsverteilung dort Zwergbinsenrasen aufwachsen.

Aus dem Mechanismus allmählicher Aufgrusung am oberen Rand und der Erosion von Feinmaterial am unteren Rand ließe sich das langsame Wandern der Grusdecken bergaufwärts ableiten. Zieht man die beträchtliche Erosion der Grusdecken nach Starkregenereignissen in Betracht, kann man allenfalls davon ausgehen, dass sich Aufschüttung und Abtransport des Feinmaterials die Waage halten. Der Gruseintrag wirkt als mechanische Belastung und führt über die Ansammlung wachsender Grusmächtigkeiten zu relativ trockenen Verhältnissen am oberen Rand von Grusdecken – eine Situation an die das *Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum* angepasst zu sein scheint. Das feinere Material wird vom abfließenden Wasser beim Einsickern in die Grusdecken bis unter die Grusschicht transportiert, was eine gewisse Sortierung der Fraktionen bewirkt. Eine derartige Sortierung ist auch aus Feinmaterialansammlungen auf Granit in zwei weiteren portugiesischen Gebirgen bekannt (VIEIRA 1999).

Zusammenfassung der Diskussion zur Grusdeckendynamik

1. Die Grusdecken verlagern sich langsam bergan, solange keine besonders starken Oberflächenabflüsse die Grusdecken erodieren.
2. Bei starken Oberflächenabflüssen in der Folge extremer Niederschlagsereignisse kann es zur Erosion der Grusdecken am oberen Rand und zur Verlagerung des Materials hangabwärts kommen.
3. Es wird insgesamt eine ausgeglichene Dynamik angenommen.

5.2.3 Verlauf des Bodenwasserhaushalts

Der Verlauf des Bodenwasserhaushalts über die drei Messjahre zeigt sehr klar die direkte Abhängigkeit der Zwergbinsenrasen-Standorte von Niederschlägen und ihre rasche Reaktion, wie sie bereits von POTTIER-ALAPETITE (1952) für Tunesien erwähnt wurde. Bei den winterlichen Temperaturen um 10°C ist es auch möglich, dass mehr als zehn niederschlagsfreie Tage ohne nennenswerte Austrocknung der Böden überstanden werden. Bei Frühlings- oder Sommertemperaturen erfolgt eine deutliche Austrocknung meist bereits nach einer regenfreien Woche. Sehr deutlich wird auch die Variabilität der Bodenwasserverhältnisse in verschiedenen Jahren. Im beobachteten Zeitraum verschob sich die erste deutliche frühsommerliche Austrocknung von Anfang Mai 1998 bis Anfang März im Jahr 2000. Ebenfalls wird deutlich, dass ein niederschlagsarmer Winter (1998/99) auch zum Jahreswechsel eine Phase starker Austrocknung mit sich bringen kann.

Während kurzzeitige Schwankungen des Bodenwasserpotentials zu Beginn der Vegetationsperiode zur Förderung der Keimung beitragen (KOLLER & HADAS 1982), können starke Austrocknungsphasen nach dem Auskeimen durchaus zum Ausfall einer großen Menge von Keimlingen bzw. Jungpflanzen führen. Dabei ist zu beachten, dass das Wurzelwachstum auch bei Wasserpotentialen von < 1 MPa noch möglich ist (LÖSCH 2001). Für Mais wurde als Grenze -1,4 MPa festgestellt (SHARP et al. 1988), die Austrocknung müsste wenigstens im durchwurzelten Bereich bis zum permanenten Welkepunkt reichen, um irreversible Schäden hervorzurufen. Andererseits kann es bei Trockenstress artabhängig zu verzögertem Wurzelwachstum kommen, was die Verschiebungen in der Bestandsstruktur nach sich ziehen kann (WEIGELT et al. 2000). Nach SCHWINNING & EHLERINGER (2001) sind Winterannuelle für ihre Vegetationsdauer auf gleichmäßige Wasserversorgung angewiesen und ertragen keine Absenkung des Wasserpotentials unter -3,5 MPa, um sich erfolgreich entwickeln zu können. Ausgeprägte Trockenperioden im Winter sind daher als sehr kritisch für die Entwicklung der Zwergbinsenrasen zu sehen.

Die Bedeutung der Sauerstoffversorgung im Boden, die durch anhaltende Wassersättigung beeinträchtigt wird, wird zwar in verschiedenen Untersuchungen bestätigt (z.B. PÉLISSIER et al. 2001), in einem Modellansatz zeigen jedoch COOK & KNIGHT (2003), dass es nicht eine feste Grenze bei z.B. 10% Luftvolumen im Boden geben kann, sondern, dass Luftvolumen, Sauerstoff-Partialdruck in der Bodenluft und im Bodenwasser und die mikrobielle Atmung sich gegenseitig beeinflussen und die Definition von Sauerstoffmangelverhältnissen deutlich komplexer ist als bisher angenommen. Betrachtet man zusätzlich Mechanismen, die Sauerstoff ins Substrat einbringen (VAHLE 1999), so wird der Einfluss gesättigter Bodenwasserverhältnisse und damit schlechter Bodenluftversorgung relativiert.

Der Einfluss der Bodenmächtigkeit auf Verlauf und Stärke von Austrocknungsereignissen wird mit den Messungen aus zwei Vegetationsperioden im portugiesischen Arbeitsgebiet belegt. Der permanente Welkepunkt wird bei der sommerlichen Austrocknung in der mächtigeren Grusdecke jeweils eine Woche später als in der geringmächtigen Grusdecke erreicht. Dies bedeutet eine um eine Woche längere Vegetationszeit bei einem Unterschied der Bodenmächtigkeit von 10 cm.

Der stärkere Anstieg des Matrixpotentials im geringmächtigen randlichen Teil der Grusdecke und die anschließende schwächere Austrocknung sind ein klarer Hinweis darauf, dass der Randbereich der Grusdecke bei geringen Niederschlagsmengen stark von den

Wassermengen profitiert, die aus benachbarten Felsbereichen zufließen. Die Menge des Zuschusswassers ist zu gering, als dass sie sich auch in den weiter vom Rand entfernten und mächtigeren Bereichen auswirken könnte. Im Randbereich kann es jedoch entscheidend den Verlauf des Bodenwasserpotentials und schließlich der Vegetationsentwicklung beeinflussen.

Die Zwergbinsenstandorte zeigen bezüglich des Bodenwasserhaushalts in beiden Untersuchungsgebieten ähnliche Eigenschaften. Der Verlauf reagiert rasch auf die Witterungsbedingungen und ist auch stark akzentuiert (vgl. MONTROYA & MESÓN 1994). Lediglich die größere Höhenlage im Campo de Gibraltar hebt sich durch eine durchgehend langsame Entwicklung und zögerliche Austrocknung, vor allem bedingt durch häufige Nebellagen, hervor. Bei dem vergleichsweise eingeschränkten Porenvolumen in den Böden ist dies auch eine Voraussetzung für die Existenz von Zwergbinsenrasen. Gruswannen in Kuppenlage, die ein nur sehr geringes Einzugsgebiet haben, also von daher eher zur Definition von *vernal pools* (KEELELY & ZEDLER 1998, PYKE 2004a) als *ephemeral flush vegetation* passen könnten, reagieren rascher auf trockene Witterungsverhältnisse als Grusdecken in Hanglage. So ist auch in der Serra de Monchique für das Auftreten von Arten der Zwergbinsenrasen in diesen Kuppenlagen ein erhöhter Anteil an Bewölkung im Frühjahr förderlich.

Das Loto-Chaetopogonetum, das vermutlich länger im Jahr günstige Bodenwasserverhältnisse benötigt, konnte erst im dritten Jahr (2000) ins Messprogramm integriert werden. Häufige Niederschläge ab der zweiten Märzhälfte machten durch entspannte Bodenwasserverhältnisse an allen Standorten diesen Vergleich unmöglich. Aus den gemessenen Zeitreihen zum Bodenmatrixpotential werden jedoch Parameter abgeleitet, die in die Ordination der Aufnahmen von Dauerflächen eingingen. Dies wird in Kapitel 5.5 diskutiert.

Zusammenfassung der Diskussion zum Bodenwasserhaushalt

1. Die direkte Abhängigkeit des Bodenwasserpotentials bei Zwergbinsenrasen vom Witterungsverlauf, insbesondere den Niederschlägen, kann nachgewiesen werden.
2. Die Variabilität der Bodenwasserverhältnisse zwischen den Jahren wird dokumentiert. So wird gezeigt, dass es Verschiebungen der ersten starken Austrocknung im Frühjahr um zwei Monate geben kann.
3. Der Einfluss der Mächtigkeit von Grusdecken auf Verlauf und Stärke von Austrocknungsereignissen wird dargelegt. Ein Unterschied der Bodenmächtigkeit von 10 cm kann eine Verlängerung der Vegetationszeit um eine Woche bewirken.
4. Die Rolle rasch abfließender felsiger Teileinzugsgebiete insbesondere bei schwachen Niederschlägen für die Zwergbinsenrasenstandorte wird gezeigt.
5. Der zeitliche Verlauf des Bodenwasserpotentials ist in beiden Untersuchungsgebieten trotz unterschiedlicher Böden vergleichbar.
6. In Kuppen- oder Sattellagen mit geringer Wasserspeicherkapazität der Böden sind für das Auftreten von Zwergbinsenrasen Witterungsverhältnisse erforderlich, die die Austrocknung verzögern, wie z.B. Nebellagen.

5.2.4 Mikroklima

Temperatursummen

Der Vergleich der Temperatursummen über einen Monat zeigt klar einen Höhengradienten auf, der bei etwa 5% pro 100 Höhenmetern liegt. Da das Optimum der Photosyntheseleistung bei krautigen Sonnenpflanzen zwischen 20° und 30°C liegt, bei Winterannuellen auch tiefer bei 10°-20°C (LARCHER 1980), zeichnen die Werte, die unter Verwendung der Temperaturgrenzen (10°C und 35°C) nach SNYDER et al. (2001) berechnet wurden ein treffendes Bild, der Abhängigkeit der Standortverhältnisse der Zwergbinsenrasen von der Höhenlage. Daraus folgt beim Vergleich des Verlaufs des Bodenwasserpotentials in Grusdecken am Hang und in Gruswannen in Kuppenlage in größerer Höhe, dass für die Entwicklung der Pflanzen in der Kuppenlage insgesamt weniger Zeit zur Verfügung steht, da vergleichbare Temperatursummen deutlich später erreicht werden als in tieferen Hanglagen, die sommerliche Austrocknung aber zu einem ähnlichen Zeitpunkt einsetzt.

Die Untergrenze der in den Temperatursummen berücksichtigten Werte ist in erster Linie in den kälteren Monaten relevant, was sich durchaus bis in den Mai hinein bemerkbar machen kann, wie die Ergebnisse aus dem Campo de Gibraltar für die tiefen und hohen Lagen zeigen.

Tagesgänge

Die deutlich erhöhte Evapotranspiration in 710 m Höhe ü. NN ist auf den Einfluss des starken Windes am Messtag zurückzuführen, da sowohl die Temperatursumme in 10 cm Höhe als auch der Energieeintrag aus der Globalstrahlung gegenüber den Messungen auf 530 m Höhe ü. NN reduziert waren. Die Abhängigkeit von der direkten Einstrahlung wird durch die Unterschiede der Messungen mit und ohne Beschattung hervorgehoben. Die Temperatursumme ist jedoch nicht entscheidend, wie die Ähnlichkeit der Evaporationswerte auf 250 m ü. NN und 530 m ü. NN bei gleichzeitig großen Unterschieden in den Temperatursummen zeigt. Der reduzierte Energieeintrag aus der Globalstrahlung resultiert in der oberen Höhenstufe aus der wechselnden Bewölkung. Dies spiegelt sich in den Temperatursummen wieder, die sich jedoch im erwarteten Rahmen von denjenigen der mittleren Höhenstufe unterscheiden (- 10 %).

Schlussfolgerungen

Es ist in höheren Lagen von einer verlangsamten bzw. verspäteten Entwicklung der Vegetation auszugehen. Das Verhältnis der Temperatursummen zwischen tiefen und hohen Lagen beträgt 5 : 4 bis 4 : 1. Dabei sind die Differenzen früher im Jahr deutlich höher. Der Vergleich der gemessenen Tagesgänge zeigt eine starke Annäherung der Verhältnisse im Juni. In tieferen Lagen wird ein optimaler Temperaturbereich eher überschritten als in Hochlagen. Es können vom Energieangebot her ähnlich gute Bedingungen für die Entwicklung der Pflanzen in den verschiedenen Höhenlagen angenommen werden. Der Faktor Wind, der die Evapotranspiration entscheidend beeinflusst, muss jedoch mit in die Überlegungen einbezogen werden, da durch starke Windgeschwindigkeiten eine Verdopplung der potentiellen Evapotranspiration erreicht werden kann.

Zusammenfassung der Diskussion zum Mikroklima

1. Der Höhengradient der Temperatursummen wird quantifiziert.
2. Bei den Temperatursummen, die nach dem *degree day*-Ansatz nach SNYDER et al. (2001) berechnet wurden, wirkt sich die untere Schwellentemperatur in den höheren Lagen in den Winter- und Frühlingsmonaten aus.
3. Für die Entwicklung in den höheren Lagen der Serra de Monchique steht weniger Zeit zur Verfügung, da zu tieferen Lagen vergleichbare Temperatursummen erst später im Jahr erreicht werden, die Austrocknung aber ähnlich rasch und etwa zum gleichen Zeitpunkt wie in tieferen Lagen erfolgt.
4. Windexponierte (Kuppen-)lagen sind deutlich erhöhter potentieller Evapotranspiration ausgesetzt.
5. Die verspätete Entwicklung in den höheren Lagen kann durch günstige Temperaturen im Juni, die eher im Optimal- als im oberen Grenzbereich liegen, aufgeholt werden, wenn genügend Wasser zur Verfügung steht.

5.3 Großräumige Vegetationsmuster

Zwergbinsenrasen sind in beiden Untersuchungsgebieten an ähnliche Reliefsituationen gebunden. Ob in größeren Höhenlagen in Muldensituationen oder in unterschiedlicher Höhenlage an Hangverflachungen, es muss eine Balance zwischen guter bis üppiger Wasserversorgung im Winterhalbjahr und rascher Austrocknung im Frühsommer geben. Die Größe der spezifischen Einzugsgebiete ist neben einer oberflächennahen wasserstauenden Schicht im Boden für diese Balance wesentlich, da bei zu großem Einzugsgebiet die sommerliche Austrocknung nicht in der erforderlichen Stärke eintritt und diese Standorte dann von Perennen besiedelt werden. Die Übersicht geeigneter Reliefsituationen in beiden Gebieten zeigt, dass im Campo de Gibraltar alle Formen eine größere Ausdehnung besitzen. Die Muldensituation in der oberen Höhenlage (~700 m ü. NN) fällt deutlich größer aus. Dort ist in Sattellage ein ausgedehnter, insgesamt deutlich mächtigerer Bodenkörper ausgebildet, der von felsigen und steileren Bereichen eingerahmt wird. Situationen wie am Puerto de Galiz (Campo de Gibraltar) sind durch eine talschlussartige Situation gekennzeichnet, die bewirkt, dass von den steilen umgebenden Felshängen das Wasser sehr rasch dem flachen Talgrund zuströmt, wobei im Vergleich zu tiefer gelegenen Abschnitten des Tales das spezifische Einzugsgebiet reduziert ist. Die Lage der Zwergbinsenrasen-Vorkommen an den Rändern der Grus- oder Schuttdecken bildet ebenfalls eine Analogie – auch hier sind die Dimensionen der Schuttdecken im Campo de Gibraltar deutlich größer als in der Serra de Monchique. Auch wenn es aufgrund der deutlich größeren räumlichen Ausdehnung des Arbeitsgebiets nicht möglich war, für den Campo de Gibraltar eine Analyse des digitalen Geländemodells (DGM) vorzunehmen, so erlauben die Ergebnisse der Untersuchung der Reliefsituation der Zwergbinsenrasen den folgenden Schluss: Bereiche, die über relativ kleine spezifische Einzugsgebiete verfügen und dabei flacher geneigt sind als der Gebirgsraum insgesamt, stellen bei den hohen Niederschlägen, die in den Untersuchungsgebieten überwiegend im Winterhalbjahr fallen, a priori potentielle Zwergbinsenrasen-Standorte dar. Um die Situation im Einzelnen zu beurteilen müssen

jedoch weitere Parameter betrachtet werden. Mit wenigen Ausnahmen treten die Zwergbinsenrasen nicht in geschlossenen Wäldern auf und scheinen auf Felsheiden, offene Heiden und Weideflächen beschränkt zu sein.

Die beiden Untersuchungsgebiete unterscheiden sich in der Frequenz der Zwergbinsenrasen in Abhängigkeit von der Exposition. Während im Campo de Gibraltar alle Lagen etwa gleich stark repräsentiert sind, treten in der Serra de Monchique die Zwergbinsenrasen überwiegend in Südwest-Exposition auf. Diese Präferenz in der Serra de Monchique mag an Luv-Lee-Effekten und dem Wirken physikalischer Verwitterung, die von großen Temperaturunterschieden abhängt und zum Abschuppen dünner Felsschichten führen kann (LOUIS & FISCHER 1979), liegen. Geomorphologische Prozesse führen über erhöhte Abgrusungs- und Erosionsraten dazu, dass in überwiegend südlicher Exposition der Anteil an freien Felsflächen mit Grusansammlungen deutlich erhöht ist. Im Campo de Gibraltar mag allenfalls ein Einfluss des Streichens und Fallens der Sand- und Tonsteinschichten auf die Ausbildung von Sandsteinschuttdecken am Hangfuß und deren Vernässung gegeben sein. Dieser Einfluss wird durch die Verfaltung der Gesteinsschichten relativiert und fällt nicht ins Gewicht. Eine Reihung der untersuchten Pflanzengesellschaften nach der Höhenlage ist im Campo de Gibraltar klarer als in der Serra de Monchique. Das Junco-Isoetetum zeigt jeweils die größte Amplitude und ist auch häufig mit Übergängen zu anderen Pflanzengesellschaften vertreten. Das Laurentio-Juncetum ist wie das Loto-Chaetopogonetum eher auf die tieferen Lagen konzentriert. Dabei steht das Loto-Chaetopogonetum im Campo de Gibraltar eher höher als das Laurentio-Juncetum. Übergänge des Junco-Isoetetums zum Anagallido-Juncion besitzen ihren Schwerpunkt in Höhen über 400 m ü. NN. In tieferen Bereichen treten Anagallido-Juncion-Bestände mit Arten des Laurentio-Juncetums gemischt auf. Die große Amplitude des Junco-Isoetetums im Vergleich zum Laurentio-Juncetum oder Isoetetum *durieui* entspricht den Angaben von CHEVASSUT & QUÉZEL (1956), die das bis dato beschriebene, westmediterrane Isoetion unter der Gesellschaft Isoeteto-Radioletum zusammenfassen – dem entspricht hier das Junco-Isoetetum – und das Isoetetum *durieui* ebenso wie das Laurentio-Anthoceretum als verarmte Subassoziationen oder Rumpfgesellschaft betrachten.

Während in der Serra de Monchique in den höheren Lagen das Junco-Isoetetum und das Helianthemo-Plantaginetum neben Basalgesellschaften oder einem Übergang zur *Crassula-Romulea-Poa*-Gesellschaft vertreten sind, ist in dieser Höhe im Campo de Gibraltar das Isoetetum *durieui* häufig anzutreffen. Das Auftreten dieser Gesellschaft mag an der Kombination von mesoklimatischen und edaphischen Bedingungen im Sattelpbereich an der Sierra de la Luna liegen. Es herrschen im Frühjahr lange Zeit Nebellagen vor und der Boden neigt zur Staunässe. Bei anderen Bodenverhältnissen, z.B. geringmächtige Sandböden über Fels sind auch in diesem Bereich andere Gesellschaften, etwa das Junco-Isoetetum anzutreffen. Die Böden in den Gruswannen in Kuppenlage am Picota trocknen rascher ab. Auch die Häufigkeit von Nebellagen ist nicht so ausgeprägt.

Isoetes durieui, die Höhenvikariante zu *Isoetes hixtrix* (MOLESWORTH ALLEN 1974), wurde während des Untersuchungszeitraums nur im Campo de Gibraltar angetroffen, obwohl es in der Serra de Monchique nachgewiesen wurde (SALVO et al. 1984, Aufnahmen von DEIL in RUDNER et al. 1999). In Teilbereichen kommt *Isoetes hixtrix* auch in der oberen Höhenstufe vor. Den bisherigen Nennungen von Vorkommen von *Isoetes durieui* (MOLESWORTH ALLEN 1974,

MARISCAL RIVERA & SÁNCHEZ TUNIDOR 1999) konnten weitere Funde in der Sierra del Aljibe oberhalb von 400 m ü. NN hinzugefügt werden.

Die Bindung von *Isoetes durieui* im Untersuchungsgebiet an größere Höhenlagen ist klimatisch bedingt, da in der Provence die Vorkommen von *Isoetes durieui* und *Isoetes histrix* sich zwar durch unterschiedliche Feuchteverhältnisse, nicht jedoch durch die Höhenlage differenzieren lassen (CALLÉ & OZENDA 1950). So wurde in der Provence eine klare Zonierung am Rande einer feuchten Senke von sandigen, feuchten, durchsickerten Bereichen mit *Isoetes durieui*, *Juncus capitatus* und anderen Arten beschrieben, die jedes Jahr wiederkehren, einem etwas trockeneren Bereich mit mehreren annualen Grasarten, *Chaetonychia cymosa* und *Galium parisiense* und außerhalb der überrieselten Bereiche das *Helianthemion guttati* (BOUCHARD 1951).

Zusammenfassung der Diskussion der großräumigen Vegetationsmuster

1. Die Reliefsituation der Zwergbinsenvorkommen ist zwischen den beiden Untersuchungsgebieten vergleichbar. Im Campo de Gibraltar haben die beteiligten landschaftlichen Elemente eine größere Ausdehnung als in der Serra de Monchique.
2. Bereiche mit relativ kleinen spezifischen Einzugsgebieten und geringerer Neigung im Vergleich zum gesamten Gebirgsstock sind potentiell als Standort für Zwergbinsenrasen geeignet. Dazu müssen die edaphischen Bedingungen passen und auch ein gutes Lichtangebot gewährleistet sein.
3. Während im Campo de Gibraltar alle Expositionen gleichermaßen vertreten sind, liegt in der Serra de Monchique der Schwerpunkt auf südwestlichen Expositionen.
4. Eine Reihung der Pflanzengesellschaften mit der Höhenlage ist möglich. Diese ist im Campo de Gibraltar klarer als in der Serra de Monchique.
8. Das *Isoetum durieui* wurde während des Untersuchungszeitraums nur im Campo de Gibraltar angetroffen. Es zeigt eine klare Einnischung in größere Höhenlagen. (Während des Untersuchungszeitraums wurde *Isoetes durieui* in der Serra de Monchique nicht angetroffen.)

5.4 Kleinräumige Vegetationsmosaike

In diesem Abschnitt werden die Vegetationsmosaike diskutiert, die auf den Vegetationskarten erfasst wurden, die im Anhang zusammengestellt sind (Karten 3-5).

5.4.1 Serra de Monchique

Die Abfolge der Vegetationseinheiten auf den Grusdecken konnte in einer schematischen Darstellung zusammengefasst werden (Abb. 17). Die Vegetationskarte (Karte 3 im Anhang) zeigt in Verbindung mit den Mächtigkeiten der Grusdecke und dem topografischen Feuchteindex, dass die Zwergbinsenrasen überwiegend randlich, meist bandförmig, auf den Grusdecken angeordnet sind und vom Zuschusswasser profitieren. In einigen Abschnitten

rieselt dieses noch längere Zeit nach Ende der Regenfälle über die Felsen und trägt so zu einer günstigen Wasserversorgung für die Zwergbinsenrasen bei, die an diesen Abschnitten gehäuft auftreten. Ohne das Zuschusswasser könnten diese Rasen bei den geringen Bodenmächtigkeiten am oberen Rand der Grusdecken vermutlich nicht existieren. Andere Bereiche der Grusdecke sind, falls geringmächtig, mit *Helianthemetea*-Gesellschaften, vor allem dem *Helianthemo-Plantaginetum* bewachsen. Ist die Grusdecke mächtiger, sind *Hyparrhenia-Asphodelus*-Rasen anzutreffen.

Topografischer Feuchteindex

Die Verbindung des topografischen Feuchteindex zur Bodenwasserversorgung wird von ZHENG et al. (1996) direkt über eine Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus dem Feuchteindex innerhalb eines 100 m-Rasters hergestellt. In der vorliegenden Untersuchung ist dies nicht möglich, da auf der Kartierfläche bei Caldas de Monchique die Bodendecke nicht zusammenhängend ausgebildet ist. Zudem können Informationen zur Bodenmächtigkeit, die für die Kartierflächen vorliegen, genutzt werden.

Die Analyse des topografischen Feuchteindex dient der Überprüfung der Hypothese, dass Zwergbinsenrasen bevorzugt in Bereichen auftreten, die eher zur Wassersättigung neigen, also einen hohen Feuchteindex haben im Gegensatz zu anderen annuellen oder ausdauernden Rasengesellschaften. Der Ansatz, der als Einzugsgebiet nur die unmittelbar oberhalb der Grusdecken offen liegenden Felsbereiche berücksichtigt, steht stellvertretend für eine Situation, in der Niederschläge fallen, die so stark sind, dass der Abfluss die gesamte Grusdecke erreicht, aber von weiter oben kein Oberflächenabfluss hinzukommt. Hierbei erhalten die Zwergbinsenrasen insbesondere am oberen Rand der Grusdecke kleinere Werte als die gesamte Grusdecke. Daraus ist zu folgern, dass die Zwergbinsenrasen in dieser Situation wenig mit Staunässe zu kämpfen haben, andererseits die anhaltende Wasserzufuhr nach Ende der Niederschläge eine entscheidende Rolle spielt, da andernfalls mit dem raschen Abtrocknen des Bodens zu rechnen ist. Die Einbeziehung des über längere Zeit rieselnden Zuschusswassers an bestimmten Bahnen über ein dort vergrößertes Einzugsgebiet führt mit Ausnahme randlich liegender Flächen (*Helianthemo-Plantaginetum arenarietosum*) und der kryptogamenreichen Gesellschaften zu einer Erhöhung der Indexwerte. Dabei wird insbesondere der Index des *Loto-Chaetopognetums* deutlich erhöht und das *Laurentio-Juncetum* setzt sich etwas besser von den ausdauernden Rasen ab. Dieses Ergebnis zeigt also im Grunde die erwartete Reihung auf. Die Abstände der Indexwerte für Zwergbinsenrasen und ausdauernde Bestände sind jedoch nicht so deutlich wie erwartet. Ein Blick auf die Bodenmächtigkeit sollte hier zu mehr Klarheit verhelfen. Dazu sollte die Simulation des Bodenwasserhaushalts in einer idealisierten Grusdecke helfen, die Bedingungen in den verschiedenen Abschnitten der Grusdecke zu klären.

Bodenmächtigkeit

Die Verteilung der Bodenmächtigkeiten zeigt, dass sie nicht allein die entscheidende Größe für die Wasserversorgung der Zwergbinsenrasen darstellt. Für das *Helianthemo-Plantaginetum* und für die ausdauernden Rasen ist die Bodenmächtigkeit mit relativ geringen bzw. großen Werten eine entscheidende Größe. Das *Laurentio-Juncetum* auf relativ mächtigen Abschnitten der Grusdecken hebt sich durch einen erhöhten Feuchteindex von den ausdauernden Rasen ab. Der notwendige Ausschluss der Konkurrenz durch die

ausdauernden Rasen muss entweder von einer Störung oder von zu nassen Verhältnissen herrühren. Bei der geringen Bodenmächtigkeit der Wuchsorte des *Laurentio-Juncetums pinguiculetosum* wird die eigentliche Bedeutung des topografischen Feuchteindex, nämlich die Anzeige von Bereichen, die zur Vernässung neigen, wichtiger. Die anhaltend gute Wasserversorgung dieser Abschnitte am unteren Rand von Grusdecken ist mit den Ergebnissen der Simulation zu erklären. Geringe Bodenmächtigkeiten und damit eine nur geringe Wasserspeicherkapazität für trockene Tage sind für das *Junco-Isoetetum* und etwas besser für das *Loto-Chaetopogonetum* gegeben. Es ist davon auszugehen, dass diese Standorte sehr rasch auf Witterungseinflüsse reagieren. Eine Abhängigkeit von der Versorgung mit Zuschusswasser über das Ende der Regenfälle hinaus ist wahrscheinlich. Die geringe Bodenmächtigkeit des Standorts von *Sedum*-Felsgesellschaften dagegen ist verständlich. Der hohe Feuchteindex dieser Standorte rührt von den geringen Substratmächtigkeiten her, die im Nenner in die Berechnung eingehen. Insgesamt passt die Verteilung der Vegetationseinheiten nach Lebensformdominanz zu den Angaben von WYATT & ALLISON (2000), die für Grusrasen im Südosten der USA abhängig von den Mächtigkeiten annuelle Ein-Art-Gesellschaften (2-9 cm), annuelle krautige Gesellschaften mit Flechten (7-15 cm) und annuell-perenne Krautgesellschaften (14-41 cm) feststellten.

Simulation des Wasserhaushalts

Die Simulation des Bodenwasserhaushalts einer idealisierten Grusdecke zeigt deutlich die Eigenschaften des unteren Endes der Grusdecke als lange gut wasserversorgter Standort. An diesem Standort ist häufig das *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum* anzutreffen. Am oberen Ende der Grusdecke erklärt der starke Wechsel zwischen trockenen und frischen bis nassen Verhältnissen, die sehr stark von der Wasserzufuhr durch Niederschläge und / oder Zuschusswasser abhängen, die Eignung als Standort für Zwergbinsenrasen. Für ausdauernde Arten (mit Ausnahme der Geophyten) ist der Standort lange Zeit im Jahr zu trocken, für die Arten der *Isoeto-Nanojuncetea* bietet sich abhängig vom Niederschlagsregime in Winter und Frühjahr die Möglichkeit zur vollständigen Entwicklung bei sehr geringer Konkurrenz. Differenzierend wirkt sich an dieser Stelle die mechanische Belastung durch den Gruseintrag aus, der jedoch nicht simuliert wurde.

Der zentrale Bereich der Grusdecke wird in der Simulation oberflächennah nicht vernässt. Es ist davon auszugehen, dass dies dazu beiträgt, dass in diesem Abschnitt der Grusdecken charakteristische Arten der *Isoeto-Nanojuncetea* nur selten auftreten und die Zwergbinsenrasen an den Rändern der Grusdecken konzentriert sind. Ebenfalls deutlich wird die Rolle der rasch abfließenden Teileinzugsgebiete auf Fels, die am oberen Rand der Grusdecke auch nach Ende der Niederschläge zu einem erhöhten Wassergehalt beitragen.

Ergänzend zu den Ergebnissen zum topografischen Feuchteindex, einer statischen Größe, die die Rolle des Zuschusswassers insbesondere am oberen Rand von Grusdecken deutlich machen, erlaubt die Simulation ein besseres Verständnis der Prozesse innerhalb einer Grusdecke. Dies betrifft die Bedeutung der Größe rasch abfließender Teileinzugsgebiete, die Dauer günstiger Bodenwasserverhältnisse innerhalb von Grusdecken in Abhängigkeit von der Lage in der Grusdecke und schließlich auch die Rolle der Mächtigkeiten der Grusdecke.

Die Simulation trägt also zum Verständnis der anhaltend guten Wasserversorgung des *Laurentio-Juncetums* bei. Es erhellt die Standortansprüche des *Laurentio-Juncetums*, das in Anbetracht der Position auf relativ mächtigen Abschnitten der Grusdecken im unteren Teil

deutlich frischere Bedingungen vorfindet als das Helianthemo-Plantaginetum oder Hyparrhenia-Asphodelus-Rasen im zentralen Bereich der Grusdecken, deren vergleichsweise trockener Charakter ebenfalls verdeutlicht wird. Vor allem aber wird die Tendenz zur temporären Vernässung am oberen Rand der Grusdecke herausgestellt, die gerade im Winterhalbjahr zum Tragen kommt und so die Keimungsbedingungen der Therophyten wesentlich beeinflusst (ESPIGARES & PECO 1993). Die Arten der Zwergbinsenrasen benötigen für die Keimung in vielen Fällen nasse Bedingungen (VON LAMPE 1996, TÄUBER 2000a).

Zusammenfassung der Diskussion zu kleinräumigen Vegetationsmosaik in der Serra de Monchique

1. Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique haben nicht mit Staunässe zu kämpfen. Aber die Böden trocknen sehr rasch aus, wenn keine Wasserzufuhr mehr erfolgt.
2. Die Reihung der mittleren Werte des topografischen Feuchteindex entspricht der Reihung der Gesellschaften nach dem Grad der Durchfeuchtung, wie sie in der Sortierung der Vegetationstabelle vorgenommen wurde. Die Abstände der Indexwerte sind jedoch gering.
3. Lediglich für das Helianthemo-Plantaginetum und für die ausdauernden Rasen ist die Bodenmächtigkeit eine entscheidende Größe.
4. Sowohl beim Laurentio-Juncetum auf relativ mächtigen Abschnitten der Grusdecken als auch bei der Subassoziation pinguiculetosum auf geringmächtigen Abschnitten trägt der topografische Feuchteindex zur Charakterisierung des Standorts bei.
5. Das Junco-Isoetetum und das Loto-Chaetopogonetum sind auf die Versorgung mit Zuschusswasser angewiesen.
6. Die Verteilung der Vegetationseinheiten über verschiedene Abschnitte der Grusdecken kann durch die Kombination von Bodenmächtigkeit, topografischem Feuchteindex und der Simulation des Bodenwasserhaushalts erklärt werden.

5.4.2 Campo de Gibraltar

5.4.2.1 Kartierfläche bei Facinas

Vegetationsmuster

In der Vegetationskarte der Kartierfläche bei Facinas (Abb. 23, Karte 4 im Anhang) ergibt sich eine klare Zonierung der Helianthemetea- und Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften zur Entwässerungsrinne hin. In stark trittbeeinflussten Bereichen und in der Senke selbst tritt eine ausdauernde Gesellschaft auf, die durch *Plantago serraria* gekennzeichnet ist. Diese Abfolge wird auch in einem Ost-West gerichteten Profilschnitt deutlich. An diesem ist auch die Situation der Zwergbinsenrasen an der Schulter beziehungsweise am Rand einer Sandsteinschuttdecke zu erkennen. Auch bei den Straucharten ergibt sich eine klare Zonierung.

Ein topografischer Feuchteindex konnte auf dieser Kartierfläche aufgrund ihrer Lage am Unterhang nicht errechnet werden, da das Einzugsgebiet sehr groß ist und dafür kein digitales Höhenmodell vorlag. Auf dieser Fläche konnte jedoch mit den Daten der Mikroklima-Messstation der Bodenwasserhaushalt modelliert werden.

Vegetationskomplex Heide mit Zwergbinsenrasen

SCHWINNING & EHLERINGER (2001) zeigen in einem Vergleich der Strategien mittels einer Simulation, dass Sträucher als immergrüne verholzende Arten eine gute Steuerung des Transpirationswiderstandes besitzen und während des ganzen Jahres in der Lage sind, das Wasser einzelner Niederschläge durch oberflächennahes Wurzelwerk zu nutzen und andererseits mit tieferliegenden Wurzeln ausreichende Wassermengen für das Überstehen trockener Perioden zu erschließen. Ist die Strauchvegetation nicht geschlossen, so besteht für Annuelle während einer niederschlagsreichen Periode die Möglichkeit das Bodenwasser effektiver zu nutzen und bis zur ersten starken Austrocknung ($< -3,5$ MPa) ihre Entwicklung abzuschließen. Dieser Befund wird durch die Erkenntnis bestärkt, dass Gräser Bodenwasser bis in 30 cm Tiefe effizienter nutzen können als Sträucher (JAMES et al. 2003). Unter Sträuchern ist wie unter dichten Grasbeständen eine bessere Infiltration des Regenwassers gegeben (BHARK & SMALL 2003). Da unter Sträuchern zudem die Möglichkeit besteht, dass Teile des Sprossabflusses entlang der wichtigsten Wurzelkanäle durch präferentiellen Fluss rasch in tiefere Bodenbereiche verlagert werden, profitieren die Sträucher von allen Niederschlägen, die die Interzeptionskapazität übersteigen, in höherem Maße als offene krautige Vegetation.

Modellrechnung zum Bodenwasserhaushalt

Die gute Übereinstimmung der modellierten Bodenwassergehalte für die oberen 1,5 dm des Bodens mit den in 5 cm Tiefe gemessenen Bodenwassergehalten zeigt, dass insbesondere für Austrocknungsereignisse der relativ einfache Ein-Speicher-Ansatz ohne Berücksichtigung von lateralem Fluss für die modellierte Situation adäquat ist. Der integrierte Ansatz zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration nach DVWK (1996) ist nach FOKEN (2003) am ehesten dafür geeignet, mit täglichen Daten eine ausreichende präzise Schätzung zu erreichen. Die aktuelle Verdunstungsrate wurde nach dem *single crop-*

coefficient-Ansatz (ALLEN et al. 1998) gerechnet und scheint ebenfalls für die Situation angemessen.

Mit der Modellierung wurde nachgewiesen, dass der Bodenwasserhaushalt in den oberen Bereichen an Zwergbinsenstandorten in erster Linie durch Niederschlag und Evapotranspiration gesteuert wird. Lateraler Fluss und kapillarer Aufstieg spielen zumindest im Frühjahr keine entscheidende Rolle. Die Modellierung eröffnet zudem die Möglichkeit, auf der Grundlage von Klimadaten den Bodenwasserhaushalt zu modellieren und so geeignete und ungeeignete Perioden für das Auftreten von Zwergbinsenrasen zu prognostizieren, wenn es gelingt, die Abhängigkeit des Auftretens der Arten der Zwergbinsenrasen von Klima- und Bodenwasserhaushaltsparametern zu quantifizieren.

Zusammenfassung der Diskussion zu Vegetationsmustern auf der Kartierfläche Facinas

1. Eine klare Zonierung der krautigen Vegetationseinheiten mit dem Abstand zur Entwässerungsrinne wurde festgestellt.
2. Auch für die Straucharten ergab sich eine klare Zonierung. *Pistacea lentiscus* dominiert in der Strauchschicht.
3. Die bevorzugte Lage von Zwergbinsenrasen an der Schulter einer Sandsteinschuttdecke wird deutlich.
4. Der Bodenwasserhaushalt der oberen Bodenschicht in einer Sandsteinschuttdecke im Frühjahr kann mit einem einfachen Ein-Speicher-Modell ohne Berücksichtigung von lateralem Fluss abgebildet werden.
5. Die Modellierung weist nach, dass der Bodenwasserhaushalt in den oberen Bodenbereichen in erster Linie durch Niederschlag und Evapotranspiration gesteuert wird.
6. Die Modellierung in Abhängigkeit von Klimadaten bildet die Grundlage für die Prognose der Entwicklung von Zwergbinsenrasen unter veränderten Klimabedingungen.

5.4.2.2 Kartierfläche „Cerro Quemado“

Die Berechnung des topografischen Feuchteindex verspricht aufgrund der Lage am Hang für die Kartierfläche verlässliche Werte zu ergeben, obwohl nicht das gesamte Einzugsgebiet von der Kartierfläche abgedeckt wird. Die Reihung der Krautgesellschaften bei Vergleich der Medianwerte folgt der auch in der Vegetationstabelle aufgestellten Reihung nach fallendem Ansprüchen der Bestände an die Bodenwasserversorgung von Loto-Chaetopogonetum-Beständen, die im Übergang zu Anagallido-Juncion-Sümpfen stehen über Loto-Chaetopogonetum, Laurentio-Juncetum, Junco-Isoetetum zu den Gesellschaften der Helianthemetea. Diese entspricht wiederum dem in den Vegetationskarten (Abb. 25, Karte 5 im Anhang) erkennbaren Muster.

Die Anordnung der Straucharten nach einer eher trockenheitsertragenden Gruppe mit *Genista triacanthos*, *Cistus salvifolius* und *Stauracanthus boivini*, einer Gruppe mit mittleren Ansprüchen mit *Myrtus communis* und *Erica scoparia*, die hier dominiert wie von OJEDA et al.

(1996) klar dargelegt wird, sowie einer feuchteertragenden Gruppe mit *Pistacea lentiscus* und *Erica ciliaris* zeigt eine klare Aufteilung. Die hohen Werte von *Pistacea lentiscus* beruhen darauf, dass diese Art auf der Kartierfläche nur randlich neben der dominierenden *Erica scoparia* aufwachsen kann und entlang der Abflussrinnen, die in den Lücken der Strauchschicht ausgebildet sind, höhere Indexwerte auftreten. Die Heide entspricht einem Degradationsstadium des Korkeichenwaldes unter Beweidung (BENZLER et al. 1998).

Zusammenfassung der Diskussion zu Vegetationsmustern auf der Kartierfläche „Cerro Quemado“

1. Die Reihung der Pflanzengesellschaften nach dem topografischen Feuchteindex ergibt eine klare Abfolge von Sumpfgesellschaften zu Trockenrasen. Sie entspricht der Anordnung in der Vegetationstabelle.
2. Auch die Zonierung der Straucharten ergibt eine klare Aufteilung in eine trockenheitsertragende Gruppe, zwei Arten mit mittleren Ansprüchen, darunter die dominierende *Erica scoparia* und zwei Arten an feuchteren Standorten (*Pistacea lentiscus* und *Erica ciliaris*).
3. Das in der Vegetationskarte bzw. den Karten für einzelne Vegetationseinheiten erkennbare Muster wird durch die Verteilung des topografischen Feuchteindex bestätigt.

5.5 Zeitliche Entwicklung der Vegetation

5.5.1 Turnover

Der Begriff Turnover, wie VON DEL MORAL & JONES (2002) beschrieben, bezeichnet gerichtete Änderungen der Zusammensetzung der Vegetation in räumlicher oder zeitlicher Dimension. Er kann daher auch auf die saisonale Veränderung der Zwergbinsenrasen angewendet werden. Bezüglich der Variation zwischen den Jahren ist es besser, von Fluktuation zu sprechen, da die Veränderung bei den untersuchten Zwergbinsenrasen nicht immer gleich gerichtet ist und auch zum Ausgangszustand zurückkehren kann. Die Fluktuation zwischen den Jahren kann aber ebenfalls unter dem Oberbegriff des Turnovers behandelt und mit dem Turnover-Index quantifiziert werden. Der Turnover oberirdisch erkennbarer Vegetation, der der Unähnlichkeit der Aufnahmen entspricht, wird auf der Grundlage von paarweisen Aufnahmen berechnet und spiegelt so die β -Diversität wider (VELLEND 2001).

5.5.2 Variabilität zwischen den Jahren

Werden die Veränderungen von einem Jahr zum nächsten mit dem Turnover-Index von RUSSELL et al. (1995) berechnet, erhält man ähnlich hohe oder höhere Werte als die der saisonalen Änderungen der Artenzusammensetzung. Dies zeigt, dass die klimatische Variabilität einen stärkeren Einfluss auf die Zwergbinsenrasen hat als die jährliche Entwicklung von nassen Bodenverhältnissen im Frühjahr zur Sommertrockenheit. Die

interannuelle Variabilität kann mit der verschobenen Position auf der jährlichen Kurve des Bodenwasserhaushalts in zwei aufeinander folgenden Jahren erklärt werden. Das heißt, dass in Abhängigkeit von der raumzeitlichen Verteilung der Regenfälle die ersten Austrocknungsereignisse zu verschiedenen Terminen erfolgen. Die Variabilität des Cicendietums, das dem Junco-Isoetetum im Untersuchungsgebiet entspricht, wurde mehrfach auch aus der Provence berichtet (MOLINIER & TALLON 1947, BOUCHARD 1952). Dem Isoetetum *durieui* dagegen wird keine qualitative Fluktuation zugeschrieben (BRAUN-BLANQUET 1938). In Anbetracht der Fluktuation der Arten und unter Berücksichtigung der gesamten Vegetationsperiode in beiden Jahren kann wohl mit dem Karussell-Modell (VAN DER MAAREL & SYKES 1993) ein Teil der Variabilität erklärt werden. Für eine definitive Anwendung des Karussell-Modells auf Zwergbinsenrasen müsste jedoch eine Analyse von Teilplots in aufeinanderfolgenden Jahren vorgenommen werden.

In mediterranen Bergweiden werden bei starken Unterschieden in den Niederschlägen ähnliche Größenordnungen beim Artenumsatz von einem Jahr zum nächsten erreicht. Dies gilt auch dann noch, wenn annuelle und ausdauernde Kräuter und Gräser gemeinsam betrachtet werden (RODRÍGUEZ et al. 1997). Die hohen Turnoverwerte der trockenen Standorte entsprechen im Ausmaß der Fluktuation, die von annualen Wüstengesellschaften in Abhängigkeit von unterschiedlichen Niederschlagsverteilungen berichtet wird (BROWN 2001). Von *ephemeral flush vegetation* auf Granitgrus in den USA wird eine höhere Fluktuation in den Sommermonaten als in den Frühlingsmonaten angegeben (HOULE & PHILLIPS 1989). Bereits in frühen Arbeiten wurde die Fluktuation von Zwergbinsenrasen in Abhängigkeit von den hygrischen Bedingungen mit dem hohen Anteil stenöker Arten begründet (MOLINIER & TALLON 1947).

Betrachtet man die Zwergbinsenrasen aus dem Blickwinkel des hierarchischen Kontinuum-Konzepts (COLLINS et al. 1993), so können Arten wie *Isoetes histrix* oder *Tuberaria guttata* und *Logfia gallica*, die in vielen Aufnahmen mit hoher Frequenz vorkommen als *core species* (HANSKI 1982) gefasst werden. Diese Arten fluktuieren kaum von Jahr zu Jahr. Dieser Effekt wird für *vernal pools* nicht bestätigt (HOLLAND & JAIN 1984). Dazu kommt der begrenzende Einfluss der Ausbreitungsfähigkeit der Arten, der die Einordnung als *core species* verhindern kann (BOSSUYT et al. 2004). Einige Arten der Gattungen *Juncus* oder *Trifolium*, die nur vereinzelt mit kleinen Frequenzen in Aufnahmen auftreten können als *satellite species* (HANSKI 1982) betrachtet werden. Diese Arten tragen zu den Unterschieden zwischen den Jahren bei. Arten, die keine große Verbreitung im Untersuchungsgebiet besitzen, aber mit hohen Frequenzen in den Aufnahmen auftreten, können der Kategorie *urban species* (HANSKI 1991 zit. in COLLINS et al. 1993) zugeordnet werden. Diese, z.B. *Chaetopogon fasciculatus*, tragen zur saisonalen Veränderung bei, kehren aber jedes Jahr an gleicher Stelle wieder. In der Erstbeschreibung des Loto-Chaetopogonetums wird bereits die Fluktuation des Aspekts, der Ausdehnung und der Struktur in Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung bzw. Überflutungen erwähnt. Vom zuverlässigen Auftreten von *Chaetopogon fasciculatus* wird ausgegangen (RIVAS-MARTÍNEZ et al. 1980).

5.5.3 Saisonale Variabilität

Serra de Monchique

Eine Herbst-Phänophase mit wenigen Arten (*Isoetes histrix*, *Leucojum autumnale*, *Ophioglossum lusitanicum*, *Scilla autumnalis*) konnte klar von den anderen Aufnahmezeitpunkten abgetrennt werden. Diese Phase entspricht dem Scillo-Ophioglossetum lusitanici (BALLESTEROS 1984). Da sie Bestandteil der jährlichen Entwicklung der Zwergbinsenrasen-Gesellschaften ist, sollte sie in diesem Zusammenhang nicht als separate Vegetationseinheit sondern als Chronozönose im Sinne von BARKMAN (1973) behandelt werden.

Die Regressionsmodelle der phänologisch nicht differenzierten Analyse (Abb. 49) zeigen klar den fließenden Übergang vom Frühjahr zum Sommer. Können die vier Arten, die als erste ihr Optimum erreichen, klar den Isoeto-Nanojuncetea zugeordnet werden, so sind bei der zweiten Gruppe (Optima zwischen Achsenwert 0 und 0,5) Arten der Isoeto-Nanojuncetea ebenso vertreten wie Arten der Helianthemetea. Gleiches gilt bei einem Übergewicht der Arten der Helianthemetea für den Bereich um Achsenwerte von 1. Ohne phänologische Differenzierung ist eine Zuordnung der Aufnahmen zu Chronozönosen, die der einen oder anderen Klasse zuzuordnen wären, nicht möglich.

Die Poisson-Regressionsmodelle der phänologisch differenzierten Analyse (Abb. 51) zeigen zwei Schwerpunkte an: Arten, die für die Isoeto-Nanojuncetea charakteristisch sind, zeigen ein Maximum der Vorkommen im zeitigen Frühjahr. Auch die Blühphase tritt zeitig ein. Die meisten Helianthemetea-Arten zeigen ihr Vorkommensmaximum gegen Ende der Vegetationsperiode. Aber mit Ausnahme des zeitigen Frühjahrs und die Zeit nach dem Einsetzen der sommerlichen Austrocknung können nicht einfach klare Phänophasen nach DIERSCHKE (1994) unterschieden werden. Der Übergangsbereich, in dem Arten beider Vegetationstypen vorkommen und zum Teil auch ihr Optimum haben, ist vergleichsweise breit. Es handelt sich also eher um einen gleitenden Übergang als um eine deutliche Unterteilung in Chronozönosen.

Campo de Gibraltar

Im Campo de Gibraltar sind die Unterschiede in der Artenkombination, die von statischen Umweltfaktoren hervorgerufen werden, stärker als die Varianz, die durch die saisonale Entwicklung bedingt ist. Dies zeigt die Anordnung der Aufnahmen gruppiert nach Aufnahmeorten entlang der Achsen eines Tetraeders bei etwa gleichmäßiger Verteilung der Varianz auf die ersten drei Ordinationsachsen. Auch ein Ausblenden der Höhenlage mit dem Isoetetum durieui bringt hier keine grundsätzliche Veränderung. Die zeitliche Entwicklung der Zwergbinsenrasen musste daher an einem Datensatz aus nur einer Lokalität untersucht werden. Bei der phänologisch differenzierten Analyse des reduzierten Datensatzes ergibt sich eine klare Reihung der Aufnahmen nach der Zeit, und der parallel verlaufenden Temperatursumme. Einige Arten zeigen hier ein klares Muster, das die Zuordnung der Aufnahmen zu Phasen erlauben würde. Allerdings sind auch hier wieder früh blühende Arten der Helianthemetea und spät blühende Arten der Isoeto-Nanojuncetea vertreten, die das Bild klar unterscheidbarer Chronozönosen verwischen. Die April-Aufnahmen können so eher einer Frühjahrs-Phänophase und die Mai-Aufnahmen einer Sommer-Phänophase zugeschrieben werden. *Chaetopogon fasciculatus* als spät blühende Art

steht hier bei starkem Auftreten für das Loto-Chaetopogonetum, für das kein Übergang zu einer Gesellschaft der Helianthemetea angenommen wird, sondern allenfalls eine schwache Durchdringung. Der Standort des Loto-Chaetopogonetum bietet ja dank anderer Porenverteilung länger im Jahr passable Bodenfeuchte-Verhältnisse, so dass die Isoeto-Nanojuncetea-Arten erst zu einem späteren Zeitpunkt ihre Entwicklung abschließen müssen. Die beweideten Flächen heben sich durch kleinere Werte auf der zweiten Ordinationsachse ab, die mit den Bodenwasserhaushaltsvariablen, die Trockenstress anzeigen, positiv korreliert. Dies liegt zum Teil an der reduzierten Transpiration beweideter Flächen im Vergleich zu unbeweideten Flächen. Da die Bestände insgesamt offen waren, spielt hier sicher auch die individuelle topografische Lage der Dauerflächen eine Rolle. Die beweideten Flächen liegen geringfügig tiefer als die eingezäunten Flächen.

Synopse der saisonalen Muster

Wie erwartet blühen in beiden Gebieten die meisten Helianthemetea-Arten später als die Isoeto-Nanojuncetea-Arten. Das zeitliche Muster des saisonalen Übergangs von Zwergbinsengesellschaften zu Helianthemetea-Gesellschaften sieht in beiden Gebiete ähnlich aus: Frühjahrs- und Sommer-Phänophase sind nicht klar voneinander getrennt. Es gibt sowohl früh blühende Helianthemion-Arten als auch spät blühende Isoeto-Nanojuncetea-Arten. Aber die Tatsache, dass nur die Optima und nicht der gesamte Bereich der Vorkommen dargestellt werden, muss genauso berücksichtigt werden wie die 20-30% der Arten, für die keine signifikanten Modelle geschätzt werden konnten. Dies trägt zum Rauschen im Datensatz bezüglich der Abtrennung von Chronozönosen bei. Möglicherweise wäre die Unterscheidung von Chronozönosen im Campo de Gibraltar besser gelungen, wenn der Beobachtungszeitraum länger als zwei Monate gewesen wäre, da das Bodenwasserpotential während der letzten Aufnahmereihe für Helianthemetea-Gesellschaften immer noch günstig war.

Es wäre gegebenenfalls zu überlegen, Phänophasen zu definieren, die die Blühwellen abbilden. Es bleibt jedoch das Problem der Fluktuation bestehen, das neben ausbreitungsbedingten Gegebenheiten auch vom Verlauf des Bodenwasserhaushalts im Winterhalbjahr abhängt. Diese Phänophasen würden Arten aus verschiedenen pflanzensoziologischen Einheiten verbinden und so auch nicht dazu beitragen, einen aktuellen Bestand klar zuzuordnen. Vielmehr wäre das der Weg zur Verknüpfung der Übergänge zu einem zeitlichen Komplex, dessen Phasen mit Artengruppen beschrieben werden können, die für eine der beteiligten Pflanzengesellschaften charakteristisch sind.

Umweltfaktoren

Das Vegetationsmuster wird in erster Linie von zwei Faktoren beeinflusst: Wasser- und Energieversorgung. Zwischen diesen Faktoren und dem Artenreichtum gibt es Korrelationen auf relativ lokalem Niveau (GASTON 2000). Klimatische Unterschiede von einem Winter zum nächsten können das Fehlen einiger Arten in einem Jahr hervorrufen, wenn die Keimungsbedingungen nicht erfüllt werden (ESPIGARES & PECO 1993). FERNÁNDEZ ALÉS et al. (1993) zeigen ebenfalls eine Reaktion der Vegetation auf die ersten starken Herbstregen. Die Temperatursummen-Variable *degree days* zeigt eine starke Korrelation mit der zeitlichen Entwicklung der Vegetation. In Jahren mit monotoner Entwicklung des Bodenwassergehalts, wenn die Böden über die Vegetationsperiode hin austrocknen, sind diejenigen

Bodenwasserhaushalts-Variablen, die sich auf die stärkste Austrocknung und die Dauer von Trockenperioden beziehen mit der Entwicklung der Vegetation korreliert. Ist keine zeitliche Veränderung der Wasserverfügbarkeit im Boden festzustellen, sind diese Variablen nicht eng mit der Vegetationsentwicklung korreliert. In diesem Fall überwiegt der Einfluss des Energiehaushalts, der in der Ordination durch die Temperatursummen repräsentiert wird.

Wesentliche Faktoren, die Offenboden für die Entwicklung von Zwergbinsenrasen verfügbar machen, sind unregelmäßige Störung durch Tritt auf sehr kleinem Raum und die sommerliche Austrocknung auf Bestandsniveau. Da die Störung im Zusammenspiel mit klimatischen Faktoren zu völlig offenem Boden führt, kann mit Ausnahme der Geophyten, wo „Resilienz“ der adäquate Begriff sein mag, die Dynamik von einem Jahr zum anderen als Regenerationssukzession bezeichnet werden (VAN DER MAAREL 1993).

Diversität

Die untersuchten Zwergbinsenrasen können als relativ artenreich bzw. als Vegetationstyp mit sehr hoher Artendichte bezeichnet werden. Mit einer durchschnittlichen Artenzahl von 20 und einer Flächengröße von 0,25 m² nimmt Hohbohms α -Index etwa einen Wert von 0,42 an, der höher liegt als die angegebenen Index-Werte norddeutscher Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften (HOB OHM & PETERSEN 1999). OSEM et al. (2002) führen die hohe Diversität der Annuellen im Mediterranraum auf kleinräumige Variabilität der Primärproduktivität zurück, die in erster Linie auf die selteneren Arten wirkt. Der Artenreichtum wird im Campo de Gibraltar auch von den Gehölzarten einer *Erica scoparia*-Heide im Korkeichenwald-Unterbau, freilich in einer anderen räumlichen Skala, erreicht. Dort liegt die Artenzahl bei 20-25 pro 100 m-Linie (OJEDA et al. 1996). In diesem Skalenbereich kann auf der Iberischen Halbinsel die Veränderung der Heiden in Abhängigkeit vom Niederschlagsregime beobachtet werden (VIEDMA & MELÍA 1999). Dabei werden wie an anderer Stelle der vorliegenden Untersuchung topografische Parameter als erklärende Variablen herangezogen. Die hohe und ziemlich konstante Evenness ist ein Hinweis darauf, dass interspezifische Konkurrenz für die Struktur dieser Gesellschaften keine prägende Bedeutung hat.

Nach BROWN et al. (2001) wird bei Turnover die Artendiversität erhalten, sofern die Produktivität gleich bleibt. Dazu ist ein lokal verfügbarer Artenpool erforderlich, aus dem die frei werdenden Nischen besetzt werden können. Diese Verhältnisse sind gegeben, bis mit der beginnenden Sommertrockenheit die Produktivität abnimmt und die Diversität zurückgeht.

Zusammenfassung der Diskussion zur zeitlichen Variabilität der Zwergbinsenrasen

1. Der Begriff Turnover bezeichnet hier die Unähnlichkeit der oberirdischen Vegetation zu zwei Aufnahmezeitpunkten bzw. -zeiträumen. Diese können im gleichen Jahr oder in verschiedenen Jahren liegen oder sich über zwei verschiedene Jahre erstrecken.
2. Die interannuelle ist gleich hoch oder höher als die saisonale Turnoverrate. Die klimatische Variabilität zeigt also stärkeren Einfluss als die jahreszeitliche Änderung von winterlicher Vernässung zu sommerlicher Austrocknung.

3. Betrachtet man die Zwergbinsenrasen aus der Sicht des *core and satellite species*-Konzepts (HANSKI 1982, HANSKI 1991 in COLLINS et al. 1993), so ist festzustellen, dass *core species* im Gegensatz zu *satellite species* kaum zur Fluktuation beitragen. *Urban species* tragen zur saisonalen Veränderung bei, kehren aber jedes Jahr wieder.
4. Eine Herbst-Chronozönose, die dem Scillo-Ophioglossetum lusitanici entspricht, kann im portugiesischen Datensatz klar abgetrennt werden.
5. Es kann ein Vorherrschen der Arten der Isoeto-Nanojuncetea in den frühen Aufnahmen und ein Übergewicht der Helianthemetea-Arten in den späteren Aufnahmen festgestellt werden. Eine klare Trennung ist nicht möglich. Zudem gibt es Arten der Helianthemetea, die früh erscheinen und Arten der Isoeto-Nanojuncetea, die später auftreten.
6. Die Betrachtung der blühenden Phänostufe der Arten bringt kaum Abhilfe, wenn auch im spanischen Datensatz die Differenzierung einer Frühlings- und einer Sommerphase etwas besser gelingt.
7. Allenfalls die Definition von klaren Phänophasen könnte die Blühwellen abbilden. In den einzelnen Phänophasen wären dann Arten der Isoeto-Nanojuncetea gemeinsam mit Arten der Helianthemetea vertreten.
8. Zeitliche Muster in Zwergbinsenrasen werden in erster Linie von der Wasser- und der Energieversorgung beeinflusst. Die Temperatursummen zeigen eine starke Korrelation mit der zeitlichen Entwicklung der Vegetation.
9. Der Wasserhaushalt steuert das Auflaufen bzw. Austreiben über die Herbstregen, die Anlage von Blütenständen über ausreichendes Wasserangebot und das Einziehen bzw. Verdorren über Austrocknungsvorgänge.
10. Die Verfügbarkeit von Offenbodenstandorten wird regelmäßig durch die sommerliche Trockenheit und unregelmäßig durch Tritt von Weidetieren gewährleistet.

5.6 Räumliche Muster innerhalb der Bestände

Die exemplarische Untersuchung der mikroskaligen Vegetationsmuster ergab ein klares Ergebnis (Abb. 58, 60). Beide Methoden (Punktmusteranalyse und mehrskalige Ordination) stimmen in den Ergebnissen zum Maßstab der Muster überein. Die Körnung („grain“ sensu GODRON 1982) des untersuchten Zwergbinsenrasens liegt bei etwa 15 cm. Die Verteilungsmuster der einzelnen Arten zeigen Klumpungen unterschiedlicher Spannweite im Zentimeter- bis Dezimeterbereich, die aus ihrer Reproduktionsbiologie heraus erklärt werden können. Ein Zwei-Arten-Muster zeigt überdisperses Auftreten, die Arten kommen überwiegend in räumlich getrennten Bereichen vor.

Das Ergebnis der mehrskaligen Ordination zeigt eine Dominanz zweier edaphisch und zeitlich unterschiedlich eingensichter Arten bei der Musterbildung. Der Schwerpunkt des wintergrünen Farns *Isoetes hystrix* liegt in sehr flachgründigen Böden, die nach den Winterregen sehr rasch austrocknen. Dagegen ist *Chaetopogon fasciculatus*, ein sommerannuelles Gras, hauptsächlich auf um 10 cm mächtigen Böden mit entsprechend besserer Wasser-

versorgung anzutreffen. Dies ist jedoch nur eines der Muster im untersuchten Zwergbinsenrasen, da der erste Eigenvektor nur 23 % der Varianz im Datensatz erklärt. Bei einer kumulativen Varianz von 58 % für die ersten drei Eigenvektoren sind weitere Muster in Abhängigkeit anderer Faktoren wie z.B. der Übergrusung oder dem Abstand zum Rand der Grusdecke zu untersuchen.

Zusammenfassung der Diskussion der räumlichen Muster innerhalb der Bestände

1. Die untersuchten Zwergbinsenrasen haben ein Homogenitätsniveau im Bereich von 15 cm.
2. Abhängig von der Ausbreitungsbiologie der Arten ergeben sich unterschiedliche charakteristische Verteilungsmuster.
3. Die Verteilung der Arten bezüglich der Bodenmächtigkeiten lässt auf die Einnischung bezüglich der Wasserverfügbarkeit und damit auch auf Konkurrenz innerhalb der ephemeren Bestände zurückschließen.

6 Gesamtbetrachtung

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Zwergbinsenrasen im Südwesten der Iberischen Halbinsel zeigen räumliche und zeitliche Muster auf verschiedenen Maßstabsebenen und erlauben auch Schlüsse auf die Ursachen der Musterentstehung.

6.1 Zwergbinsenrasen im landschaftlichen Zusammenhang

Die Zwergbinsenvegetation im westlichen Mediterrangebiet lässt sich standörtlich als Vegetation temporärer Gewässer (ESPIRITO-SANTO & ARSÉNIO im Druck, MOLINA im Druck), auch *vernal pools* (PYKE 2004a), oder der Sickerfluren (POREMBSKI 1999), auch *ephemeral flush vegetation* (RICHARDS 1957 in POREMBSKI et al. 1997) einteilen. Die untersuchten Zwergbinsenrasen sind den Sickerfluren zuzurechnen, da die Standorte durchgehend von Zuschusswasser aus rasch abfließenden Teileinzugsgebieten profitieren, jedoch nicht in größeren abflusslosen Becken liegen, die längere Zeit im Jahr überstaut sind.

In beiden Untersuchungsgebieten stellten sich ähnliche Reliefsituationen als für Zwergbinsenrasen geeignet heraus. Das verbindende Element ist in jedem Falle eine relativ geringe Hangneigung und ein im Vergleich zum Mittel der Landschaft kleines Einzugsgebiet. In diesen Lagen ist während der Winterregen auch bei längeren Pausen eine ausreichende Durchfeuchtung bis Vernässung des Bodens gegeben. Geringe Bodenmächtigkeiten mit entsprechend geringem Vermögen zur Wasserspeicherung führen im Sommer zu einer rasch eintretenden starken Austrocknung (MONTROYA & MESÓN 1994).

6.2 Standort der Zwergbinsenrasen

6.2.1 Böden

Gemeinsames Kennzeichen der Böden unter Zwergbinsenrasen ist ein stauender Horizont, der durch Gestein oder toniges Substrat gebildet werden kann. Weiterhin verfügen die Böden über eine sehr hohe nutzbare Feldkapazität. Ist dies nicht gegeben, sorgen mesoklimatische Verhältnisse für eine ausreichend gute Wasserversorgung. Insbesondere gegen Ende der Winterregen profitieren die Zwergbinsenrasen von Zuschusswasser aus rasch abfließenden Teileinzugsgebieten. Fallen diese kleiner aus, sind die Rasen in größere zusammenhängende Bodenbereiche eingebunden und die wasserführenden Bodenhorizonte erreichen meist eine größere Mächtigkeit. Die Nährstoffversorgung der Böden ist schwach bis mittel, wobei sich in der Serra de Monchique etwas mehr Humus in den Grusdecken ansammeln konnte als im Campo de Gibraltar.

6.2.2 Bodenwasserhaushalt

Wie bereits in mehreren Arbeiten aus der Mitte des letzten Jahrhunderts beschrieben (BRAUN-BLANQUET 1938, MOLINIER & TALLON 1947, 1948, POTTIER-ALAPETITE 1952) treten die Zwergbinsenrasen nur bei günstigen Witterungsverhältnissen in voller Pracht in Erscheinung. Maßgeblich für das Auflaufen bzw. Austreiben bei 20% Geophytenanteil (MOOR 1936)

ist der Verlauf des Bodenwasserhaushalts beginnend mit den ersten Herbstregen. Trockenperioden im Winter oder im zeitigen Frühjahr führen zum Ausfall einiger Arten. Die Variabilität des Verlaufs des Bodenwasserhaushalts von Jahr zu Jahr wird eindrucksvoll mit dem Eintreten der ersten starken Austrocknung in den drei Untersuchungsjahren in jeweils einem anderen Monat dokumentiert. Die Austrocknung verläuft in den beiden Untersuchungsgebieten einigermaßen synchron. Ein wesentlicher Faktor für die Stärke und Geschwindigkeit der Austrocknung ist die Bodenmächtigkeit. Der variable Bodenwasserhaushalt trägt maßgeblich zur Fluktuation der Arten bei. Sofern eine gleichmäßige Austrocknung der Böden vom Frühjahr bis zum Sommer erfolgt, ist er auch der entscheidende Faktor zur Steuerung der Vegetationsentwicklung. Falls nach einer ersten Austrocknung das Bodenwasserpotential durch vielfache Niederschläge auf hohem Niveau gehalten wird, wird die Vegetationsentwicklung durch den Energieeintrag gesteuert. Es bleibt zu bemerken, dass es entscheidend ist, wieweit die annuellen Arten bei Trockenperioden vertrocknet sind. Sofern noch blattachselständige Erneuerungsknospen unbeschädigt sind, treiben Arten wie *Cicendia filiformis* oder *Solenopis laurentia* erneut aus (LAMPE 1996).

Aus dem Verlauf des Wasserhaushalts lassen sich nicht wie bei ZEDLER (1984) die exakte Dauer der Überflutung, wohl aber vier Phasen ableiten:

1. Herbstphase: Beginnt mit den ersten Herbstregen, gute Wasserverfügbarkeit, kurze bzw. nur schwache Absenkung des Bodenwasserpotentials
2. Frühlingsphase: Beginnt mit der Erwärmung, erste Regenpause ohne starke Austrocknung
3. Frühsommerphase: Beginnt mit der ersten starken Austrocknung ($\geq pF 4$), keine Staunässe mehr
4. Sommerphase: Beginnt mit der starken sommerlichen Austrocknung, Böden längere Zeit trockener als $pF 4$.

6.2.3 Energiehaushalt

Die Höhenlage der Zwergbinsenrasen macht sich im Energiehaushalt stark bemerkbar. Neben dem höhenbedingten Temperaturgradienten tragen auch mesoklimatische Besonderheiten wie die Nebelhäufigkeit in Grat- und Sattellagen zu einem verminderten Energieeintrag in den Hochlagen bei. Dies hat eine langsamere Vegetationsentwicklung zur Folge und ist zunächst mit langsamerer Austrocknung verbunden. Höhere Windgeschwindigkeiten verstärken die potentielle Evapotranspiration jedoch erheblich, so dass ab dem Frühsommer die Entwicklung rascher vonstatten gehen muss.

6.2.4 Primär- oder Sekundärstandort

Die Grusdecken und ein Teil der Standorte im Campo de Gibraltar können als Primärstandort der Zwergbinsenrasen betrachtet werden, da die Offenhaltung von natürlichen Prozessen, wie der Dynamik der Feinmaterialauflagen und der sommerlichen Austrocknung gesteuert wird. Spielt die Nutzung, hier in erster Linie die Beweidung, bezüglich der Offenhaltung des Bodens eine größere Rolle, liegen Sekundärstandorte vor.

Die Koexistenz von Heiden und eingestreuten Zwergbinsenrasen in Lücken wird durch die Nutzung des Bodenwassers in unterschiedlicher Weise - unterschiedliche Wurzelverteilung, Auftreten der Zwergbinsenrasen während eines Überangebots - erleichtert (SCHWINNING & EHLERINGER 2001). Diese Aufteilung wird in den felsigen Bereichen um die Grusdecken noch deutlicher, wo sich Gehölze vornehmlich entlang der Klüfte ansiedeln.

6.3 Räumliche Anordnung der Zwergbinsenrasen

Die Zwergbinsenrasen sind meist bandförmig am Rande von Grus- oder Sandsteinschuttdecken angeordnet. Auch der Randbereich von Entwässerungslinien kommt in Frage. Die Landschaftselemente sind dabei im Campo de Gibraltar deutlich großflächiger ausgebildet als in der Serra de Monchique. In die Fläche gehen nur Gesellschaften, die eine größere Amplitude haben, wie das Junco-Isoeteteum oder flächenhaft günstige Bedingungen vorfinden, wie das Isoeteteum durieui.

6.4 Zeitliche Variabilität der Zwergbinsenrasen

6.4.1 Saisonale Entwicklung

Die Frage, wie die saisonale Entwicklung der Zwergbinsenrasen hin zu Sandtrockenrasen zu fassen sei, wäre denkbar einfach zu beantworten, wenn eine klare Trennung zweier zeitlicher Synusien erfolgen würde, wie dies z.B. bei Winterannuellen und Sommerannuellen in der Chihuahua-Wüste der Fall ist (Guo et al. 2002). In den Untersuchungsgebieten verlaufen die Übergänge jedoch so, dass die Arten der Isoeto-Nanojuncetea allmählich durch Arten der Helianthemetea ersetzt werden. Dieser Übergang ist auch durch Betrachtung der blühenden Phänostufe nicht aufzulösen. Erschwerend kommt hinzu, dass sich einige Arten entgegen der hypothetischen zeitlichen Aufteilung in eine erste Phase der Zwergbinsenrasen und eine zweite Phase der Sandtrockenrasen verhalten. Die bei der Diskussion des Bodenwasserhaushalts vorgeschlagene standörtliche Definition von vier Phasen ist in der Vegetation lediglich in der Herbstphase mit einer von Geophyten dominierten zeitlichen Synusie oder Chronozönose wiederzufinden. Phänophasen, die Blühwellen entsprechen, sind aufgrund des allmählichen Übergangs schwer exakt zu fassen, würden sich neben der herbstlichen Phase kaum in nur zwei weitere Phasen gruppieren lassen und würden zudem in jeder Phänophase zu einer Mischung charakteristischer Arten der beiden beteiligten Vegetationseinheiten führen.

Es wird daher vorgeschlagen, einerseits das Chronozönosenkonzept anzuwenden, was im Herbst eindeutig klappt und im Frühsommer zu Unschärfen führt. Andererseits kann die saisonale Entwicklung der Zwergbinsenrasen auch als Übergangskomplex nach MIERWALD (1988) gefasst werden, da zwei wohl definierte Einheiten beteiligt sind und sich die Abfolge nicht scharf zeitlich auflösen lässt. Den Begriff „Phasen“ wie ihn bereits WATT (1947) verwendet, sehe ich entweder als scharf getrennter Zustand, wie z.B. die Phasen eines Mosaikkomplexes oder aber als standörtlich definierte Größe wie die vom Bodenwasserhaushalt abgeleiteten Phasen. Mag diese Phasendefinition bei temporären Stillgewässern über den sichtbaren Wasserspiegel bzw. austrocknenden Teichboden

augenscheinlich erkennbar sein, so ist die Abgrenzung der 2. und 3. Phase nach dem Bodenwasserhaushalt nur mit schreibenden Messapparaturen möglich und damit für einfache Vegetationserfassungen nicht praktikabel.

6.4.2 Interannuelle Fluktuation

Die Fluktuation der Arten erreicht einen Umsatz, der dem saisonalen Turnover der oberirdisch erkennbaren Vegetation entspricht oder diesen übertrifft. Dies zeigt den starken Einfluss der variablen Witterungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet und die enorme Plastizität der Arten sowie die Rolle der permanenten Samenbank. Die Arten verhalten sich jedoch sehr unterschiedlich, was sich treffend mit dem *core-satellite*-Arten-Konzept (HANSKI 1982) fassen lässt, das von COLLINS et al. (1993) in das hierarchische Kontinuum-Konzept einbezogen wurde. Im Gegensatz zu den Untersuchungen an Wüstenannualen (BROWN 2001, GUO et al. 2002) und an Sickerflurenvegetation in den USA (HOULE & PHILLIPS 1989) entspricht sich das Maß der Fluktuation im Frühjahr und im Frühsommer. Die stärkere Fluktuation der Helianthemetea-Arten ist nicht festzustellen und auch nicht wahrscheinlich, da die Arten der Sandtrockenrasen eigentlich größere Chancen haben, dass ihre Standortansprüche früher oder später im Jahr erfüllt werden.

Die interannuelle Fluktuation ist auch mit einer räumlichen Fluktuation verbunden. Es ist zu erwarten, dass das Karussell-Modell (VAN DER MAAREL & SYKES 1993) die Veränderung der Bestände von Jahr zu Jahr erklären kann. Dies soll in einer noch anstehenden Analyse der individualscharfen Dauerflächenaufnahmen quantitativ ausgewertet werden.

6.5 Räumliche Struktur der Zwergbinsenrasen

Die räumliche Struktur der Zwergbinsenrasen wird durch spezifische Eigenschaften der beteiligten Arten bestimmt. Klonale Pflanzen bilden eine andere räumliche Verteilung als Therophyten, bei welchen die Verteilung der Samen entscheidend ist. Die Verteilung der Arten bezüglich der Bodenmächtigkeiten lässt auf die Einnischung bezüglich der Wasserverfügbarkeit und damit auch auf Konkurrenz innerhalb der ephemeren Bestände zurückschließen. Die Einhaltung eines Mindestabstands bei Geophyten hat mit intraspezifischer Konkurrenz und gleichmäßiger Ausnutzung des Bodenwassers zu tun.

Um hier weiterführende Aussagen treffen zu können, muss die Auswertung der artspezifischen Verteilung ebenso wie die Verknüpfung mit Umweltfaktoren in künftigen Untersuchungen weitergeführt werden.

Die mehrskalige Ordination ergab für die Zwergbinsenrasen ein Homogenitätsniveau von etwa 15 cm. Dies ist nicht mit dem Minimumareal gleich zu setzen, für das die zuverlässige und weitgehend vollständige Erhebung der vorhandenen Arten beachtet werden muss. Vielmehr ist davon auszugehen, dass bis zu einem Abstand dieser Länge die Vegetation autokorreliert, also von den umgebenden Arten mit bestimmt ist. Für eine Analyse der Abhängigkeit der Arten von Umweltfaktoren bietet sich eine derartige Blockgröße an. Damit ist eine wichtige Kenngröße für künftige standörtliche und floristisch-soziologische Untersuchungen in Zwergbinsenrasen erarbeitet worden.

6.6 Untersuchungsansatz

Abschließend soll die Relevanz und Eignung des ursprünglichen Forschungsansatzes kurz diskutiert werden.

6.6.1 Mehrskaliger Ansatz

Die Untersuchungen in drei Maßstabsebenen haben jeweils verschiedene Aspekte der Ökologie von Zwergbinsenrasen aufgedeckt, die sich ergänzen. Standort und Nutzungen werden erst vergleichbar, wenn neben der Bestandebene auch die weitere Umgebung intensiver untersucht wird. Die Rolle des spezifischen Einzugsgebiets ist hier ebenso hervorzuheben wie die umgebende Vegetation. Die Verzahnung der Vegetationseinheiten, aber auch die Abhängigkeit vom Wasserhaushalt ist nur durch die Kombination von Vegetationskarte und Terrainanalyse möglich. Andererseits geben die Ergebnisse der detaillierten Analyse der Verteilung von Arten über die Bodenmächtigkeit Hinweise auf die Ursachen der Vegetationsmuster auf dem Niveau von Pflanzengesellschaften. Die standortkundlichen Untersuchungen wurden auch auf verschiedenen Maßstabsebenen durchgeführt und ergänzen sich ebenfalls.

Insgesamt ist durch den mehrskaligen Ansatz ein differenzierterer Blick auf die Zwergbinsenrasen möglich geworden und das Verständnis der raumzeitlichen Muster, die von vielen Autoren seit langer Zeit als Unbeständigkeit immer wieder angegeben wurde, wesentlich verbessert worden. Eine in Transekten über Grusdecken angelegte Untersuchung von Zwergbinsenrasen mit der Messung der Bodenwassergehalte allein hätte sicher auch einige Fragen klären können, könnte aber kein so umfassendes Bild bieten wie die vorliegende Untersuchung.

6.6.2 Musteranalyse

Die vorliegende Arbeit nähert sich der Untersuchung der Dynamik von Zwergbinsenrasen mit einem mehrfach geforderten Dauerflächenansatz (BAKKER et al. 1996, HERBEN 1996). Für die saisonale Entwicklung ist ein anderer Ansatz nicht möglich, aber auch für die Untersuchung der Fluktuation von Jahr zu Jahr wäre ein anderer Ansatz schwierig zu realisieren, da die Entwicklung der Zwergbinsenvegetation in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf von Jahr zu Jahr einem anderen Zeitplan folgt. SWIHART & DUNNING (2002) beklagen, dass in der Ökologie der Schwerpunkt auf der deskriptiven Beschreibung von Mustern liege und erst allmählich nach den Ursachen der Musterbildung geforscht werde und nur sehr wenige Untersuchungen auf prozessbasierten Hypothesen aufbauen. Die Untersuchung der Vegetationsmuster in Zwergbinsenrasen erforderte zunächst die Erfassung und Beschreibung dieser Muster. Ebenfalls wurden Ursachen, die zur Musterbildung führen, untersucht. Damit liegt diese Arbeit vom Niveau der Herangehensweise im derzeitigen Feld ökologischer Musteranalysen.

Um Regressionsanalysen über verschiedene Umweltfaktoren mit dem möglichen Ziel einer Prognose des Vorkommens der Zwergbinsenrasen durchführen zu können, wäre jedoch eine strenger objektive Probenahmestrategie notwendig, was bei selten auftretenden Untersuchungsobjekten mit großen Schwierigkeiten verbunden ist. Die vorliegende Arbeit orientiert sich sehr stark an den überhaupt verfügbaren Vorkommen von Zwergbinsen-

rasen, wobei die Probeflächen aus diesem beschränkten Pool über verschiedene Höhenlagen verteilt subjektiv festgelegt wurden.

6.7 Entwicklungschancen und Gefährdung der Zwergbinsenrasen

Zwergbinsenrasen sind durch die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie des RATES DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992) geschützt. Im Detail nennen GIL JIMÉNEZ et al. (1996) für das Campo de Gibraltar das Cicendion, das Laurentio-Juncetum tingitani, das Genisto anglicae-Ericetum ciliaris, in dessen Nachbarschaft häufig Zwergbinsenrasen stehen, sowie das *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae*, das zwar nicht im Campo de Gibraltar, wohl aber in der Serra de Monchique in der Nachbarschaft von Zwergbinsenrasen angetroffen wurde. *Isoetes durieui* wird als vom Aussterben bedrohte Art in besondere Schutzverordnungen der Junta de Andalucía aufgenommen (VALDÉS CASTRILLON 1996), obwohl es von GIL et al. (1985) als häufig eingeschätzt wurde.

Die hohe Variabilität der Zwergbinsenrasen, vor allem die Veränderlichkeit zwischen den Jahren, die die saisonalen Veränderungen übersteigen kann, hat in Hinsicht auf einen möglichen Klimawandel ihre Vorteile. Kleinere Klimaveränderungen, die zu trockeneren Sommern oder feuchteren Wintern führen, werden charakteristische Arten nicht existentiell bedrohen, da diese an eine hohe klimatische Variabilität angepasst sind und nicht jedes Jahr auflaufen oder austreiben. Eine Verlängerung der Sommertrockenheit, wie sie von MONTOYA & MESÓN (1994) festgestellt wurde, würde für sich genommen lediglich für ausreichend offenen Boden sorgen und so die Zwergbinsenrasen nicht beeinträchtigen. Die Auswirkungen von Klimaänderungen umfassen jedoch auch indirekte Veränderungen von Umweltfaktoren oder der Landnutzung (RUPP et al. 2000). So wäre das Ausfallen der umgebenden Heide mit Erosion und mit rascherer Austrocknung der Böden verbunden, was die Zwergbinsenrasen durchaus beeinträchtigen würde. Kühlere Winter mit weniger Niederschlag könnten die Zwergbinsenrasen durch Trockenphasen im Winter ebenfalls gefährden. Veränderungen des Klimas müssen jedoch nicht in allen Höhenstufen gleich ausfallen und können so auch nur einen Teil der Zwergbinsenrasenstandorte gefährden (PYKE 2004b). Die schlimmsten Folgen hätte zweifellos eine Abnahme der Nebellagen im Sattelpbereich der Sierra de la Luna bei Algeciras. Die Gesellschaften der Hochlagen wären bedroht, da bei aller Unsicherheit der Vorhersage von Wanderungen der Arten (HIGGINS et al. 2003) ein Ausweichhabitat in der Umgebung nicht existiert.

Eine wesentliche Einschätzung der Entwicklungschancen der Zwergbinsenrasen in Abhängigkeit von Klima- oder Nutzungsänderungen muss die Untersuchung der Bestandsdynamik (*patch dynamics*) beinhalten, die die Frage der lokalen, regionalen Populationen und der Existenz von Metapopulationen untersucht, wie eine jüngere Diskussion zeigt. (FRECKLETON & WATKINSON 2002, 2003, HIGGINS & CAIN 2002, PANNELL & OBBARD 2003).

Die größte Bedrohung für die Zwergbinsenrasen geht von der Zerstörung ihres Habitats aus, die in vergleichbarer Situation in Kalifornien enorme Ausmaße erreicht hat (BARBOUR 2001). Infrastrukturmaßnahmen im Campo de Gibraltar betreffen im Parque Los Alcornocales in erster Linie die Kammlagen im Randbereich durch die Errichtung und Wartung von Windkraftanlagen und ein Korridor mit der Anlage der Autobahn Jerez-Los Barrios. Dadurch werden Zwergbinsenrasen nicht direkt betroffen. Die Flächen mit

Zwergbinsenrasen werden als Allmendweide mit hohem Weidedruck oder in höheren Lagen als Weide für die Kampfstierzucht mit geringem Weidedruck genutzt. In der Serra de Monchique zeigt das Beispiel einer aufgelassenen bewässerten Apfelplantage auf potentiellen Zwergbinsenrasen-Standorten, wie die Bedrohung aussehen kann. Handwerklicher Gesteinsabbau an der Picota-Südseite stellt keine Bedrohung dar, wohingegen großflächiger Gesteinsabbau die Zwergbinsenrasen-Standorte direkt und indirekt (Anlage von Straßen, Staubbelastung) beeinträchtigen würde.

7 Zusammenfassung

Raumzeitliche Vegetationsmuster in mediterranen Zwergbinsenrasen wurden in zwei Gebieten im Südwesten der Iberischen Halbinsel, der Serra de Monchique (Algarve, Portugal) und dem Campo de Gibraltar (Andalusien, Spanien), untersucht. Im westlichen Mittelmeerraum treten Zwergbinsenrasen (Isoeto-Nanojuncetea) häufig auf geringmächtigen Böden gemeinsam mit Helianthemetea-Gesellschaften auf. Die Vegetationsperiode beginnt mit den ersten Regenfällen im Herbst und endet spätestens vier Wochen nach den letzten Winterregen. Gegen Ende der Regenperiode zeichnet sich ein rascher Artenumsatz ab. Arten der Zwergbinsenrasen werden durch Arten der Sandtrockenrasen (Helianthemetea) ersetzt. Zeitliche Muster werden durch räumliche Muster ergänzt, die vom Wasserhaushalt und Materialverfrachtung abhängen. Zwergbinsenrasen sind in Lücken der Heiden oder ausdauernder Rasen einerseits und therophytenreiche Trockenrasen oder Felsgesellschaften andererseits eingebettet.

Aufbauend auf den Kenntnisstand zu mediterranen Zwergbinsenrasen wird ein konzeptionelles Modell zu ihrer Ökologie aufgestellt, das die Grundlage für den Untersuchungsansatz bietet. Zur Erfassung der raumzeitlichen Muster wurde ein dreiskaliger Ansatz gewählt, der auf jeder Maßstabebene sowohl die Erfassung der Vegetation als auch der Standortfaktoren beinhaltet. Der Einführung in den westmediterranen, ozeanisch getönten Untersuchungsraum folgt eine Darstellung der angewendeten standörtlichen Erfassungsmethoden, der vegetationskundlichen Methoden und schließlich Ausführungen zur Probenahme.

Im Landschaftsmaßstab zeichnen sich potentielle Zwergbinsenrasen-Standorte durch ein relativ kleines Einzugsgebiet und flachere Hangneigung aus als im Mittel des Gebirgsraums. Es kommen Kuppenlagen und Feinmaterialansammlungen an Verflachungen, ob als Sandsteinschuttdecken am Unterhang oder Grusdecken am Mittel- oder Unterhang, in Betracht. Ein gemeinsames Charakteristikum ist die Anordnung einer wasserleitenden Lockermaterialschicht über einem Wasserstauer, der aus Festgestein oder tonigem Material aufgebaut sein kann.

Die Klassifikation von 260 Vegetationsaufnahmen wird nach Untersuchungsgebiet gegliedert, da in der Serra de Monchique die mit einbezogenen Trockenrasengesellschaften der Klasse Helianthemetea stärker differenziert sind – es werden vier neue Subassoziationen des Helianthemo-Plantaginetums beschrieben – und im Campo de Gibraltar mehr Übergänge zu ausdauernden Rasen der Molinio-Arrhenateretea oder Anagallido-Juncion-Sümpfen gegeben sind. Zudem gibt es einige Unterschiede in der Flora. Die Verteilung der beschriebenen Gesellschaften in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage zeigt, dass Zwergbinsenrasen in allen Höhenstufen vertreten sind und neben dem Junco-Isoetetum, das eine weite Amplitude zeigt, eine Reihung der Gesellschaften mit der Höhe abgeleitet werden kann.

In den Analysen der Vegetationskarten, die Hangausschnitte im 10er Meter-Bereich abbilden, und der begleitenden Terrainanalysen zeigt sich eine klare Reihung in Abhängigkeit von einem topografischen Feuchteindex, der die Neigung zur

Wassersättigung bzw. den Staunäseeinfluss repräsentiert. Durch die Simulationsrechnung des Wasserhaushalts werden die Standortverhältnisse der verschiedenen Abschnitte einer Grusdecke und die jeweilige Eignung für Zwergbinsenrasen verständlich gemacht. Die Rolle der Porenverteilung in den Böden und deren Mächtigkeit wird dargelegt. Insbesondere für das Loto-Chaetopogonetum in Randbereichen der Grusdecken wird der entscheidende Einfluss einer über das Ende der Regenfälle hinaus anhaltenden Versorgung mit Zuschusswasser gezeigt.

Die zeitliche Variabilität der Zwergbinsenrasen wird auf der Grundlage von Dauerflächenbeobachtungen analysiert. Die saisonale Entwicklung vom Frühjahr zum Sommer lässt sich unabhängig von einer phänologischen Differenzierung der Arten nicht in klare Phasen auf trennen. Der herbstliche Aspekt der Zwergbinsenrasen kann als eigenständige Chronozönose aufgefasst werden. Für den frühlommerlichen Übergang ist eher ein Überlagerungskomplex von Gesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea und der Helianthemetea zu erkennen, bei dem der Anteil der Vertreter der einen Klasse allmählich abnimmt und entsprechend der der anderen Klasse wächst. Die Artendiversität der Bestände verändert sich während des Übergangs nicht merklich und fällt erst mit der einsetzenden Sommer trockenheit ab. Die Vegetationsentwicklung wird im Wesentlichen vom Bodenwasserhaushalt und dem Energiehaushalt gesteuert. Die Fluktuation der Arten von Jahr zu Jahr bewegt sich in einem ähnlichen Rahmen wie die saisonale Variation, was den starken Einfluss der Variabilität der Witterungsverhältnisse auf die Artenkombination der Zwergbinsenrasen herausstellt.

Die Punktmusteranalyse zur inneren Struktur der Zwergbinsenrasen zeigt artspezifische Muster, im Wesentlichen Klumpung auf verschiedenen Niveaus auf. Die Analyse des Bestandes mit einer mehrskaligen Ordination zeigt, dass die höchste räumliche Varianz bei Betrachtung von Ausschnitten mit 15 cm Kantenlänge erfasst werden kann. In einem weiteren Schritt kann die räumliche Heterogenität des Bestandes über die Abhängigkeit von der Bodenmächtigkeit auf Artniveau erklärt werden.

Bezüglich der Entwicklungschancen oder der Gefährdung der Zwergbinsenrasen ist festzustellen, dass diese rechtlichen Schutz durch die FFH-Richtlinie genießen. Unabhängig davon können Änderungen der Landnutzung bei Intensivierung aber auch bei Extensivierung das Habitat auf Sekundärstandorten einschränken. Was die Klimaentwicklung angeht, so ist es für die Entwicklung der Zwergbinsenrasen wesentlich, dass die Durchfeuchtung des Bodens im Winterhalbjahr nicht durch starke Trockenperioden unterbrochen wird. Eine sommerliche Trockenperiode dagegen ist für die Offenhaltung der Standorte wesentlich.

8 Summary

In two regions in the Southwestern Iberian Peninsula, the Serra de Monchique (Algarve, Portugal) and the Campo de Gibraltar (Andalusia, Spain), spatio-temporal patterns in Mediterranean dwarf rush communities were studied. In the western Mediterranean, dwarf rush communities (Isoeto-Nanojuncetea) on shallow soils often co-occur with Helianthemetea communities. The growing season starts at the first rainfalls in autumn and ends not later than four weeks after the last winter rains. There is a rapid species turnover towards the end of the wet season. Species of the dwarf rush communities are replaced by species of the *Tuberaria*-vegetation. Temporal patterns are complemented by spatial patterns, depending on the water balance and sediment import rates. Dwarf rush communities are embedded within scrub communities and meadows dominated by perennial herbs on the one hand and annual rich *Tuberaria*- oder *Sedum*-communities on the other hand.

Based on the current knowledge of Mediterranean dwarf rush communities, a conceptual ecological model was set up constituting the basis of this investigation. A multiscale approach was chosen for the study of spatio-temporal patterns, including vegetation records as well as measurements of habitat factors at different scales. An introduction to the western Mediterranean study region with oceanic influenced climate is followed by the description of the employed environmental survey methods, plant ecological methods and the sampling design.

On the landscape level potential habitats of dwarf rush communities are characterized by a relatively small specific catchment area and a flatter slope than the mean values of the mountain range. Hill top situations as well as fine material accumulations on flatter sections of the slope, may be sandstone debris on the lower slope may be gravel cushions on mid-slope, constitute possible habitats. A common characteristic is the position of a water permeable layer above an impermeable layer that may be formed by rock or clay.

The classification of 260 vegetation records is ordered by study region, as in the Serra de Monchique the class Helianthemetea is more intensely differentiated – four subassociations are newly defined – and in the Campo de Gibraltar more transitions to perennial meadows belonging to the class Molinio-Arrhenateretea or to Anagallido-Juncion fens are given. Moreover there are some differences in the flora. The distribution of the described communities depending on slope aspect and altitude shows that dwarf rush communities are present at all altitudinal levels. Besides the Junco-Isoetetum that shows a large amplitude, the communities may be lined up by altitude.

The analysis of the vegetation maps, each representing slope sections of 10 to 35 m, shows a distinct zonation depending on the topographic wetness index that reflects the tendency of the soils to water saturation. The environmental conditions in different sections of the gravel cushions and the subsequent habitat suitability for dwarf rush communities are explained by the simulation of the soil water balance. The role of the pore distribution in soils and of

the soil thickness are shown. The influence of water inflow after the end of the rainy period on the Loto-Chaetopogonetum close to the margins of the gravel cushions is explained.

The temporal variability of dwarf rush communities is analyzed on the basis of permanent plot records. The intra-annual development from spring to summer may not be clustered to well defined phases if the species are not phenologically differentiated. The autumnal aspect of the dwarf rush communities may be interpreted as independent chronocoenosis. The transition in early summer is rather an overlapping complex of Isoeto-Nanojuncetea and Helianthemetea communities, where the proportion of species of one class declines while the proportion of the other class increases. The species diversity of the communities did not change noticeably during the transition and declined with the beginning summer drought. The vegetation development is controlled by the soil water regime and the energy balance. The interannual species fluctuation is of the same range as the intra-annual variation. This demonstrates the strong influence of the climatic variability on the species composition of dwarf rush communities.

The point pattern analysis on the internal structure of dwarf rush communities shows species specific patterns, essentially spatial aggregations on different levels. The analysis of a community by multiscale ordination shows that the most intense spatial variance may be observed on a 15 cm scale. In the next step, the spatial heterogeneity is explained by dependence on the soil thickness at species level.

Concerning the development opportunities and the threat of dwarf rush communities the protection by the Habitats directive may be noted. However the analysed communities are threatened by landuse change that may reduce the suitable secondary habitat. Looking at climatic changes, it is essential that the wet season will not be interrupted by drought periods. On the other hand the summer drought is necessary for the provision of open habitats.

9 Literaturverzeichnis

- AG BODEN (ed.) (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. - Hannover.
- ALBRECHT, H. (1999): Vergesellschaftung, Standorteigenschaften und Populationsökologie von Arten der Klasse Isoeto-Nanojuncetea auf Ackerflächen. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 403-418.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L., S., SMITH, M. & RAES, D. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. = *FAO, Irrigation and Drainage Paper* **56**. - Rom.
- AUBERT, G. & LOISEL, R. (1971): Contribution à l'étude des groupements des Isoeto-Nanojuncetea et des Helianthemetes annua dans le sud-est méditerranéen français. - *Ann. Univ. Provence* **45**: 203-241.
- AUSTIN, M. P. (1985): Continuum concept, ordination methods, and niche theory. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **16**: 39-61.
- BAILLY, F., MUELLER, K., NIEDER, R. & SCHÖN, H.-G. (1998): Bezugsgrundlage der Boden-Ressourcen der Erde (WRB), world reference base for soil resources. = *FAO, World soil resources reports* **84**. - Braunschweig.
- BAKKER, J. P., OLFF, H., WILLEMS, J. H. & M., Z. (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? - *J. Veg. Sci.* **7**: 147-156.
- BALLESTEROS I SAGARRA, E. (1984): Sobre l'estructura i la dinamica de les comunitats terofitiques humides (classe Isoeto-Nanojuncetea) i els pradells amb *Ophioglossum lusitanicum* L. del Massis de Cadiretes (La Selva). - *Collect. Bot.* **15**: 39-57.
- BARBOUR, M. G. (2001): Vegetation in extreme conditions in California: vernal pools. - *18. Jornadas de Fitosociología*: 193-198. León.
- BARKMAN, J. J. (1973): Synusial approaches to classification. - in: WHITTAKER, R. H. (ed.) *Ordination and classification of plant communities*: = *Handbook of Vegetation Science* **5**: 437-491. Den Haag.
- BARTHA, S. (1992): Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. - *Abstr. Bot.* **16**: 31-41.
- BEGON, M. E., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1998): *Ökologie*. - Heidelberg, Berlin.
- BENZLER, A., DEIL, U. & JUNG, C. (1998): Eichenwälder in der Sierra del Aljibe (Andalusien) im Vergleich zu Wäldern im Westrif (Nordmarokko). - *Doc. Phytosoc. N.S.* **18**: 1-22.
- BERGMEIER, E. (1998): The phenological approach in Mediterranean landscape analysis. - *Phytocoenologia* **28**: 145-156.
- BERGMEIER, E. & RAUS, T. (1999): Verbreitung und Einnischung von Arten der Isoeto-Nanojuncetea in Griechenland. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 463-480.
- BERNHARD, K.-G. (1999): Die Bedeutung der Diasporenbank für die langfristige Erhaltung von Isoeto-Nanojuncetea-Gesellschaften. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 275-280.
- BEVEN, K. J. (1986): Runoff production and flood frequency in catchments of order *n*: an alternative approach. - in: GUPTA, V. K., RODRIGUEZ-ITURBE, I. & WOOD, E. F. (eds.): *Scale problems in hydrology*: 107-131. Dordrecht.
- BEVEN, K. J. & KIRKBY, M. J. (1979): A physically based variable contributing area model of catchment hydrology. - *Hydrol. Sci. Bull.* **24**: 43-69.
- BHARK, E. W. & SMALL, E. E. (2003): Association between plant canopies and the spatial patterns of infiltration in shrubland and grassland of the Chihuahuan Desert, New Mexico. - *Ecosystems* **6**: 185-196.

- BOSSDORF, O., SCHURR, F. & SCHUMACHER, J. (2000): Spatial patterns of plant association in grazed and ungrazed shrublands in the semi-arid Karoo, South Africa. - *J. Veg. Sci.* **11**: 253-258.
- BOSSUYT, B., HONNAY, O. & HERMY, M. (2004): Scale-dependent frequency distributions of plant species in dune slacks: Dispersal and niche limitation. - *J. Veg. Sci.* **15**: 323-330.
- BOUCHARD, J. (1951): Un Isoetion dans les Basses-Maures. - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **98**: 158-161.
- BOUCHARD, J. (1952): Un Isoetion dans les Basses-Maures, suite. - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **98**: 259.
- BOUTIN, C., LESNE, L. & THIERY, A. (1982): Écologie et typologie de quelques mares temporaires à isoètes d'une région aride du Maroc occidental. - *Ecol. Medit.* **8**: 31-56.
- BRANDÃO, C., RODRIGUES, R. & PINTO DA COSTA, J. (2001): Análise de fenómenos extremos precipitações intensas em Portugal continental. - Direcção dos serviços de recursos hídricos, Lissabon.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1938): Un joyau floristique et phytosociologique "L'Isoetion" méditerranéen. - *Bull. Soc. Etude Sci.* **47**: 1-23.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - Wien.
- BROWN, G. (2001): Small-scale dynamics of desert annuals in an ungrazed *Rhanterium epapposum* community over three growth seasons in Kuwait. - *Flora* **196**: 353-363.
- BROWN, J. H., ERNEST, S. K. M., PARODY, J. M. & HASKELL, J. P. (2001): Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. - *Oecologia* **126**: 321-332.
- BRULLO, S. & MINISSALE, P. (1998): Considerazioni sintassonomiche sulla classe Isoeto-Nanojuncetea. - *Itinera Geobot.* **11**: 263-290.
- CALLÉ, J. & OZENDA, P. (1950): Les Ptéridophytes des Alpes-Maritimes. - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **97**: 53-63.
- CASADO, M. A., ABBATE, G., BLASI, C. & PINEDA, F. D. (1989): Pattern diversity analysis of a clearing in a *Quercus cerris* wood. - *Vegetatio* **79**: 143-149.
- CESARACCIO, C., SPANO, D., DUCE, P. & SNYDER, R. L. (2001): An improved model for determining degree-day values from daily temperature data. - *Int. J. Biometeorol.* **45**: 161-169.
- CHEVASSUT, G. (1956): Les groupements végétaux de la Rassauta. - *Ann. Inst. Agr. Serv. Rech. Exp. Agr. Algérie* **10**: 1-96.
- CHEVASSUT, G. & QUEZEL, P. (1956): Contribution à l'étude des groupements végétaux de mares temporaires à *Isoetes velata* et de dépressions humides à *Isoetes hystrix* en Afrique du Nord. - *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord* **47**: 59-73.
- COLLINS, S. L., GLENN, S. M. & ROBERTS, D. W. (1993): The hierarchical continuum concept. - *J. Veg. Sci.* **4**: 149-156.
- COOK, F. J. & KNIGHT, J. H. (2003): Oxygen transport to plant roots: modeling for physical understanding of soil aeration. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* **67**: 20-31.
- DALE, M. R. T. (2000): Spatial pattern analysis in plant ecology. = *Cambridge Studies in Ecology* - Cambridge.
- DALE, M. R. T., DIXON, P., FORTIN, M.-J., LEGENDRE, P., MYERS, D. & ROSENBERG, M. S. (2002): Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. - *Ecography* **25**: 558-577.
- DEIL, U. (1997): Zur geobotanischen Kennzeichnung von Kulturlandschaften. Vergleichende Untersuchungen in Südspanien und Nordmarokko. = *Erdwissenschaftliche Forschung* **36**. - Stuttgart.
- DEIL, U. (2003): Characters of "traditional" and "modern" vegetation landscapes - a comparison of northern Morocco and southern Spain. - *Phytocoenologia* **33**: 819-860.
- DEIL, U., BOGENRIEDER, A. & BERGMIEIER, E. (1999): Im Zwergengarten der Geobotanik. Ökologische und populationsbiologische Forschungen zu Isoeto-Nanojuncetea- und Isoeto-Littorelletea-Arten und -Gesellschaften. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 219-507.

- DEL MORAL, R. & JONES, C. (2002): Vegetation development on pumice at Mount St. Helens, USA. - *Plant Ecol.* **162**: 9-22.
- DELCOURT, H. R., DELCOURT, P., A. & WEBB, T. I. (1983): Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time. - *Quat. Sci. Rev.* **1**: 153-175.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. - Stuttgart.
- DUNGAN, J. L., PERRY, J. N., DALE, M. R. T., LEGENDRE, P., CITRON-POUSTY, S., FORTIN, M.-J., JAKOMULSKA, A., MIRITI, M. & ROSENBERG, M. S. (2002): A balanced view of scale in spatial statistical analysis. - *Ecography* **25**: 626-640.
- DURING, H. J. (1980): Life forms and life strategies in Nanocyperion communities from the Netherlands Frisian islands. - *Acta Bot. Neerl.* **29**: 483-496.
- DURING, H. J. & VAN TOOREN, B. F. (1988): Pattern and dynamics in the bryophyte layer of a chalk grassland. - in: DURING, H. J., WERGER, M. J. A. & WILLEMS, H. J. (eds.): Diversity and pattern in plant communities: 195-208. Den Haag.
- DURING, H. J., WERGER, M. J. A. & WILLEMS, H. J. (eds.) (1988): Diversity and pattern in plant communities. - Den Haag.
- DURKA, W. & ACKERMANN, W. (1998): SORT - Ein Computerprogramm zur Bearbeitung floristischer und faunistischer Daten. 4.0. Halle.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. = *DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft* **238**. - Bonn.
- ESPIGARES, T. & PECO, B. (1993): Mediterranean annual pasture dynamics: the role of germination. - *J. Veg. Sci.* **4**: 189-194.
- ESPÍRITO SANTO, M. D. & ARSÉNIO, P. (im Druck): Seasonal pond vegetation in the Guadiana Valley (South Iberian Peninsula). - *Phytocoenologia* **34**:
- FERNÁNDEZ ALÉS, R., LAFFARGA, J. M. & ORTEGA, F. (1993): Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance. - *J. Veg. Sci.* **4**: 313-322.
- FOKEN, T. (2003): Angewandte Meteorologie, mikrometeorologische Methoden. - Berlin, Heidelberg, New York.
- FOUCAULT, B., DE (1988): Les végétations herbacées basses amphibies: systémique, structuralisme, synsystème. = *Dissertationes Botanicae* **121**. - Berlin, Stuttgart.
- FOUCAULT, B., DE (1999): Nouvelle contribution à une synsystème des pelouses sèches à thérophytes. - *Doc. Phytosoc. N.S.* **19**: 47-105.
- FRANCO, J. A. & ROCHA AFONSO, M. L. (1971): Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol I (Licopodiaceae-Umbelliferae). - Lissabon.
- FRANCO, J. A. & ROCHA AFONSO, M. L. (1984): Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol II (Clethraceae-Compositae). - Lissabon.
- FRANCO, J. A. & ROCHA AFONSO, M. L. (1994): Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol III, fasc. 1 (Alismataceae-Iridaceae). - Lissabon.
- FRANCO, J. A. & ROCHA AFONSO, M. L. (1999): Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol III, fasc. 2 (Gramineae). - Lissabon.
- FRECKLETON, R. P. & WATKINSON, A. R. (2002): Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. - *J. Ecol.* **90**: 419-434.
- FRECKLETON, R. P. & WATKINSON, A. R. (2003): Are all plant populations metapopulations? - *J. Ecol.* **91**: 321-324.
- GALÁN DE MERA, A. (1993): Flora y vegetación de los terminos municipales de Alcalá de los Gazules y Medina Sidonia (Cádiz, España). - Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Farmacia, Departamento de Biología vegetal II, Madrid.

- GASTON, K. J. (2000): Global patterns in biodiversity. - *Nature* **405**: 220-227.
- GEIßELBRECHT-TAFERNER, L., GEIßELBRECHT, J. & MUCINA, L. (1997): Fine-scale spatial population patterns and mobility of winter-annual herbs in a dry grassland. - *J. Veg. Sci.* **8**: 209-216.
- GETIS, A. & FRANKLIN, J. (1987): Second-order neighborhood analysis of mapped point-patterns. - *Ecology* **68**: 473-477.
- GIL JIMÉNEZ, Y., NAVAS FERNÁNDEZ, P., PÉREZ-LATORRE, A. V. & NIETO CALDERA, J. M. (1996): Tipos de hábitats naturales contemplados en la directiva 92/43 C.E.E. presentes en el Campo de Gibraltar y espacios naturales de interés para su conservación. - *Almoraima* **15**: 255-266.
- GIL, J. M., ARROYO, J. & DEVESA, J. A. (1985): Contribución al conocimiento florístico de las Sierras de Algeciras (Cádiz, España). - *Acta Bot. Malacitana* **10**: 97-122.
- GLENN-LEWIN, C. & VER HOEF, M. (1988): Scale, pattern analysis, and species diversity in grasslands. - in: DURING, H. J., WERGER, M. J. A. & WILLEMS, H. J. (eds.): Diversity and pattern in plant communities: 115-129. Den Haag.
- GODRON, M. (1982): L'étude du "grain" de la structure de la végétation. Application à quelques exemples méditerranéens. - *Ecol. Medit.* **8**: 191-195.
- GONZÁLEZ LASTRA, J., GARCÍA DE DOMINGO, A., HERNANIZ HUERTA, P. P., ZAZO CARDEÑA, C. & GOY GOY, J. L. (1990): Mapa geológico de España, Escala 1: 50.000, Hoja Tarifa (1077). Segunda Serie. Madrid.
- GOREAUD, F. & PÉLISSIER, R. (1999): On explicit formulas of edge effect correction for Ripley's *K*-function. - *J. Veg. Sci.* **10**: 433-438.
- GREIG-SMITH, P. (1952): The use of random and contiguous quadrats in the study of the structure of plant communities. - *Ann. Bot.* **16**: 293-316.
- GUÀRDIA, R., CASAS, C. & NINOT, J. M. (1998): Phenological patterns in mediterranean pastures and scrubs of Catalonia. - *Acta Bot. Barc.* **45**: 557-576.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. - *Ecol. Model.* **135**: 147-186.
- GUO, Q., BROWN, J. H. & VALONE, T. J. (2002): Long-term dynamics of winter and summer annual communities in the Chihuahuan Desert. - *J. Veg. Sci.* **13**: 575-584.
- HAASE, P. (1995): Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's *K*-function: Introduction and methods of edge correction. - *J. Veg. Sci.* **6**: 575-582.
- HACKE, U. G., SPERRY, J. S., EWERS, B. E., ELLSWORTH, D. S., SCHÄFER, K. V. R. & OREN, R. (2000): Influence of soil porosity on water use in *Pinus taeda*. - *Oecologia* **124**: 495-505.
- HANSKI, I. (1982): Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. - *Oikos* **38**: 210-221.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. - Stuttgart.
- HENSEN, I. (1999): Reproductive patterns in five semi-desert perennials of Southeastern Spain. - *Bot. Jahrb. Syst.* **121**: 491-505.
- HERBEN, T. (1996): Permanent plots as tools for plant community ecology. - *J. Veg. Sci.* **7**: 195-202.
- HIGGINS, S. I. & CAIN, M. L. (2002): Spatially realistic plant metapopulation models and the colonization-competition trade-off. - *J. Ecol.* **90**: 616-626.
- HIGGINS, S. I., CLARK, J. S., NATHAN, R., HOVESTADT, T., SCHURR, F., FRAGOSO, J. M. V., AGUIAR, M. R., RIBBENS, E. & LAVOREL, S. (2003): Forecasting plant migration rates: managing uncertainty for risk assessment. - *J. Ecol.* **91**: 341-347.
- HOBOHM, C. & PETERSEN, J. (1999): Zur Artenvielfalt von Zwergbinsengesellschaften. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 303-308.

- HOLLAND, R. F. & JAIN, S. K. (1984): Spatial and temporal variation in plant species diversity in vernal pools. - in: JAIN, S. & MOYLE, P. (eds.): Vernal pools and intermittent streams: 198-209. Davis, CA.
- HOULE, G. & PHILLIPS, D. L. (1989): Seasonal variation and annual fluctuation in granite outcrop plant communities. - *Vegetatio* **80**: 25-35.
- HSIEH, P. A., WINGLE, W. & HEALY, R. W. (2000): VS2DI - a graphical software package for simulating fluid flow and solute or energy transport in variably saturated porous media. - US Geological Survey, Lakewood, CO.
- INAG (2004): Rede Meteorológica, Estação 30G/01 Alferce, Precipitação mensal [mm], 10/1958 - 03/2001. Downloadable Data. http://snirh.inag.pt/snirhwww.php?main_id=2&idioma=pt. 2004.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA (2004): Valores Climatológicos Normales, Tarifa, Periodo 1971-1999. <http://www.inm.es/>. 2004.
- JAMES, S. E., PARTEL, M., WILSON, S. D. & PELTZER, D. A. (2003): Temporal heterogeneity of soil moisture in grassland and forest. - *J. Ecol.* **91**: 234-239.
- JORDÁN LÓPEZ, A., RUIZ CORDERO, A., GÓMEZ PARRALES, I. & LIMÓN SUÁREZ, F. (1999): Principales tipos de suelos asociados al bosque de *Quercus* sp. y brezal en el parque natural " Los Alcornocales" (Cádiz, Málaga). - *Almoraima* **19**: 231-240.
- JUNTA DE ANDALUCÍA, CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (2003): Precipitaciones medias mensuales en estaciones seleccionadas de Andalucía 1999, 2000. <http://www.juntadeandalucia.es>. 2003.
- KEELEY, J. E. & ZEDLER, P. H. (1998): Characterization and global distribution of vernal pools. - in: WITHAM, C. W., BAUDER, E. T., BELK, D., FERREN, W. R. J. & ORNDUFF, R. (eds.): Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems: 1-14. Sacramento, CA.
- KIRKBY, M. J. & WEYMAN, D. R. (1974): Measurements of contributing area in very small drainage basins. = *Seminar Series B* **3**. - Bristol.
- KLUTE, A. (1990): Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical Methods. - Madison, USA.
- KOLLER, D. & HADAS, A. (1982): Water relations in the germination of seeds. - in: LANGE, O. L., NOBEL, P. S., OSMOND, C. B. & ZIEGLER, H. (eds.): Physiological plant ecology II: = *Encycl. Plant Physiol.* New Ser. **12B**: 401-431. Berlin, Heidelberg, New York.
- KROHMER, J. & DEIL, U. (1999): Landnutzungswandel in der Serra de Monchique (Südportugal) in Abhängigkeit von natürlichen und anthropogenen Bedingungen. - *Geoökodynamik* **20**: 169-192.
- KROHMER, J. & DEIL, U. (2003): Paysages dynamiques et conservateurs? Couvert végétal actuel et changements de l'occupation du sol dans la Serra de Monchique (Portugal). - *Phytocoenologia* **33**: 767-799.
- KUBIENA, W. L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. - Stuttgart.
- LAMPE, M., VON (1996): Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften. = *Dissertationes Botanicae* **266**. - Berlin, Stuttgart.
- LAPPALA, E. G., HEALY, R. W. & WEEKS, E. P. (1987): Documentation of computer program VS2D to solve equations of fluid flow in variably saturated porous media. - U.S. Geological Survey, **83-4099**, Lakewood, CO.
- LARCHER, W. (1980): Ökologie der Pflanzen. = *Uni-Taschenbücher* **232**. - Stuttgart.
- LEGENDRE, P., DALE, M. R. T., FORTIN, M.-J., GUREVITCH, J., HOHN, M. & MYERS, D. (2002): The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. - *Ecography* **25**: 601-615.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology. = *Developments in Environmental Modelling* **20**. - Amsterdam.

- LEITE, A. & PINHO, J. (1998): Efeitos das chuvadas do Outono de 1997 na região da Serra de Monchique. - Direcção-Geral das Florestas, Lissabon.
- LEVIN, S. A. (1992): The problem of pattern and scale in ecology. - *Ecology* **73**: 1943-1967.
- LÖSCH, R. (2001): Wasserhaushalt der Pflanzen. = *UTB für Wissenschaft, Große Reihe* **8141**. - Wiebelsheim.
- LOUIS, H. & FISCHER, K. (1979): Allgemeine Geomorphologie. = *Lehrbuch der Allgemeinen Geographie* **1**. - Berlin, New York.
- MALATO BELIZ, J. (1982): A Serra de Monchique. Flora e vegetação. = *Collecção „Parques Naturais“* **10**. - Lissabon.
- MARISCAL RIVERA, D. & SÁNCHEZ TUNIDOR, F. (1999): Flora y vegetación de los canutos y los bosques de niebla del Parque Natural "Los Alcornocales". - *Almoraima* **19**: 37-42.
- MERCE, J. (1988): Bioclimats du sud de l'Espagne (Andalousie). - *Ecol. Medit.* **14**: 65-76.
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. = *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* **39**. - Kiel.
- MOLESWORTH ALLEN, B. (1974): A note on the distribution of the Isoetes in the Cadiz Province, Spain. - *Fern Gaz.* **11**: 163-164.
- MOLINA, J. A. (im Druck): The vegetation of temporary ponds with *Isoetes* in the Iberian Peninsula. - *Phytocoenologia* **34**:
- MOLINIER, R. & TALLON, G. (1947): L'Isoetion en Crau (Bouches-du-Rhône). - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **94**: 260-268.
- MOLINIER, R. & TALLON, G. (1948): L'Isoetion en Costière nîmoise. - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **95**: 343-353.
- MONTOYA, J. M. & MESÓN, M. L. (1994): Los factores catalizadores de "la seca de los Quercus". - *Ecología* **8**: 185-191.
- MOOR, M. (1936): Zur Soziologie der Isoetitalia. - Bern.
- MOOR, M. (1937): Ordnung der Isoetitalia (Zwergbinsengesellschaften). - Leiden.
- MÜLLER, J. (1996): Experimentelle Sukzessionsforschung zum Schutz seltener Zwergbinsengesellschaften in Norddeutschland. - *Abh. Naturw. Verein Bremen* **43**: 289-308.
- NÈGRE, R. (1956): Note sur la végétation de quelques Daya des Jbilette orientaux et occidentaux. - *Bull. Soc. Sci. Nat. Phys. Maroc* **36**: 229-241.
- NEZADAL, W. (1999): Isoeto-Nanojuncetea-Arten als Bestandteil von Ackerunkrautgesellschaften in Nordbayern und auf der Iberischen Halbinsel. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 419-426.
- NEZADAL, W., DEIL, U. & WEIß, W. (1994): Karte der aktuellen Vegetation des Campo de Gibraltar (Provinz Cádiz, Spanien). - *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. ges.* **55**: 717-756.
- NOBIS, M. (1996): Populationsbiologische Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Pioniervegetation an halbruderalen Störstellen. - *Veröff. PAÖ* **16**: 419-427.
- OJEDA, F., MARAÑÓN, T. & ARROYO, J. (1996): Patterns of ecological, chorological and taxonomic diversity at both sides of the Strait of Gibraltar. - *J. Veg. Sci.* **7**: 63-72.
- ØKLAND, R. H. (1994): Patterns of bryophyte associations at different scales in a Norwegian boreal spruce forest. - *J. Veg. Sci.* **5**: 127-138.
- OSEM, Y., PEREVOLOTSKY, A. & KIGEL, J. (2002): Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. - *J. Ecol.* **90**: 936-946.
- PANNELL, J. R. & OBBARD, D. J. (2003): Probing the primacy of the patch: what makes a metapopulation? - *J. Ecol.* **91**: 485-488.

- PÉLISSIER, R., DRAY, S. & SABATIER, D. (2001): Within-plot relationships between tree species occurrences and hydrological soil constraints: an example in French Guiana investigated through canonical correlation analysis. - *Plant Ecol.* **162**: 143-156.
- PÉREZ LATORRE, A. V., GALÁN DE MERA, A., NAVAS, P., NAVAS, D., GIL, Y. & CABEZUDO, B. (1999): Datos sobre la flora y vegetación del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz-Málaga, España). - *Acta Bot. Malacitana* **24**: 133-184.
- PIETSCH, W. (1973): Beitrag zur Gliederung der Europäischen Zwergbinsengesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. 1943). - *Vegetatio* **28**: 401-438.
- PIETSCH, W. (1999): Zum Keimverhalten ausgewählter Arten mitteleuropäischer Zwergbinsengesellschaften. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 261-274.
- PINTO GOMES, C. J., GARCÍA FUENTES, A., DE ALMEIDA LEITE, A. M. & CARDOSO GONÇALVES, P. C. (1999): Charcos temporários mediterrânicos do Barrocal Algarvio: diversidade e conservação. - *Quercetea* **1**: 53-64.
- PODANI, J., CZÁRÁN, T. & BARTHA, S. (1993): Pattern, area and diversity: the importance of spatial scale in species assemblages. - *Abstr. Bot.* **17**: 37-51.
- POREMBSKI, S. (1999): Dynamik und Diversität von Sickerfluren auf tropischen Inselbergen. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 497-507.
- POREMBSKI, S., SEINE, R. & BARTHOLOTT, W. (1997): Inselberg vegetation and the biodiversity of granite outcrops. - *J. Royal Soc. West. Austr.* **80**: 193-199.
- PORTA CASANELLAS, J., LÓPEZ-ACEVEDO REGUERÍN, M. & ROQUERO DE LABURU, C. (1999): Edafología, para la agricultura y el medio ambiente. - Madrid, Barcelona, México.
- POSCHLOD, P., BÖHRINGER, J., FENNEL, S., PRUME, C. & TIEKÖTTER, A. (1999): Aspekte der Biologie und Ökologie von Arten der Zwergbinsenfluren. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 219-260.
- POTTIER-ALAPETITE, G. (1952): Note préliminaire sur l'Isoetion tunisien. - *Bull. Soc. Bot. Fr.* **99**: 4-6.
- PYKE, C. R. (2004a): Simulating vernal pool hydrologic regimes for two locations in California, USA. - *Ecol. Model.* **173**: 109-127.
- PYKE, C. R. (2004b): Habitat loss confounds climate change impacts. - *Front. Ecol. Environ.* **2**: 178-182.
- QUILCHANO, C. & MARAÑÓN, T. (2002): Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. - *Biol. Fertil. Soils* **35**: 102-107.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): Richtlinie 92/93/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. <http://europa.eu.int/comm/environment/nature/habdir.htm>.
- RELYS, V., KOPONEN, S. & DAPKUS, D. (2002): Annual differences and species turnover in peat bog spider communities. - *J. Arachnol.* **30**: 416-424.
- RHAZI, L., GRILLAS, P., TAN HAM, L. & EL KHYARI, D. (2001): The seed bank and the between years dynamics of the vegetation of a Mediterranean temporary pool (NW Morocco). - *Ecol. Medit.* **27**: 69-88.
- RIPLEY, B. D. (1981): Spatial statistics. - New York.
- RIVAS GODAY, S. (1957): Nuevos ordenes y alianzas de Helianthemetea annua Br. Bl. - *An. Inst. Bot. Cav.* **15**: 539-651.
- RIVAS GODAY, S. (1968): Algunas novedades fitosociológicas de España meridional. - *Collect. Bot.* **7**: 997-1031.
- RIVAS GODAY, S. (1970): Revisión de las comunidades hispanas de la clase *Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl. & Tx. 1943. - *An. Inst. Bot. Cav.* **27**: 225-276.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1978): Sur la syntaxonomie des pelouses therophytiques de l'Europe occidentale. - *Coll. Phytosoc.* **6**: 55-71.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1982): Etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et séries de végétation de l'Espagne méditerranéenne. - *Ecol. Medit.* **8**: 275-288.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1988): Bioclimatología, biogeografía y series de vegetación de Andalucía occidental. - *Lagascalia* **15 (Extra)**: 91-119.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., ASENSI, A., DIEZ-GARRETAS, B., MOLERO, J. & VALLE, F. (1997): Biogeographical synthesis of Andalusia (southern Spain). - *J. Biogeogr.* **24**: 915-928.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., COSTA, M., CASTROVIEJO, S. & VALDÉS, E. (1980): Vegetación de Doñana (Huelva, España). - *Lazaroa* **2**: 5-189.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÁ, M. & PENAS, A. (2002): Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. - *Itinera Geobot.* **15**: 5-922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI ARREGUI, J. (1999): Checklist of plant communities of Iberian Peninsula, Balearic and Canary Islands to suballiance level. - *Itinera Geobot.* **13**: 353-451.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J., LOUSÁ, M. & PENAS, A. (2001): Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. - *Itinera Geobot.* **14**: 5-341.
- RODRÍGUEZ, M. A., BORGES, P. A. V. & GÓMEZ-SAL, A. (1997): Species and life-forms composition of Mediterranean mountain pastures in two years of contrasting precipitation. - *Flora* **192**: 231-240.
- RUDNER, M., DEIL, U. & GALÁN DE MERA, A. (1999): Zwergbinsengesellschaften im Südwesten der Iberischen Halbinsel. Standörtliche Einnischung und floristische Differenzierung. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 427-448.
- RUPP, T. S., CHAPIN III, F. S. & STARFIELD, A. M. (2000): Response of subarctic vegetation to transient climatic change on the Seward Peninsula in north-west Alaska. - *Glob. Chang. Biol.* **6**: 541-555.
- RUSSELL, G. J., DIAMOND, J. M., PIMM, S. L. & REED, T. M. (1995): A century of turnover: community dynamics at three timescales. - *J. Anim. Ecol.* **64**: 628-641.
- SALVO, A. E., CABEZUDO, B., ESPAÑA, L., DÍAZ GONZÁLEZ, T. E., IRANZO, J., IZCO, J. & PRADA, C. (1984): Atlas de la Pteridoflora Iberica y Balear. - *Acta Bot. Malacitana* **9**: 105-128.
- SCHAAP, M. (1999): Predicting soil hydraulic parameters from basic soil data, Rosetta. 1.0. Riverside, CA.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., HARTGE, K. H. & SCHWERTMANN, U. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/Schachtschabel. - Stuttgart.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. - Berlin, Wien.
- SCHMIDT, J. & RUDNER, M. (2000): Hebelarm-Positiometer. 1.0. Unveröffentlicht, Institut für Biologie II, Universität Freiburg, Freiburg i. Br.
- SCHRÖDER, B., RUDNER, M., BIEDERMANN, R. & KLEYER, M. (2004): Ökologische & sozio-ökonomische Bewertung von Managementsystemen für die Offenhaltung von Landschaften - ein integriertes Landschaftsmodell. - in: DORMANN, C., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDRERATH, D. & BLASCHKE, T. (eds.): Habitatmodellierung: = UFZ-Bericht **9/2004**: 111-121. Leipzig, Halle.
- SCHWINNING, S. & EHLERINGER, J. R. (2001): Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. - *J. Ecol.* **89**: 464-480.
- SENG, M. (2003): The use of understorey heterogeneity, species diversity and stand structure for characterizing *Quercus suber* forests in south- western Spain and Portugal - a methodological approach. - *Phytocoenologia* **33**: 749-766.

- SENG, M. & DEIL, U. (1999): Forest vegetation types in the Serra de Monchique (Portugal): Anthropogenic changes of oak forests. - *Silva Lusitanica* **7**: 71-92.
- SHARP, R. E., KUHN, S. W. & HSIAO, T. C. (1988): Growth of the maize primary root at low water potentials: I. Spatial distribution of expansive growth. - *Plant Physiol.* **87**: 50-57.
- SNYDER, R. L., SPANO, D., CESARACCIO, C. & DUCE, P. (1999): Determining degree-day thresholds from field observations. - *Int. J. Biometeorol.* **42**: 177-182.
- SNYDER, R. L., SPANO, D., DUCE, P. & CESARACCIO, C. (2001): Temperature data for phenological models. - *Int. J. Biometeorol.* **45**: 178-183.
- SPIEGELHAUER, R. (1994): Untersuchungen zu räumlichen und zeitlichen Verteilungsmustern in einer mediterranen Zwergbinsengesellschaft bei Tarifa (Südspanien). - Unveröffentlichte Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität, Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie, Arbeitsgruppe Geobotanik, Erlangen.
- SWIHART, R. K. & DUNNING, J. B. J. (2002): Gray matters in ecology: Dynamics of pattern, process, and scientific progress. - *ESA Bulletin* **83**: 149-155.
- TARBOTON, D. G. (2002): Terrain analysis using digital elevation models (TauDEM). Logan, Utah.
- TÄUBER, T. (1999): Vegetationsökologische und populationsbiologische Untersuchungen an niedersächsischen Zwergbinsengesellschaften - Mit einem Beitrag zur Gliederung der Isoeto-Nanojuncetea Deutschlands. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 337-354.
- TÄUBER, T. (2000a): Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea) in Niedersachsen. Verbreitung, Gliederung, Dynamik, Keimungsbedingungen der Arten und Schutzkonzepte. - Göttingen.
- TÄUBER, T. (2000b): Phänologische Daten als Hilfsmittel zur syntaxonomischen Differenzierung von Pionierbeständen- dargestellt am Beispiel von Zwergbinsen-Gesellschaften. - *Tuexenia* **20**: 365-374.
- 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). - Ithaca, N.Y.
- TORMO MOLINA, R., RUIZ TÉLLEZ, T. & DEVESA ALCARAZ, J. A. (1992): Aportación a la bioclimatología de Portugal. - *An. Jard. Bot. Madrid* **49**: 245-264.
- TRÜBY, P. & ALDINGER, E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**: 301-306.
- TURNER, M. G., GARDNER, R. H. & O'NEIL, R. V. (eds.) (2001): Landscape ecology in theory and practice. - Berlin, Heidelberg, New York.
- UPTON, G. J. G. & FINGLETON, B. (1985): Spatial Data Analysis by Example. Point Pattern and Quantitative Data. - Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- VAHLE, H.-C. (1999): Die Optimierung des eigenen Standortes durch das Isoeto-Lobelietum. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 281-291.
- VALDÉS, B., TALAVERA, S. & FERNÁNDEZ-GALIANO, E. (1987): Flora Vasculare de Andalucía Occidental. **1-3**. - Barcelona.
- VALDÉS CASTRILLON, B. (1996): El elemento endémico en el Campo de Gibraltar. - *Almoraima* **15**: 13-33.
- VAN DER MAAREL, E. (1993): Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. - *J. Veg. Sci.* **4**: 733-736.
- VAN DER MAAREL, E. (1996): Pattern and process in the plant community: Fifty years after A.S. Watt. - *J. Veg. Sci.* **7**: 19-28.
- VAN DER MAAREL, E. & SYKES, M. T. (1993): Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. - *J. Veg. Sci.* **4**: 179-188.
- VAN GARDINGEN, P. R., FOODY, G. M. & CURRAN, P. J. (1997): Scaling-Up. From Cell to Landscape. - Cambridge.

- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**: 892-898.
- VELLEND, M. (2001): Do commonly used indices of b-diversity measure species turnover? - *J. Veg. Sci.* **12**: 545-552.
- VER HOEF, M. & GLENN-LEWIN, C. (1989): Multiscale ordination: a method for detecting pattern at several scales. - *Vegetatio* **82**: 59-67.
- VIEDMA, O. & MELIÁ, J. (1999): Monitoring temporal changes in the spatial patterns of a Mediterranean shrubland using Landsat images. - *Div. Dist.* **5**: 275-293.
- VIEIRA, G. T. (1999): Coarse sand accumulations in granite mountains: the case studies of the Serra de Gerês and Serra da Estrela (Portugal). - *Z. Geomorph. N.F. Suppl.-Bd.* **119**: 119-136.
- VOGEL, A. (1999): Das Überleben von *Corrigiola littoralis*, *Illecebrum verticillatum* und *Herniaria glabra* (Illecebraceae) auf Industriebrachen und an Talsperrenufern in Nordrhein-Westfalen. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* **17**: 323-336.
- WATT, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. - *J. Ecol.* **35**: 1-22.
- WEBER, H. E., MORAVEC, J. & THEURILLAT, J. P. (2000): International Code of Phytosociological Nomenclature. 3rd edition. - *J. Veg. Sci.* **11**: 739-768.
- WEIGELT, A., RÖTTGERMANN, M., STEINLEIN, T. & BEYSCHLAG, W. (2000): Influence of water availability on competitive interactions between plant species on sandy soils. - *Folia Geobot. Phytotaxon.* **35**: 169-178.
- WIEGAND, T. & MOLONEY, K. A. (2004): Rings, circles, and null-models for point pattern analysis. - *Oikos* **104**: 209-229.
- WIENS, J. A. (1989): Spatial scaling in ecology. - *Funct. Ecol.* **3**: 385-397.
- WILSON, J. B., STEEL, J. B., KING, W. M. & GITAY, H. (1999): The effect of spatial scale on evenness. - *J. Veg. Sci.* **10**: 463-468.
- WU, J. (2004): Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. - *Landsc. Ecol.* **19**: 125-138.
- WYATT, R. & ALLISON, J. R. (2000): Flora and Vegetation of Granite Outcrops in the Southeastern United States. - in: POREMBSKI, S. & BARTHLOTT, W. (eds.): Inselbergs. Biotic Diversity of Isolated Rock Outcrops in Tropical and Temperate Regions: = Ecological Studies 409-433. Berlin, Heidelberg, New York.
- ZEDLER, P. H. (1984): Micro-distribution of vernal pool plants of Kearny Mesa, San Diego County. - in: JAIN, S. & MOYLE, P. (eds.): Vernal pools and intermittent streams: 185-197. Davis, CA.
- ZHENG, D., HUNT, E. R. J. & RUNNING, S. W. (1996): Comparison of available soil water capacity estimated from topography and soil series information. - *Landsc. Ecol.* **11**: 3-14.

Verwendete Software

ArcView 3.2 (2000): ESRI, www.esri.com.

CANOCO 4.5 (2002): C.J.F. TER BRAAK&P. SMILAUER,
www.microcomputerpower.com.

CrimeStat: A spatial statistics program for the analysis of crime incident locations 1.0 (1999): NED LEVINE&NANCY LA VIGNE, Annandale, VA, Washington, DC.

Delphi 3.0 (1997): BORLAND SOFTWARE CORPORATION, www.borland.com.

Delphi 4.0 (1999): BORLAND SOFTWARE CORPORATION, www.borland.com.

MATLAB 5.3 (2000): MATHWORKS, www.mathworks.com.

Musca2D, Programm für Multiscale Ordination 1.0 (2000): MICHAEL RUDNER,
Freiburg.

Positiometer-Software 1.63 (1998): MICHAEL NOBIS, Freiburg.

Predicting soil hydraulic parameters from basic soil data, Rosetta 1.0 (1999): MARCEL
SCHAAP, Riverside, CA.

R 1.5.1 (2002): R DEVELOPMENT CORE TEAM, www.R-project.org.

SORT - Ein Computerprogramm zur Bearbeitung floristischer und faunistischer
Daten 4.0 (1998): W. DURKA&W. ACKERMANN, Halle.

STARLOG Program 3.0 (1998): UNIDATA AUSTRALIA, Willetton. www.unidata.com.

Surfer, Surface Mapping System 7.02 (2000): GOLDEN SOFTWARE, Golden, CO.
www.goldensoftware.com.

Terrain analysis using digital elevation models (TauDEM) (2002): DAVID G.
TARBOTON, Logan, Utah. <http://moose.cee.usu.edu/taudem/taudem.html>.

Testostor 175, Daten-Logger und Softwaremodul (1998): TESTO, Lenzkirch.
www.testo.com.

VM2, Programm zur Erfassung und Verarbeitung von Vegetationsmustern 1.0 (2000):
MICHAEL RUDNER, Freiburg.

Dank

Die Dissertation wurde im Rahmen des Projekts „Vegetationsmuster in Korkeichenwaldlandschaften“ erarbeitet. Dieses Projekt wurde von der DEUTSCHEN FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) gefördert (Förderkennzeichen: DE 402/3-4).

Zum Entstehen und Gelingen dieser Arbeit haben sehr viele Menschen beigetragen, denen ich an dieser Stelle herzlich danken möchte:

Besonders danken möchte ich Prof. Dr. Ulrich Deil, der mich vom Vorschlag des Themas über den Fördermittel-Antrag bis zur Fertigstellung stets unterstützt hat. Er verhalf mir zu einem Zugang zu Andalusien und den Algarve mit einer sehr guten Einführung nicht nur aus geobotanischer Sicht sondern auch in Hinblick auf Landeskultur und Kulturgeschichte. Mit der Ausrichtung des 1. Freiburger Geobotanischen Kolloquiums „Im Zwergengarten der Botanik“ und der weiteren Ermunterung an Tagungen mit eigenen Beiträgen teilzunehmen war über die Jahre eine anhaltende Motivation gegeben.

Vor Ort wurde ich auch von Prof. Dr. Antonio Galán de Mera unterstützt, der uns die andalusischen Wege geebnet hat. Meiner Kollegin Mirijam Seng danke ich für das angenehme Arbeitsklima und anregende Diskussionen in gemeinsamen Gelände- und Bürozeiten sowie die gute Zusammenarbeit. Auch den Diplomanden und Praktikanten, die in den Geländephasen dabei waren, möchte ich für ein angenehmes Umfeld und Unterstützung danken.

Ulrich Christen hat uns in der Casa do Semeheiro beherbergt, uns viele praktische Hilfen gegeben und einen Einblick in das Leben in Monchique gewährt. In Facinas erhielt ich von José Mariano Alcalde Cuesta Unterstützung bei Verwaltungsgängen und lokalen Kontakten, sowie eine Einführung ins Brauchtum.

Für die Erlaubnis, auf den Flächen zu arbeiten, danke ich der Sociedade de Aqua de Monchique, den Eigentümern des Covao D'Agua, Don Jaime Domecq und seinem Verwalter Salvador sowie der Verwaltung des Parque Natural „Los Alcornocales“. Besonderer Dank gebührt hier José Manuel Cabezas und seinen Leuten für den Aufbau der Zäune und das wachsame Auge, das sie auf meine Untersuchungen hatten.

Während der Vorbereitung und der Auswertung konnte ich mir der vielfältigen Unterstützung am Lehrstuhl Geobotanik der Universität Freiburg sicher sein. Prof. Dr. Arno Bogenrieder danke ich für anregende Diskussionen in Fragen zur Messung von Umweltparametern, Prof. Dr. Erwin Bergmeier für Hilfen bei Fragen zur mediterranen Flora, Frau Ingeborg Vierlinger für rege Unterstützung in allen Anliegen, Herrn Wolfgang H. Müller für Unterstützung in der Vorbereitung und in weiteren hard- und softwaretechnischen Fragen, allen mitforschenden KollegInnen für ein angenehmes Betriebsklima.

Während der Arbeit wurde die Werkstatt der Biologischen Institute stark in Anspruch genommen. Herrn Schmidt und Herrn Schächtele sei stellvertretend für alle anderen für die oft kurzfristige, tatkräftige und gestaltende Mitwirkung bei Entwicklung, Bau und Anpassung von Messgeräten gedankt. Dr. Schack-Kirchner vom Institut für Bodenkunde sei für Benutzung des bodenphysikalischen Labors und Dr. Trüby für die C/N-Analysen und die Beratung bezüglich der Extraktion für die Messung der Kationen gedankt.

Während der vergangenen zweieinhalb Jahre habe ich in der Arbeitsgruppe Landschaftsökologie der Universität Oldenburg nach der Pflicht als Kür an der Dissertation weitergearbeitet. Für die Ermöglichung danke ich Prof. Dr. Michael Kleyer. Weiter möchte ich vor allem Boris Schröder für die Anstiftung zur Terrainanalyse und abiotischen Modellierung sowie Robert Biedermann, Cord Pepler-Lisbach für offene fachliche Diskussionen danken. Auch allen nicht explizit genannten Kolleginnen und Kollegen in der AG gilt mein Dank für sehr angenehmes Arbeitsklima und Unterstützung in allen Belangen.

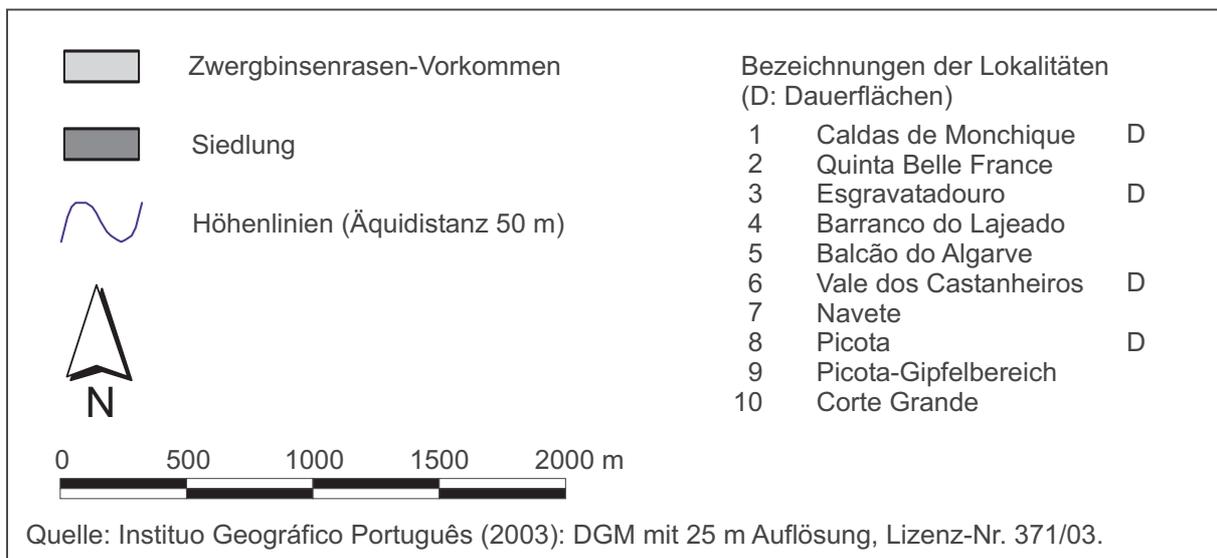
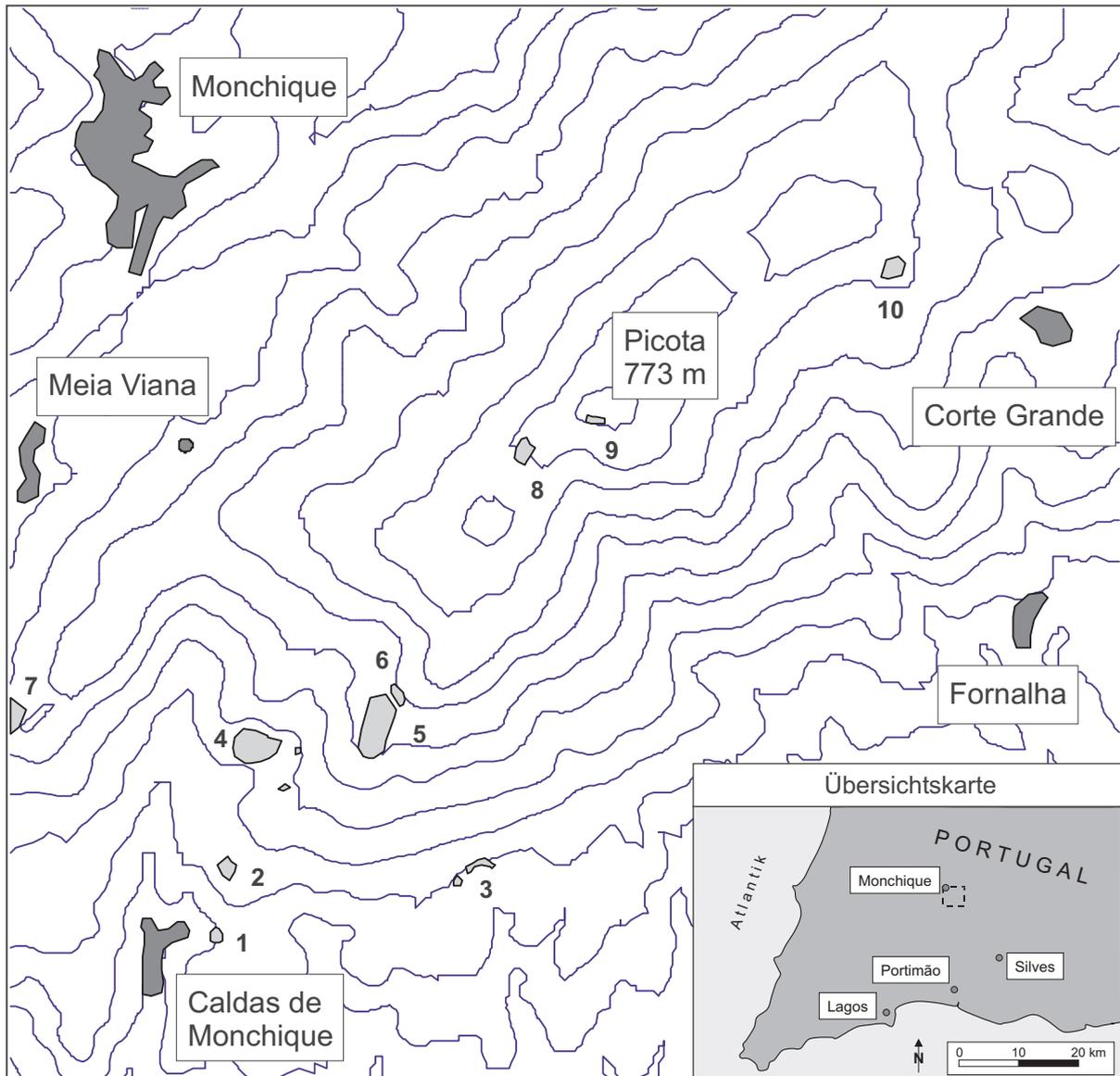
Sibylle Grandel, Thomas Rudner und Melanie Hanz danke ich fürs Korrekturlesen von Teilen des Manuskripts.

Die Doktorarbeit wurde nur möglich, da mein Frau Anja bereit war, mit einem kleineren Einkommen als zuvor ein Wanderleben ins Breisgau, in den Algarve und nach Andalusien mit ungewissem Ausgang in Kauf zu nehmen. Sie war mir stets eine Stütze und hat insbesondere in den letzten Wochen enorm viel zum Gelingen der Arbeit beigetragen. Nach weiteren zweieinhalb Jahren, in Oldenburg in denen ich wenig Zeit für die Familie hatte, möchte ich ihr und meinen beiden Kindern Lea und Laurin für die Geduld danken, die sie mit mir hatten.

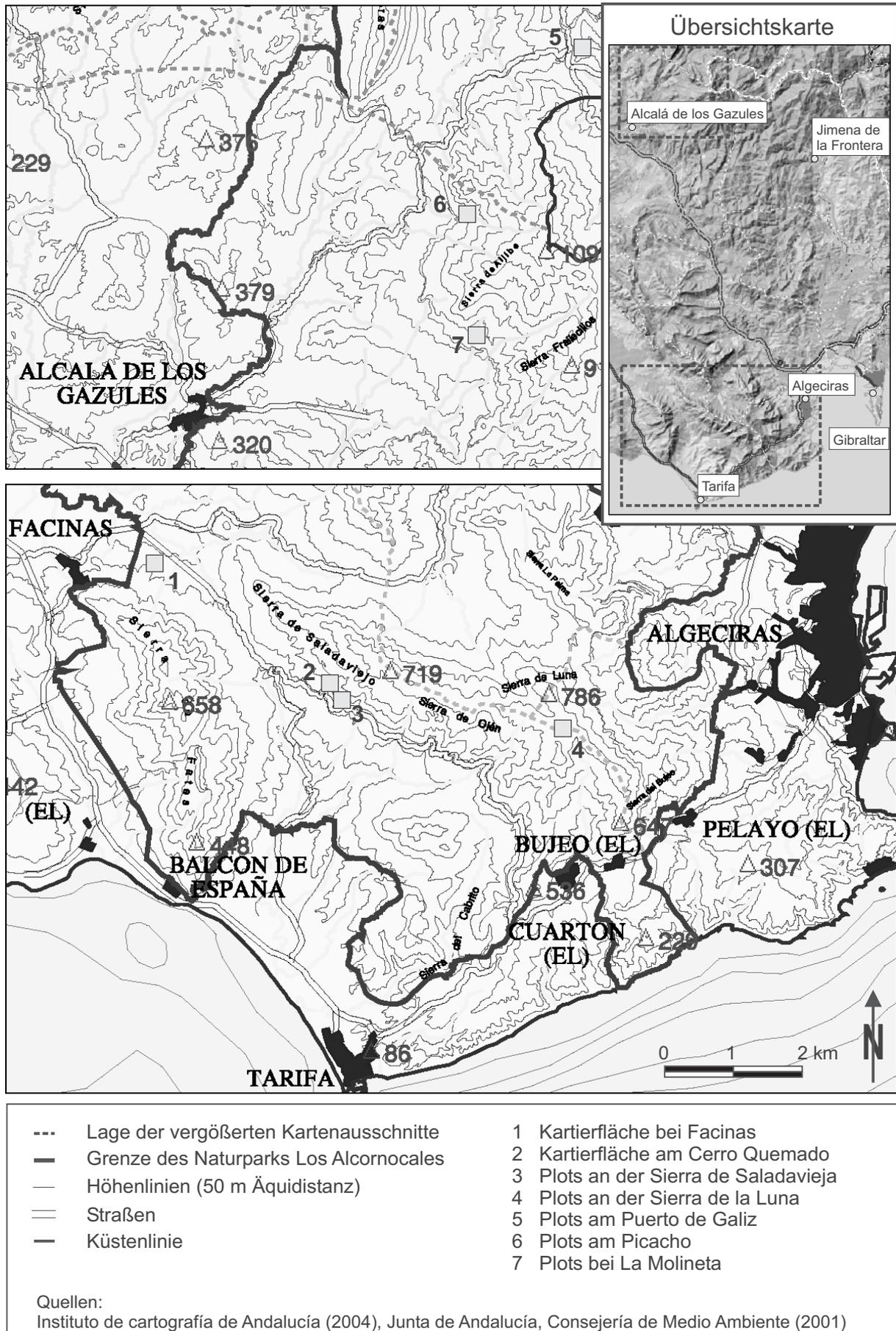
Oldenburg, im Mai 2004.

Anhang

- Karte 1 Karte des Arbeitsgebiets Serra de Monchique
- Karte 2 Karte des Arbeitsgebiets Campo de Gibraltar
- Karte 3 Vegetation auf der Kartierfläche Caldas de Monchique, Algarve
- Karte 4 Vegetation auf der Kartierfläche Facinas (Campo de Gibraltar, Spanien)
- Karte 5 Vegetation auf der Kartierfläche Cerro Quemado (Campo de Gibraltar, Spanien)
- Blockbild der Kartierfläche in Caldas de Monchique (Blick aus Westen)
- Foto der Kartierfläche Caldas de Monchique (Blick aus Osten)
- Bezeichnungen von Bodenprofilen aus der Serra de Monchique
- Schichtgrenzen in Bodenprofilen aus dem Campo de Gibraltar

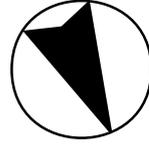
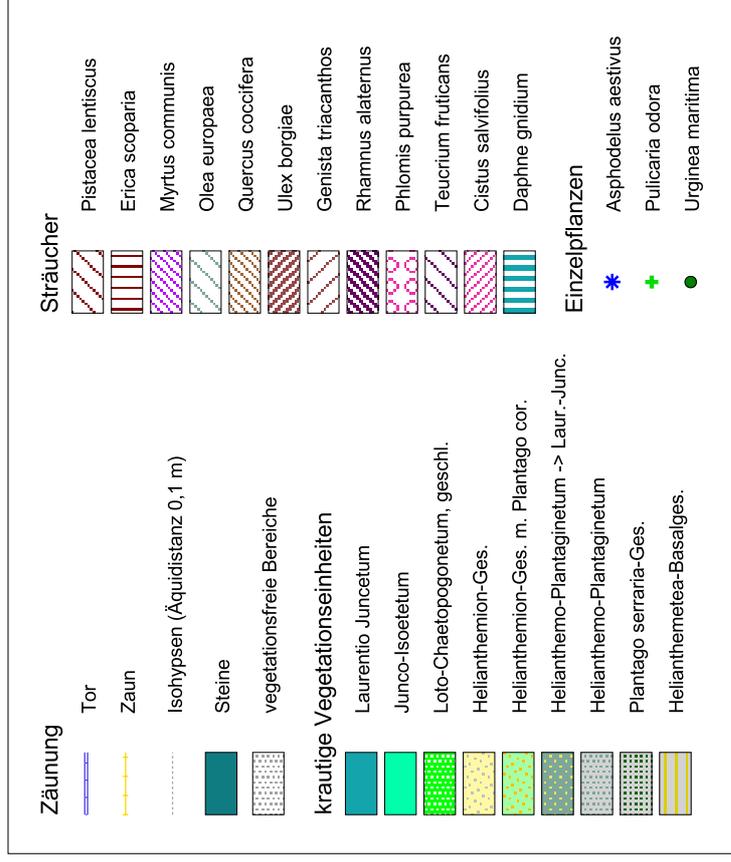
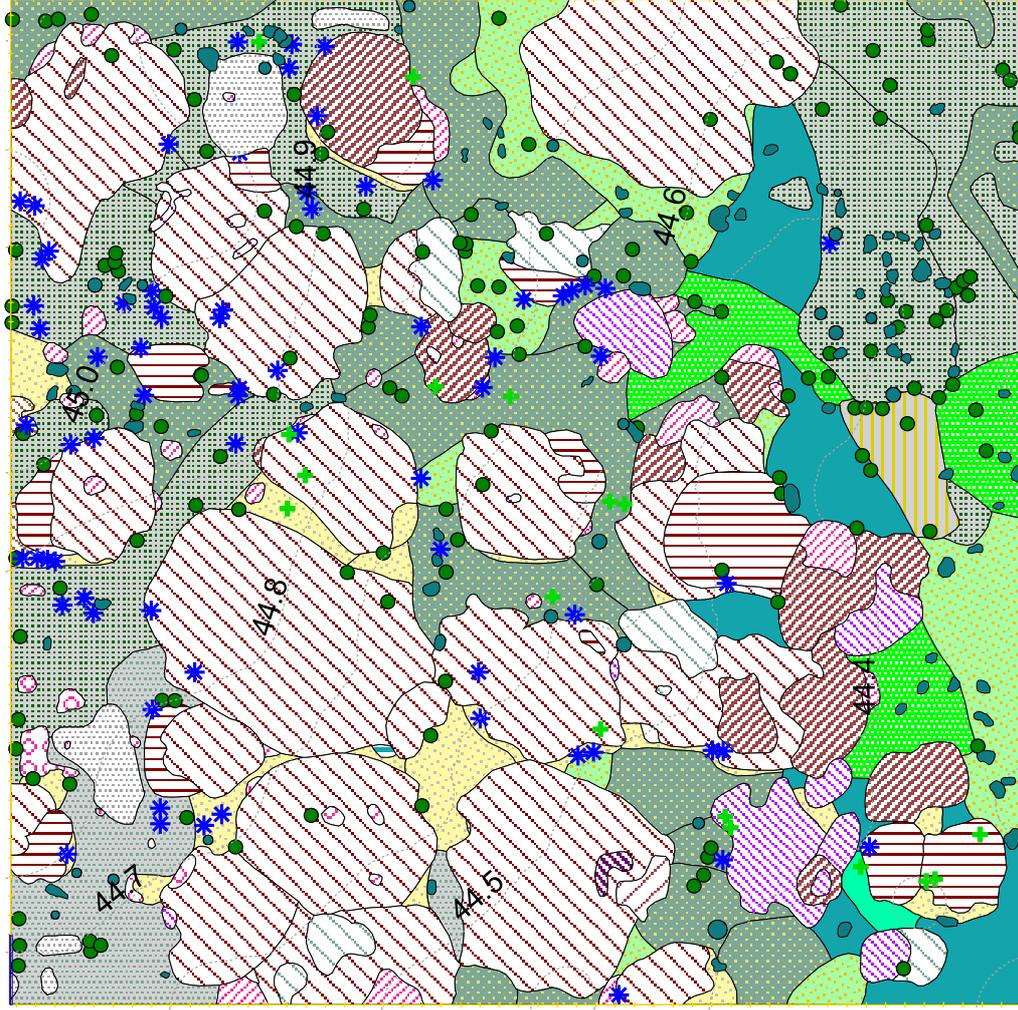


Karte 1: Karte zu den Zwergbinsenvorkommen in der Serra de Monchique



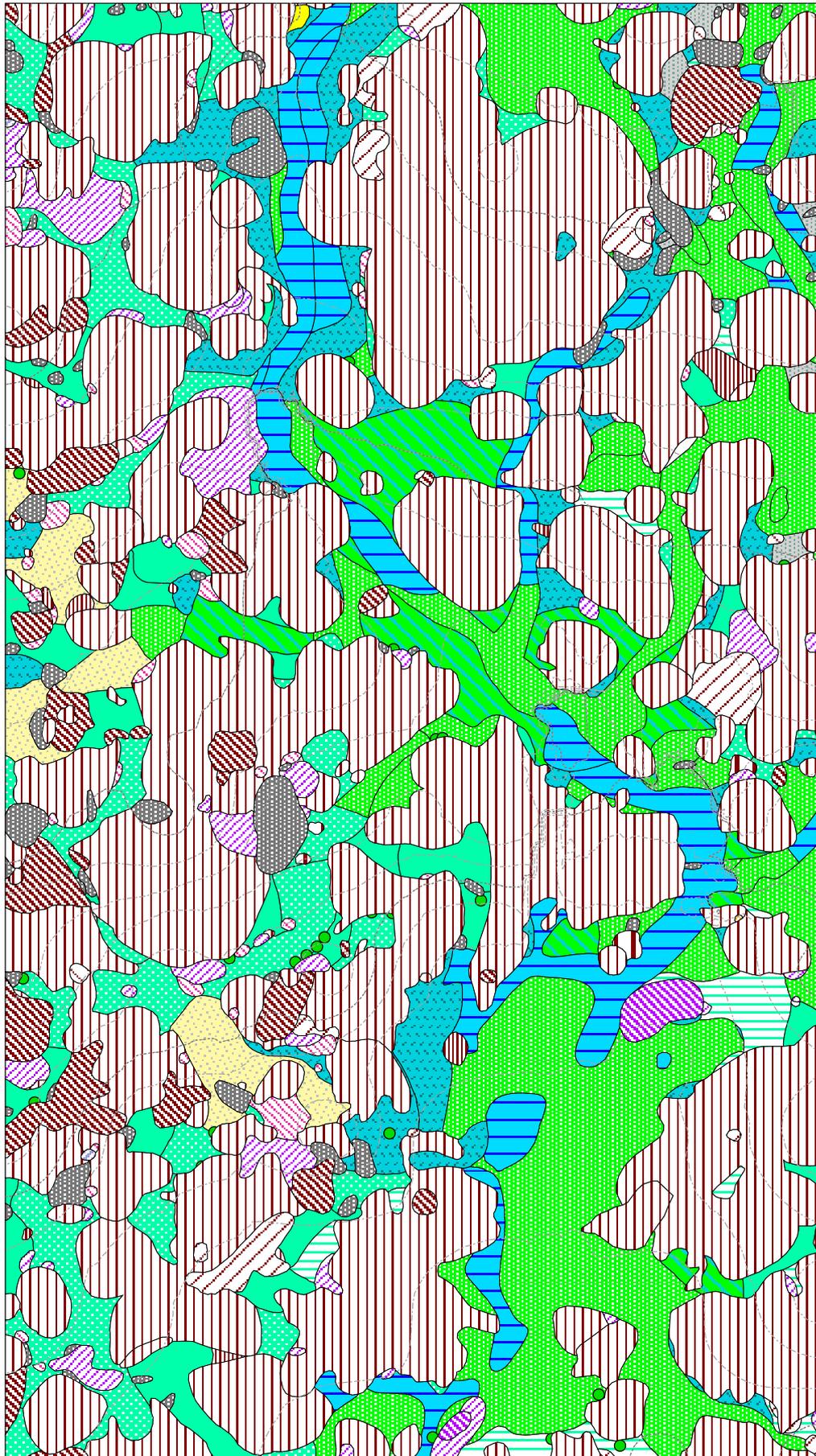
Karte 2: Karte zum Untersuchungsgebiet im Campo de Gibraltar

Karte 4: Vegetation auf der Kartierfläche Facinas (Campo de Gibraltar, Spanien)



Projekt:	Muster in Zwergbinsenrasen im SW der Iberischen Halbinsel
Thema:	Vegetation auf einer gezäunten Dauerfläche im Campo de Gibraltar, bei Facinas (Tarifa)
Geländeaufnahme:	19.04.2000 M. Rudner
Gezeichnet:	21.12.2001 M. Rudner
Maßstab:	1 : 75

Karte 5: Vegetation auf der Kartierfläche Cerro Quemado (campo de Gibraltar, Spanien)

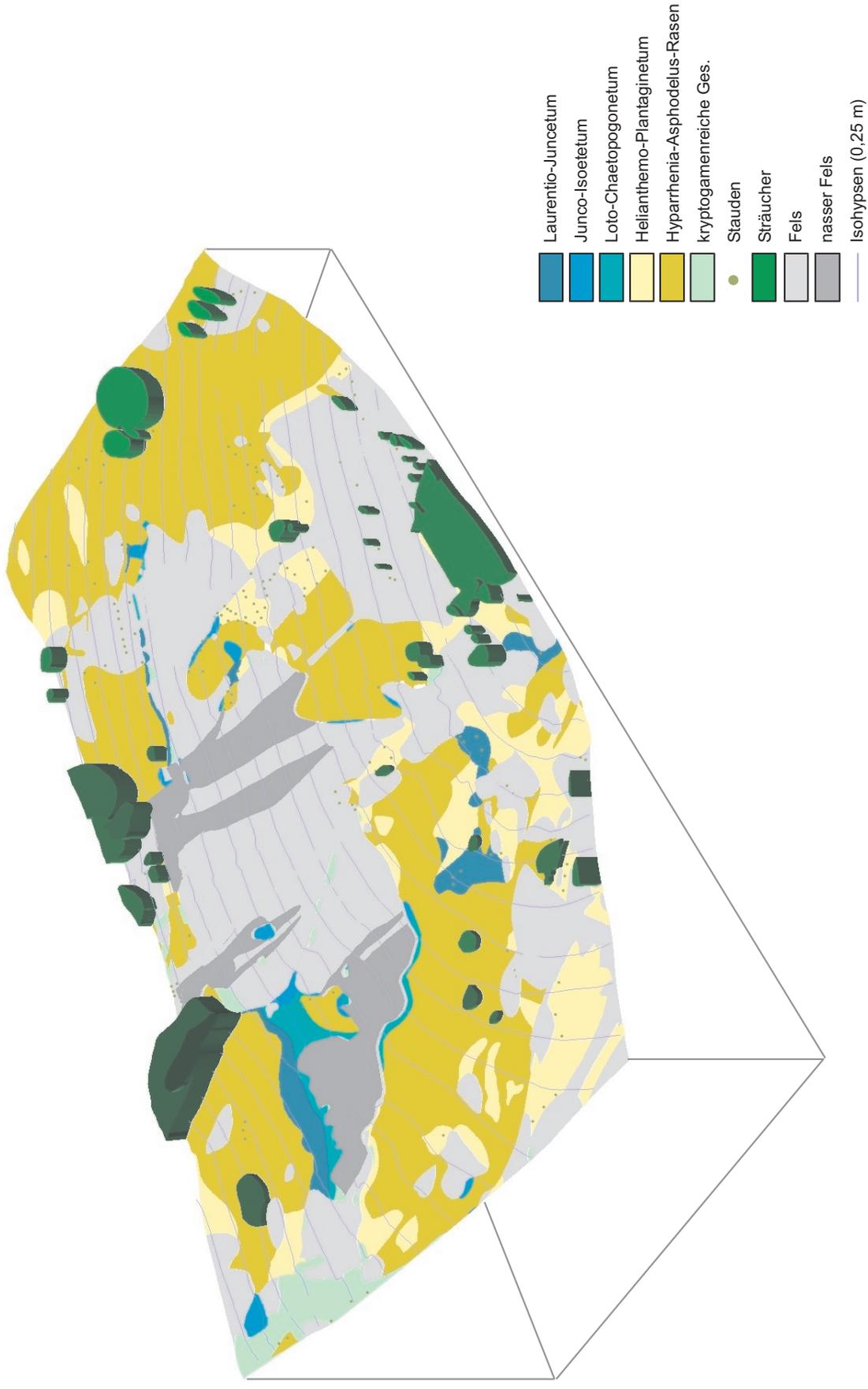


-----	Isohypsen (Äquidistanz 1m)
-----	Isohypsen (Äquidistanz 0.2m)
-----	Kanten.shp
■	Steine
Sträucher	
▨	<i>Pistacea lentiscus</i>
▨	<i>Erica scoparia</i>
▨	<i>Erica ciliaris</i>
▨	<i>Erica scoparia</i> , Wurzelstock
▨	<i>Myrtus communis</i>
▨	<i>Phillyrea angustifolia</i>
▨	<i>Genista triacanthos</i>
▨	<i>Stauracanthus boivinii</i>
▨	<i>Lavandula stoechas</i>
▨	<i>Cistus salvifolius</i>
▨	<i>Rubus ulmifolius</i>
▨	<i>Chamaerops humilis</i>
Stauden	
●	<i>Urginea maritima</i>
★	<i>Asphodelus aestivus</i>
krautige Gesellschaften	
■	<i>Junco-Isoetum</i>
■	<i>Junco-Isoetum</i> -> A.-Juncion
▨	<i>Junco-Isoetum</i> , Unterwuchs
▨	<i>Laurentio-Juncetum</i> <i>pinguiculetosum</i>
▨	<i>Loto-Chaetopogonetum</i> , kurzz. überflutet
▨	<i>Loto-Chaetopogonetum</i>
▨	<i>Loto-Chaetopogonetum</i> -> A.-Juncion
▨	<i>Helianthemion</i>
▨	<i>Helianthemo-Plantaginietum</i>

Projekt:	Muster in Zwergbinsenrasen im SW der Iberischen Halbinsel
Thema:	Vegetation auf der Kartierfläche Cerro Quemado (Campo de Gibraltar, Spanien)
Geländeaufnahme:	21.04.2000 M. Rudner
Maßstab:	1:75



Blockbild eines Hangausschnitts bei Caldas de Monchique (16 m x 35 m, 252-258 m ü. NN)



Anhang



Foto der Kartierfläche Caldas de Monchique (Blick aus Osten)

Anhang

Bezeichnungen von Bodenprofilen aus der Serra de Monchique

Liste der Kürzel

<i>Kürzel</i>	<i>Lokalität</i>	<i>Höhe ü. NN</i>
C1-3	Caldas de Monchique	250 m
C4	Caldas de Monchique	250 m
C5	Caldas de Monchique	250 m
E1	Esgravatadouro	300 m
V1	Vale dos Castanheiros	530 m
V2	Vale dos Castanheiros	530 m
V3	Vale dos Castanheiros	530 m
V4	Vale dos Castanheiros	530 m
P1	Picota	710 m
P2	Picota	710 m

Kürzel für Lokalitäten:

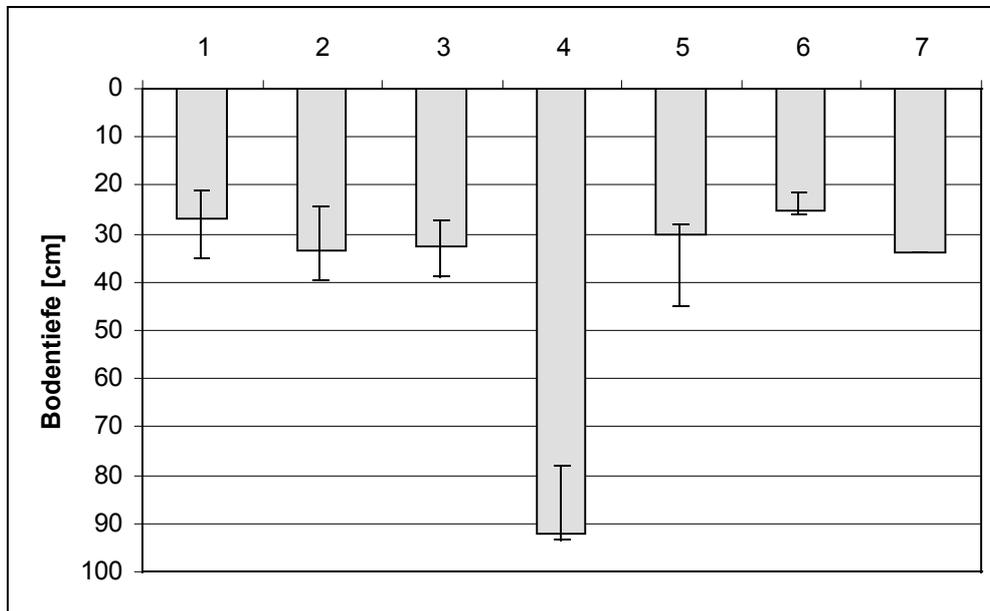
CdM Caldas de Monchique

Esg Esgravatadouro

Pic Picota

VdC Vale dos Castanheiros

Schichtgrenzen in Bodenprofilen aus dem Campo de Gibraltar



Schichtgrenze der Bodenprofile, die im Campo de Gibraltar erfasst wurden.

(1: Facinas, 2: Cerro Quemado, 3: Sierra de la Luna, 4: Sierra de Saladavieja, 5: Picacho, 6: Puerto de Galiz, 7: Sierra de Ojen. Dargestellt ist jeweils der Median. Das erste und dritte Quartil werden durch die Fehlerbalken abgedeckt.)

Kürzel für Lokalitäten:

Fac	Facinas
PdG	Puerto de Galiz
SdL	Sierra de la Luna
SdO	Sierra de Ojen
SdS	Sierra de Saldavieja

Kryptogamen									
Riccia 41.							1.
Laubmoos 153.							
Laubmoos 16b..b.							
Laubmoos 17a.
Laubmoos 18							a.....
Riccia 51.							
Laubmoos 19laaaaalb.		a.....		b3aaa.
Laubmoos 205.				
Stereocaulon spec.a.
Laubmoos 213.
Außerdem kommen vor:									
Selaginella denticulata 9:1; Asphodelus ramosus 9:1, 011:1; Pistacea lentiscus (Km.) 22:+; Brachypodium ramosum 40:1; Ornithogalum umbellatum 45:+, 42:+;									
Juncus spec. 052:1, 053:1, 051:1, 028:1; Aira caryophyllea 41:+; Pedicularis lusitanica 41:+; Lathyrus angulatus 042:+; Prunella vulgaris 41:1, 39:r;									
Parentucellia viscosa 016:r, 014:+; Blackstonia perfoliata s.str. 012:+, 020:1; Trifolium isthmocarpum 33:1, 54:+; Apium nodiflorum 34:+, 054:+; Poa trivialis									
34:1; Lavandula stoechas (Km.) 27:1, 31:+; Teucrium scorodonia baeticum 27:+; Hypericum perfoliatum 27:+, 28:1; Trifolium ligusticum 84:1; Serapias parviflora									
43:+; Lobelia urens 39:1, 28:+; Trifolium fragiferum 39:+, 041:+; Montia fontana 6:+; Trifolium dubium 24:1; Lathyrus clymenum 24:+; Petrorhagia velutina 24:1,									
060:+; Geranium purpureum 24:1; Mentha suaveolens 8:+; Andryala arenaria 8:+, 11:+; Bellis annua 20:+, 021:+; Erodium cicutarium 19:+; Bromus hordeaceus 19:+;									
Anemone palmata 19:1, 035:+; Lotus corniculatus 55:+; Juncus cf pygmaeus 026:1; Rubia peregrina (Km.) 57:+; Gnaphalium luteo-album 56:+, 52:+;									
Medicago doliata var. muricata 11:+; Eryngium tricuspidatum 015:+; Lotus conimbricensis 020:1; Allium cf guttatum 020:+, 017:+; Bromus lanceolatus 020:+, 018:+;									
Aphanes microcarpa 006:+, 004:+; Filago pyramidata 005:+, 31:+; Erodium primulaeum 002:+; Carlina cf racemosa 027:1, 031:1; Ranunculus muricatus 059:+, 041:1;									
Vulpia hispanica A02:+, A03:1; Stauracanthus boivinii A02:+; Margotia gummifera 038:+; Sedum brevifolium 058:+; Centranthus ruber s. str. 30:r;									
Rumex bucephalophorus 12:+, 060:+; Silene gallica 060:+, A01:+; Corrigiola littoralis foliosa 060:+; Teesdalia coronopifolia A01:+; Polycarpon tetraphyllum 029:+;									
Trifolium baeticum 59:+, 62:+; Sagina apetala 041:+; Erica arborea (Km.) 21:+; Genista tridens (Km.) 29:+; Gladiolus illyricus 039:1; Fritillaria lusitanica									
036:+; Allium triquetrum 033:+; Agrostis curtisii 037:+;									