
Daniel Hoffmann

Vom Fachbereich VI

(Geographie / Geowissenschaften)

der Universität Trier

zur Verleihung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

genehmigte Dissertation

**Populationsdynamik und –entwicklung des Feldhasen in
Schleswig-Holstein im Beziehungsgefüge von Klima, Prä-
dation und Lebensraum**

Betreuer: Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller

Berichterstattender: Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller

Berichterstattender: PD Dr. Martin Paulus

Datum der wissenschaftlichen Aussprache:

18.02.2003

Kiel 2003

Danksagung

An erster Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller für das Vertrauen bei der Übertragung der Projektleitung des Wildtierkatasters Schleswig-Holstein und die Überlassung des sich daraus ergebenden Themas danken.

Ohne die Unterstützung des Präsidiums, im Besonderen durch die Herren H.J. Andritter und J. Hammerschmidt sowie der Geschäftsführung des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein, wäre die Fragestellung nicht zu bewältigen gewesen - einen besonderen Dank für die hervorragende Zusammenarbeit.

Eine Freilandstudie im Umfang der vorliegenden Arbeit ist nicht zu realisieren ohne die zuverlässige und zeitaufwändige Mitarbeit der Referenzgebietsbetreuer und der Jagd ausübungsberechtigten. Daher bedanke ich mich aufrichtig bei allen Jägern Schleswig-Holsteins, die aus Interesse an der Biologie der heimischen Tierwelt mit der notwendigen Akribie und Geduld das Projekt unterstützt haben und auch künftig werden.

Die Sammlung und digitale Umsetzung der Freilanddaten zu dieser Studie wurde maßgeblich durch die Herren Dr. U. Fehlberg und meinen Kollegen Heiko Schmäuser unterstützt. Für die Diskussionsbereitschaft und Mitbereitung der Datengrundlagen bedanke ich mich herzlich.

Durch Dateneingabe und Digitalisierung waren Frau Christin Nowok und Herr Jasper Müller ebenfalls am Gelingen des Promotionsvorhabens beteiligt. Außerdem sei beiden gedankt für die stets angenehme Arbeitsatmosphäre.

Den Trierer Kollegen Frau Dr. Martina Bartel, Herrn PD Dr. Martin Paulus und Herrn PD Dr. Roland Klein sei für die Unterstützung insbesondere während des „Endspurts“ sehr gedankt.

Das umfangreiche Korrekturlesen hat mein Vater vornehmlich übernommen. Ohne ihn und meine Mutter wäre mein bisheriger Werdegang nicht realisierbar gewesen, weshalb ihnen mein ständiger Dank gilt.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Untersuchungsräume	6
2.1	Beschreibung der Hauptnaturräume Schleswig-Holsteins	8
2.1.1	Marsch.....	8
2.1.2	Geest.....	10
2.1.3	Östliches Hügelland.....	11
2.2	Charakterisierung der einzelnen Referenzgebiete	13
2.2.1	680 Nordfriesische Geestinseln	14
2.2.2	681 Nordfriesische Marschinseln.....	16
2.2.3	682 Nordfriesische Marsch	18
2.2.4	683 Eiderstedter Marsch.....	23
2.2.5	684 Dithmarscher Marsch.....	25
2.2.6	691 Bredstedt – Husumer Geest.....	26
2.2.7	692 Eider - Treene - Sorge Niederung.....	28
2.2.8	693 Heide – Itzehoer Geest.....	29
2.2.9	694 Barmstedt-Kisdorfer-Geest	30
2.2.10	695 Hamburger Ring	31
2.2.11	697 Schleswiger Vorgeest	32
2.2.12	698 Holsteiner Vorgeest	34
2.2.13	700 Angeln	36
2.2.14	70102 Hüttener Berge	40
2.2.15	70103 Dänischer Wohld	40
2.2.16	70203 Probstei	42
2.2.17	70205 Oldenburger Graben	43
2.2.18	70207 Pönitzer Seenplatte.....	44
2.2.19	70208 Holsteinische Schweiz	44
2.2.20	70210 Ahrensböcker Endmoränengebiet.....	45
2.2.21	70302 Fehmarn	46
3	Methode	47
3.1	Bestandsermittlungen.....	47
3.1.1	Feldhase - Bestandsermittlungen durch Scheinwerferzählungen.....	47
3.1.1.1	Einweisung der Mitarbeiter und Bestimmung der Taxationsfläche	47
3.1.1.2	Eingesetzte Scheinwerfer und effektive Reichweite	48
3.1.1.3	Vorgehen bei der Scheinwerfertaxation	49
3.1.1.4	Jahres- und tageszeitlicher Rahmen, Wiederholungen	50
3.1.1.5	Wetter	51
3.1.2	Besatzdichte und Hochrechnung auf den Gesamtbestand.....	51
3.1.3	Jagdstreckenerfassung beim Feldhasen.....	53
3.1.4	Raubsäuger	54

3.1.4.1	Bau- und Geheckkartierung bei Rotfuchs und Dachs.....	54
3.1.4.2	Feststellungen von Fuchs, Steinmarder und Hauskatze während der Scheinwerfertaxation	56
3.1.4.3	Jagdstrecken von Fuchs, Dachs, Stein- und Baumarder und Iltis.....	57
3.1.4.4	Einschätzung der Bejagungsintensität in Referenzgebieten.....	58
3.1.5	Mäuseartige.....	62
3.1.6	Brutpaarerfassung des Mäusebussards in den Referenzgebieten und den naturräumlichen Untereinheiten.....	63
3.2	Kartenmaterial und Flächennutzungskartierung.....	65
3.2.1	Kartenbasis der Referenzgebiete.....	65
3.2.2	Flächennutzungskartierung.....	66
3.2.3	Lineare Strukturen	67
3.2.4	Verhältnis Ackerland zu Grünland.....	68
3.2.5	Berechnungen aus der Ackerlandkartierung	69
3.3	Klima und Witterungsdaten.....	70
4	Ergebnisse.....	47
4.1	Ergebnisse der Feldhasentaxation aus 40 Referenzgebieten von 1995 bis 2002	71
4.1.1	Anzahl der ausgewerteten Taxationsfahrten	71
4.1.2	Einfluss der Witterung auf das Taxationsergebnis	72
4.1.3	Besatzdichten des Feldhasen.....	73
4.1.3.1	Klasseneinteilung über arithmetische Mittelwerte.....	74
4.1.3.2	Klasseneinteilung über Mediane	76
4.1.3.3	Hierarchische Clusteranalysen der Dichtewerte.....	78
4.1.3.4	Entwicklung der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten.....	82
4.1.3.5	Jährlicher Nettozuwachs der Hasenpopulationen in den Referenzge- bieten	90
4.1.3.6	Jährliche Nettosterblichkeit der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten	101
4.1.3.7	Analyse der Populationsparameter Feldhasendichte, Nettozuwachsrate und Wintersterblichkeit	106
4.2	Jagdstrecke als Teil der Populationsdynamik	110
4.2.1	Jagdstrecke in den Referenzgebieten als Teil der Nettosterblichkeit	110
4.2.2	Jagdstrecken im Vergleich zur Nettowintersterblichkeit in den Referenz- gebieten.....	115
4.2.3	Jagdstrecken im Vergleich zum Herbstbesatz in den Referenzgebieten.....	117
4.2.4	Entwicklung zu Jagdstrecke.....	119
4.3	Dichteermittlungen der Raubsäuger	120
4.3.1	Fuchssichtungen während der Scheinwerfertaxationsfahrten	120
4.3.2	Jagdstrecken des Rotfuchses und anderer Raubsäuger in den Referenzgebieten	121
4.3.3	Jagdintensität auf die Raubwildarten Rotfuchs, Dachs, Steinmarder und Iltis	123
4.3.4	Geheckdichte des Rotfuchses	124
4.3.5	Beurteilung der Besatzdichte des Rotfuchses.....	124
4.4	Mäuseartige.....	126
4.5	Brutpaardichten des Mäusebussards.....	128

4.6	Die Grundlagenkarten der Referenzgebiete.....	132
4.7	Flächennutzungskartierung der landwirtschaftlichen Flächen in den Referenzgebieten	135
4.7.1	Die Verteilung von Ackerland und Grünland	135
4.7.2	Die Ackernutzung auf den Referenzgebietsflächen	138
4.7.3	Clusteranalyse der Referenzgebiete in Bezug auf die Landschaftsausstattung.....	139
4.8	Die Taxationsflächen in den Referenzgebieten.....	140
4.8.1	Größe der Taxationsflächen	140
4.8.2	Repräsentativität der Taxationsflächen.....	141
4.9	Klimatische Bedingungen während des Untersuchungszeitraums	142
5	Diskussion	147
5.1	Einsatzfähigkeit der Scheinwerfertaxation	147
5.2	Die Feldhasenbesätze und deren Entwicklung in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur und der Flächennutzung	149
5.2.1	Flächenhafte Strukturparameter	150
5.2.2	Lineare Strukturparameter	154
5.2.3	Flächenutzung in den Referenzgebieten.....	156
5.3	Die Feldhasenbesätze und deren Entwicklung in Abhängigkeit des Prädatorenvorkommens	159
5.3.1	Einfluss des Rotfuchses auf das Feldhasenvorkommen	160
5.3.2	Einfluss des Mäusebussards auf das Feldhasenvorkommen.....	168
5.3.3	Vergleichende Darstellung der Bedeutung von Jagd und Prädation für die Hasenbesätze.....	171
5.4	Die Feldhasenbesätze unter dem Einfluss von Temperatur und Niederschlag	173
5.5	Faktorenanalyse und die Bedeutung der Komponenten für den Ist-Zustand der Populationsdichte	175
6	Zusammenfassung	179
7	Literatur	182
8	Anhang.....	191

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Naturräumliche Gliederung.....	8
Abb. 2-2:	Hauptnutzungsformen im Referenzgebiet 68200-80, Galmsbüll	21
Abb. 2-3:	Referenzgebiet Nordstrand in Nachbarschaft zum Naturschutzgebiet „Beltringharder Koog“ (TK 25, WIN-ART Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein	23
Abb. 2-4:	Vergleich dreier benachbarter Referenzgebiete der Marsch bezüglich Dauernutzung und Struktur	26
Abb. 2-5:	Referenzgebiet Ostenfeld (69100-10) mit Flächennutzungsanteilen.....	27
Abb. 2-6:	Referenzgebiet Alt Duvenstedt mit Nutzungsanteilen und Taxationsfläche	33
Abb. 3-1:	Beispiel für die ID-Vergabe von kartierten Flächen.....	65
Abb. 3-2:	Vergleichende Darstellung der digitalen Strukturkare von den Hintergründen der TK 25 (WIN-ART) und der Satellitenaufnahme (D-Sat 2) am Beispiel des Referenzgebietes 68400-50, Wesselburener Koog.....	66
Abb. 4-1:	Mittelwerte der Frühjahrsdichten nach Hauptnaturräumen	76
Abb. 4-2:	Vergleiche der Berechnungen der Frühjahrsdichten nach Medianen und Mittelwerten	77
Abb. 4-3:	Vergleiche der Berechnungen der Herbstdichten nach Medianen und Mittelwerten	78
Abb. 4-4:	Dendrogramm der Clusteranalyse der Dichtewerte ab dem Frühjahr 1997	80
Abb. 4-5:	Dendrogramm der Clusteranalyse der Dichtewerte ab Herbst 1995 bis Frühjahr 2002 ...	81
Abb. 4-6:	Dendrogramm der Clusteranalyse der linearen Trendentwicklung in den Referenzgebieten	85
Abb. 4-7:	Dendrogramm der Clusterung der relativen Dichtewerte seit Herbst 1995	87
Abb. 4-8:	Interpolierte Entwicklungstendenzen in den Referenzgebieten nach linearen Korrelationskoeffizienten	90
Abb. 4-9:	Vergleich der Zuwachsraten aus Medianen und Mittelwerten	92
Abb. 4-10:	Relative Zuwachszahlen nach Berechnung des Mittelwertes in den Hauptnaturräumen	93
Abb. 4-11:	Vergleich der relativen Zuwachswerte nach Berechnung der Mediane nach Hauptnaturräumen.....	94
Abb. 4-12:	Dendrogramm der Clusteranalyse der relativen Zuwachsraten in den Jahren 1996 bis 2001	97
Abb. 4-13:	Durchschnittliche Reproduktionsleitung während der Untersuchungsjahre 1996 bis 2001	98
Abb. 4-14:	Dendrogramm der Clusteranalyse der absoluten Zuwachszahlen	100
Abb. 4-15:	Relative Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten nach den Medianwerten	101
Abb. 4-16:	Relative Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten nach den Mittelwerten	102
Abb. 4-17:	Vergleich der Zuordnungen der absoluten Wintersterblichkeit über den Median und das arithmetische Mittel.....	103
Abb. 4-18:	Absolute Winterverluste in den Referenzgebieten nach Hauptnaturräumen (Mediane)	104
Abb. 4-19:	Absolute Winterverluste in den Referenzgebieten nach Hauptnaturräumen (Mittelwerte).....	105
Abb. 4-20:	Dendrogramm der Clusteranalyse aller z-transformierten Populationsdaten	109
Abb. 4-21:	Absolute Jagdstrecke je 100 ha Jagdfläche nach Hauptnaturräumen.....	111

Abb. 4-22:	Dendrogramm der Clusteranalyse der absoluten Jagdstrecken (Stck./100 ha Jagdfläche)	112
Abb. 4-23:	Relative Jagdstrecke (% vom Herbstbesatz) in den Hauptnaturräumen	113
Abb. 4-24:	Dendrogramm der Clusteranalyse der prozentualen Anteile der Jagdstrecke am Herbstbesatz	114
Abb. 4-25:	Bruterfolge der Schleiereule in Schleswig-Holstein von 1995 bis 2001	127
Abb. 4-26:	Verteilung der Brutpaardichten des Mäusebussards in der Stichprobe (n=40) nach Naturräumen (vgl.)	131
Abb. 4-27:	Hierarchische Clusteranalyse mehrerer Landschaftselemente	140
Abb. 4-28:	Vergleich der Temperaturverläufe aus 10 Klimastationen (DWD) in Schleswig-Holstein	143
Abb. 4-29:	Vergleich der Jahresniederschläge aus 10 Klimastationen (DWD) in Schleswig-Holstein	144
Abb. 4-30:	Vergleich der Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagssummen aus 10 Klimastationen des DWD.....	144
Abb. 5-1:	Entwicklung der Feldhasenbesätze und der Feldstrecke im Referenzgebiet „Nordstrand“	165
Abb. 5-2:	Entwicklung des Feldhasenbesatzes sowie der Jagdstrecken des Hasen und des Fuchses im Referenzgebiet „Wesseburener Koog“	166
Abb. 5-3:	Ernteeffekte in einem a) frühen, b) mittleren und c) späten Stadium des logistischen Populationswachstums (aus BEGON et al. 1997).....	172

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1:	Jungfuchsbejagung	59
Tab. 3-2:	Fallenjagd	60
Tab. 3-3:	Baujagd.....	60
Tab. 3-4:	Ansitzjagd	61
Tab. 3-5:	Gesellschaftsjagd	62
Tab. 4-1:	Witterungseinflüsse auf das Taxationsergebnis.....	73
Tab. 4-2:	Dichteklassen nach Mittelwerten in den Frühjahren der Untersuchungsjahre.....	75
Tab. 4-3:	Dichteklassen nach Mittelwerten im Herbst der Untersuchungsjahre.....	75
Tab. 4-4:	Zuwachswerte der Feldhasenpopulationen.....	91
Tab. 4-5:	Korrelationen der Populationsverluste	116
Tab. 4-6:	Korrelationen zwischen Herbstdichte und Jagdstrecke	118
Tab. 4-7:	Korrelation zwischen Jagdstreckenergebnissen und linearen Korrelationskoeffizienten der Populationsentwicklung.....	120
Tab. 4-8:	Korrelationen der Parameter zur Abundanzbestimmung des Rotfuchses	125
Tab. 4-9:	Gesamtbruterfolge der Schleiereule in Schleswig-Holstein	127
Tab. 4-10:	Brutpaardichten des Bussards in Naturräumen Schleswig-Holsteins.....	129
Tab. 4-11:	Korrelationen der Brutpaardichte des Mäusebussards mit den Medianwerten der Feldhasendichten sowie der Nettozuwachsrate der Untersuchungsperiode	131
Tab. 4-12:	Kartierergebnisse in den Referenzgebieten (Angaben Größe in ha; Siedlung, Wald in ha/100ha; Angaben Verkehrsnetz, Knicks, Gewässer (hier lineare) in km/100ha).....	133
Tab. 4-13:	Korrelationen zwischen den Populationsparametern des Feldhasen und den klima- tischen Jahresmittelwerten	145
Tab. 5-1:	Korrelationen der Feldhasenabundanzen in zwei benachbarten Referenzgebieten bei verschiedener Landschaftsausstattung.....	153
Tab. 5-2:	Korrelationen zwischen Brutpaardichte des Bussards, Herbsthasendichte und Knick- länge	170
Tab. 5-3:	Partielle Korrelation zwischen Brutpaardichte des Bussards und der Herbstdichte des Feldhasen unter Ausschluss der potentiellen Störvariablen „Knicklänge“	170
Tab. 5-4:	Rotierte Komponentenmatrix.....	176
Tab. 5-5:	Korrelationsmatrix der Komponenten 1-5.....	178

1 Einleitung

Der Feldhase (*Lepus europaeus*) zählt zu den Charakterarten der mitteleuropäischen Kulturlandschaft und ist seiner Popularität wegen Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen und auch gesellschaftlicher Diskussionen. Eines der Hauptbeschäftigungsfelder ist dabei die Populationsentwicklung, die sich nach Interpretation zahlreicher Indizien in den vergangenen Jahrzehnten, insbesondere seit den siebziger Jahren, in weiten Teilen des europäischen Besiedlungsraumes negativ entwickelt hat (u.a. NIETHAMMER & KRAPP 1978-1993, WIESE 1984-2002, AHRENS 1996, AHRENS 1997, MCLAREN et al. 1997, NÖSEL & SCHNEIDER 1997, MOOIJ 1998, STUBBE 1999).

Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchung ist die Erarbeitung einer wissenschaftlichen Grundlage, die die aktuellen Populationsdichten und -zyklen des Feldhasen zu beschreiben vermag und darauf aufbauend in der Lage ist, die Komponenten im Wirkungsgefüge um die Populationsdynamik zu quantifizieren. Die erforderlichen Daten wurden im Projekt „Wildtierkataster Schleswig-Holstein“ erarbeitet.

Auf Basis statistischer Auswertungen sollen darüber hinaus die Ursachen des angenommenen Populationsrückgangs anhand der gegenwärtigen Situation erörtert werden, was als Informationsquelle für ein artenschutzrelevantes Flächen- und Populationsmanagement genutzt werden kann.

Die Ursachensuche konzentriert sich auf die Komponentengruppen Klima, Lebensraum und Prädation, die neben den endogenen, intraspezifischen Stellgrößen das Wirkungsgefüge um die Populationsdynamik und -entwicklung darzustellen scheinen (MÜLLER 1998, 2002, STRAUß & POHLMAYER 2001).

Als nicht direkt durch den Menschen beeinflussbare exogene Wirkkomponente kann die klimatische Ausgangslage die Konstitution der Feldhasenpopulation entscheidend beeinflussen. Dabei müssen sowohl die klimatischen Grundbedingungen als potenziell populationsbegrenzend berücksichtigt werden, als auch die jährlichen Variationen in ihrem Einfluss auf die Überlebensrate der Junghasen (PUPPE 1966, EIBERLE et al. 1982, PEGEL 1986, HELL et al. 1997). Die klimatischen Ereignisse der Untersuchungsperiode wurden durch die Datenübernahme aus neun verschiedenen Stationen des Deutschen Wetterdienstes exakt erfasst und können als digitale Datengrundlage in der Auswertung Verwendung finden.

Die Lebensraumanalyse erfolgt auf der Basis von digitalen topografischen Karten der Referenzgebiete sowie einer in den Jahren 1996 bis 1999 durchgeführten Flächennutzungskartierung.

Die am schwierigsten zu fassende Wechselbeziehung besteht zwischen der Feldhasenpopulation und potentiellen Beutegreifern. Zu den Arten Rotfuchs und Mäusebussard sollen eigene Daten erhoben werden. Darüber hinaus sollen die Jagdstrecken der verbreitetsten Raubsäuger ausgewertet werden. Aufgrund einer unzureichenden Datenlage musste darauf verzichtet werden, die Aaskrähne in ihrer potentiellen Funktion als Junghasenprädatoren zu berücksichtigen.

Im Zusammenhang mit der Prädation stehen auch die Mäuseartigen, die je nach annueller Häufigkeit als Alternativbeute der opportunistischen Beutegreifer möglicherweise von Bedeutung für den Reproduktionserfolg des Feldhasen sind (KÖSTER 2001). Zum Prädationskontext zählt die Feldhasenjagd, die in ihrer Bedeutung als Rückgangsfaktor zwar von untergeordneter Rolle zu sein scheint (PIELOWSKI 1976, SCHÄFERS 1996, SPITTLER 1999), aber von besonderem Interesse bei der Frage nach der Nachhaltigkeit der Nutzungsform Jagd ist.

Alle diese Faktoren, von denen zu erwarten ist, dass sie sich episodisch, periodisch oder permanent auf die Lebensleistung und / oder den Fortpflanzungserfolg auswirken, sollen in ihrer Bedeutung abgewogen und präzisiert werden. Aus den häufig divergierenden Aussagen zur Ursache des Populationsrückgangs und des aktuellen Populationszustandes (u.a. TAPPER et al. 1991, GOSZCZYNSKY & WASILEWSKI 1992, MEIA et al. 1993, GUTHÖRL & KALCHREUTER 1995, MCLAREN et al. 1997, NÖSEL & AHRENS 1997, BRAY 1998, GILLIS 1998, HANSEN 1998, MOOIJ 1998, RATTENBORG 1998, SCHNEIDER 1997, SCHNEIDER & MAAR 1997, LITZBARI & LITZBARI 1999, MARBOUTIN & PÉROUX 1999, PANEK & KEMIENIARZ 1999, RÜHE 1999, STEIOF & ALTENKAMP 1999, POHLMAYER 2000, HAERER et al 2001, HACKLÄNDER 2002, MÜLLER 2002) wird die komplexe Kausalität nur im Kontext einer akribischen Ökosystemanalyse zu beantworten sein.

Die vorliegende Untersuchung soll anhand der eigenen Daten aus 40 Feldhasenpopulationen in Schleswig-Holstein dazu beitragen, insbesondere die gegenwärtige Situation zu beleuchten und daraus eine ökosystemabhängige Faktorenkonfiguration zu finden.

Die Daten zu den Populationsverhältnissen wie den analysierten potentiellen Einflussfaktoren sollen durch Einsatz anerkannter Methoden gewonnen werden.

Es wurden keine eigenen Analysen bezüglich des Gesundheitszustandes oder der Reproduktionsfähigkeit des Feldhasen in den Untersuchungsgebieten durchgeführt, allerdings wurden in fünf Referenzgebieten während der Jahre 1997 bis 1999 durch das Institut für Zoo- und Wildtierforschung in Berlin Untersuchungen zum Gesundheitszustand erlegter Feldhasen vorgenommen (FRÖHLICH et al., in präp.). Im Ergebnis zeigte sich zwar eine differenzierte Immunkompetenz in den einzelnen Populationen, was auf eine frühere Auseinandersetzung beispielsweise auch mit dem EBHS – Virus hinweist, jedoch wurde eine regionale Bedeutung für die Population ausgeschlossen. Zu gleichen Resultaten gelangten auch HOFFMANN et al. 1997, STUBBE & STUBBE 1997, ESKENS et al. 1999, FRÖHLICH et al. 2001, so

dass den Infektionskrankheiten nach derzeitigem Wissensstand lediglich eine lokale und mittelfristige Relevanz beizumessen ist, die ggf. im Einzelfall Berücksichtigung erfahren kann.

Eine zweite, endogen begründete Rückgangsursache wäre eine verringerte Fertilität weiblicher oder männlicher Feldhasen - eine Hypothese, die jedoch widerlegt zu sein scheint (BENSINGER et al. 2000, BLOTTNER et al. 2001, BRODOWSKI et al. 2001, FASSBENDER et al. 2001, GÖRITZ et al. 2001, HACKLÄNDER et al. 2001).

Der in zahlreichen Untersuchungen hauptsächlich oder ergänzend betrachtete Populationsweiser ist die Zahl erlegter Feldhasen in einem bestimmten Bezugsraum, wobei die Jagdstrecke nur als wissenschaftliche Datenbasis dienen kann, wenn die Qualität und die Kenntnis über das Zustandekommen sehr exakt zu erörtern sind (EYLERT 2000, KRÜGER 1998, HOFFMANN 2001, SKIRNISSON 1989, TAPPER 1980 & 1987). Sind die Informationen zur Jagdintensität vorhanden, kann die Jagdstrecke, die häufig über mehrere Jahrzehnte retrospektiv verfügbar ist, als seriöse Informationsquelle zur Beschreibung der Populationsentwicklung und -dynamik genutzt werden (BAINES 1991, GORETZKI & Liess 1989, KNUDTSSEN 2001, MÜLLER 2001 a,b, Schäfers 1996, TAPPER & FRANCE 1991). Allerdings sind die Daten mehrerer Untersuchungsräume kaum vergleichbar, da das Jagdverhalten der aktiven Jäger nur in Ausnahmefällen eine reproduzierbare Größe darstellte. Darüber hinaus ist die Jagdstrecke lediglich eine Methode zur Darstellung der relativen Abundanz, weshalb in der feldbiologischen Praxis eine Reihe von Techniken entwickelt worden sind, die zuverlässig eine Taxierung der absoluten Populationsdichte erlauben. Neben verschiedenen Transektmethoden (distance sampling, line transect, belt transect) werden Faeces ausgezählt oder es werden Infrarot- bzw. Halogenscheinwerfer eingesetzt. Als derzeit gebräuchlichste Methode hat sich die Taxation von Feldhasen mit Halogen - Handscheinwerfern durchgesetzt, da sowohl die Praktikabilität als auch die Zuverlässigkeit der Ergebnisse gegeben sind und der finanzielle wie personelle Aufwand angemessen ist (PIELOWSKI 1969, ELTHRINGHAM & FLUX 1971, SALZMANN-WANDELER & SALZMANN 1973, RIMATHE 1977, FRYLESTAM 1981, PÉPIN & BIRKAN 1981, BARNES et al. 1983, PFISTER 1984, SMITH & NYDEGGER 1985, Kovacs 1986, PEGEL 1986, VERHEYDEN 1991, AHRENS et al. 1995, Langbein et al. 1999, Focardi et al. 2001, DJV 2002).

In der vorliegenden Untersuchung fiel die Methodenwahl aufgrund der Projektkonzeption und der Zielsetzung auf die letztgenannte Technik. Das Projekt „Wildtierkataster Schleswig-Holstein“, das als Kooperation zwischen dem Institut für Biogeographie der Universität Trier (vorher Saarbrücken) und dem Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V. konzipiert ist (FEHLBERG 1997), hat zum Ziel, Wildtierbestände zu erfassen sowie die regionalen Unterschiede darzustellen und zu interpretieren. Zur Umsetzung der möglichst großflächigen Erhebungen besteht eine direkte Zusammenarbeit mit meist ehrenamtlichen Betreuern (in der

Regel Jäger) von Jagdbezirken in Schleswig-Holstein, die nach entsprechender Schulung und Einweisung die Scheinwerferzählungen eigenverantwortlich durchführten.

Mit dieser Personalbasis konnte es gelingen, 40 sogenannte Referenzgebiete mit einer Sollgröße von etwa 1000 ha zu installieren, in denen kontinuierlich seit 1995 bis zum Frühjahr 2002 die erforderlichen reproduzierbaren Zählfahrten organisiert werden konnten. Die daraus gewonnenen Resultate zur Frühjahrs- und Herbstdichte, die das Wechselspiel aus Zuwachs und Sterblichkeit sowie Zuwanderung und Abwanderung widerspiegeln, sind Gegenstand der populationsbiologischen Auswertungen der vorliegenden Arbeit.

Über die statistische Darstellung der Populationsdaten hinaus soll in der vorliegenden Arbeit versucht werden, die kausalen Zusammenhänge zwischen der vorgefundenen Populationsdichte sowie den jährlichen Zuwachsraten und den verschiedenen Einflussgrößen zu analysieren. Die erforderliche multifaktorielle Datenanalyse zum Ist-Zustand der 40 Feldhasenpopulationen im Untersuchungszeitraum 1995 bis 2002 soll zur weiteren Klärung der Umstände, die zu der als sicher geltenden überregionalen Populationsreduktion geführt haben, beitragen.

Aufbauend auf eine solide Datenanalyse sollen schließlich aus den Ergebnissen Hinweise für ein effektives Wildtiermanagement und naturschutzfachliche Handlungsanweisungen mit der Zielart Feldhase als Leittier für die Offenlandsarten unserer Kulturlandschaft gewonnen werden.

Eine Analyse mit solchem Anspruch kann jedoch kaum abgeschlossen sein, wenn neben der Gewährleistung der Reproduzierbarkeit der Daten keine Prüfung auf Repräsentativität erfolgt ist. Diese Fragen erforderten den höchsten Aufwand und sind in der Freilandforschung nur schwierig umzusetzen, da bereits die Wahl der erforderlichen Flächenstichprobe erst lösbar wird, wenn die Faktoren, die einen Populationszustand bestimmen, vollständig bekannt sind, was jedoch aus finanziellen und personellen Gründen nicht mit rein institutionellen Mitteln realisierbar ist (z.B. Scheitern der Ökologischen Flächenstichprobe, Umweltprobenbank). Demnach wurde in der Praxis auf die Kooperation mit Ehrenamtlichen zurückgegriffen, um möglichst flächendeckende Informationen zum Vorkommen von Tierarten zu erlangen (u.a. BERNDT et al. 2002, FLADE & SCHWARZ 1996, FEHLBERG 1997, MÄDLOW & MODEL 2000, OAG MÜNSTER 1996, STRAUß & POHLMAYER 2001, Scott & Rose 1996, WITT 1992), wobei die Reproduzierbarkeit wieder neu hinterfragt werden muss (u.a. BAILLIE et al. 1990, BAIRLEIN et al. 2000, TUCKER & HEATH 1994), da die Umfragergebnisse abhängig von der Qualität der Beobachter vor Ort sind.

Die Schwierigkeiten gipfeln schließlich in den Versuchen, aus den Stichproben auf einen wahrscheinlichen Gesamtbestand einer Tierart in einer dynamischen und hochkomplexen Umwelt zu schließen (GREENWOOD 1999, TULJAPURKAR 1990). Die Konfidenzintervalle der Schätzungen werden dabei häufig um ein Vielfaches größer als der errechnete Mindest-

bestand der Art (HEATH et al. 2000), so dass die Realitätsnähe der Angaben sehr in Frage gestellt werden kann. Bemerkenswert ist, dass insbesondere populäre und seltene Vogelarten (z.B. Weißstorch, in HEATH et al. 2000) relativ exakt eingeschätzt werden können, was auf das breite Interesse und eine eindeutige Identifizierung der Art zurückzuführen ist. Ungleich schwieriger wird die Aufgabe, wenn eine Tierart weit verbreitet und vornehmlich nachtaktiv ist, wie dies beim Feldhasen zutrifft. Um überhaupt in die Situation zu gelangen, wissenschaftlich fundierte Aussagen über den Gesamtbestand zu machen, sind aufwändige Untersuchungsprogramme notwendig. Die Autoren sind dann meist in der Lage, wahrscheinliche Mindestbestände anzugeben (AHRENS 2000, FEHLBERG 1999, HOFFMANN 2000 & 2001, PEGEL 1986, STRAUß & POHLMAYER 2001 A, B), wobei die Hochrechnungen jeweils eine Reihe von Unwägbarkeiten bezüglich Repräsentativität und Reproduzierbarkeit beinhalten.

In der vorliegenden Arbeit orientiert sich der Versuch der Flächenextrapolation an den naturräumlichen Gliederungen des Landes (MEYNEN et al. 1962, Stat. LA 2001), wobei die Taxationsflächen innerhalb der Referenzgebiete in einem ersten Schritt auf ihre Aussagefähigkeit getestet wurden.

Mit den insgesamt 40 Referenzgebieten und einem Gesamtuntersuchungszeitraum von über sieben Jahren ist die Arbeit eine der umfassendsten Analysen zur Feldhasenpopulation und seiner Einflussfaktoren in einem Bundesland. Anknüpfend an die richtungsweisenden Arbeiten von Pegel (1986) wurden praktikable Freilandmethoden, die in diesem Umfang nur mit Hilfe von ehrenamtlichen Helfern zu realisieren waren, Informationen und Möglichkeiten der Geographischen Informationssysteme und moderne statistische Anwendungen genutzt, um die Thematik zu bearbeiten.

Zur Beantwortung der Fragestellungen sollen zunächst die Methoden auf ihre Verwendbarkeit überprüft werden, um in den dann folgenden Schritten die oben differenzierten Einflussfaktoren, wie Klima, Lebensraum, Prädation und Jagd eingeschlossen, im einseitigen und multifaktoriellen Kontext zu bewerten. In einer Schlussbetrachtung werden Empfehlungen für ein artenschutzorientiertes Flächen- und Populationsmanagement ausgesprochen.

Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchung ist die Erarbeitung einer wissenschaftlichen Grundlage, die die aktuellen Populationsdichten und -zyklen des Feldhasen zu beschreiben und interpretieren vermag. Die Teilziele konzentrieren sich dabei auf die Analyse der Ökosystemkomponenten des Lebensraumes, der Wechselbeziehungen mit potentiellen Prädatoren sowie dem Einfluss der klimatischen Gegebenheiten. Besondere Aufmerksamkeit soll darüber hinaus die Präzisierung des anthropogenen Mortalitätsfaktors Jagd erhalten.

2 Untersuchungsräume

Die Auswahl der Referenzgebiete erfolgte zum einen nach Kriterien der naturräumlichen Zusammensetzung Schleswig-Holsteins. Dabei wurde darauf geachtet, einen möglichst repräsentativen Überblick über die verschiedenen regionaltypischen Biotoptypen und Flächennutzungen des Landes zu gewinnen, um neben den lokal gültigen Aussagen für die einzelnen Untersuchungsreviere auch die Möglichkeit der Charakterisierung von regionalen Habitatpotentialen zu erhalten.

Zum anderen wurde neben diesen räumlich ökologischen Ansprüchen an die Referenzgebietsauswahl die Gewährleistung einer zuverlässigen und langfristigen Ausführung der Erfassungsaufgaben durch das Wildtierkataster als Grundvoraussetzung für die Teilnahme im Projekt anerkannt.

Da der Untersuchung der räumlichen Verteilung des Feldhasen die größte Bedeutung beigemessen werden sollte, waren grundsätzlich alle Lebensräume Schleswig-Holsteins mit Ausnahme der Halligen, wo der Feldhase nicht vorkommt (BORKENHAGEN 1993) als Untersuchungsflächen geeignet.

Aufgrund dessen, dass der Feldhase dem Jagdrecht unterliegt, richtet sich aus Praktikabilitätsgründen die Begrenzung einer Untersuchungsfläche in der Regel nach den Grenzverläufen eines Jagdbezirktes. Allerdings wurde in der Vorbereitungsphase des Projektes versucht, eine durchschnittliche Referenzgebietsgröße von 1.000 ha einzuhalten, woraus teilweise ein Zusammenschluss mehrerer benachbarter Jagdreviere zu einem Referenzgebiet resultierte, während bei sehr großen Jagdbezirken die Untersuchungen auf diese Größenordnung fokussiert wurden.

Aus der langfristigen Kooperation seitens der Betreuer der einzelnen Referenzgebiete ergibt sich die im folgenden betrachtete Selektion von 40 Referenzgebieten, die sich mindestens seit Herbst 1995 regelmäßig an den Untersuchungen zur Feldhasendichte beteiligten.

Die naturräumliche Zuordnung der einzelnen Referenzgebiete erfolgt nach den Gliederungen des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein (Stat. LA), die in deutlicher Anlehnung an die Gliederung von MEYNEN et al. (1962) entstanden ist.

Entscheidend für die Verwendung der naturräumlichen Gliederung nach dem Statistischen Landesamt ist die Aktualität dieser Veröffentlichungen, so dass für die einzelnen Naturräume die Bodenflächen nach ihrer tatsächlichen Nutzung für die Jahre 1997 und 2001 in die Be-

trachtungen einbezogen werden können. Um einen ungefähren Eindruck zur Verteilung von Ackerland und Dauergrünland für die Naturräume zu erhalten, wird in Ausnahmefällen auf die Ergebnisse der Erhebungen des Statistischen Landesamtes zur Wirtschaftsfläche nach Bewirtschaftungsarten in landwirtschaftlichen Betrieben (1996, 2001) verwiesen. Allerdings dienen diese Werte nur dazu, grobe prozentuale Verteilungen aufzuzeigen, da sich die Angaben auf Betriebsgrößen und nicht auf tatsächliche Bodenflächen im jeweiligen Naturraum beziehen.

Bei der zusammengefassten Auswertung ist der Hauptnaturraum die Bezugfläche für die Hochrechnungen. Das Stat. LA unterscheidet für Schleswig-Holstein vier Raumarten, die vor allem ökologisch wichtige Abgrenzungen darstellen sollen (auch HEYDEMANN 1998). Unter dem Großnaturraum „Marsch“ werden die Naturräume „Nordfriesische Marschinseln“ (681), „Nordfriesische Marsch“ (682), „Eiderstedter Marsch“ (683), „Dithmarscher Marsch“ (684) und die „Holsteinischen Elbmarschen“ (671) verstanden. Die „Hohe Geest“ beinhaltet die „Nordfriesischen Geestinseln“ (680), die „Lecker Geest“ (690), die „Bredstedt-Husumer Geest“ (691), die „Eider-Treene-Niederung“ (692), die „Heide-Itzehoe-Geest“ (693), die „Barmstedt-Kisdorfer Geest“ (694), den „Hamburger Ring“ (695) und die „Lauenburger Geest“ (696). Als „Vorgeest“ oder „Niedere Geest“ werden zusammenfassend die Naturräume „Schleswiger Vorgeest“ (697), die „Holsteinische Vorgeest“ (698) und die „Südmecklenburgischen Niederungen“ (760) betrachtet. Als „Östliches Hügelland“ werden die Regionen „Angeln“ (700), „Schwansen und Dänischer Wohld“ (701), das „Ostholsteinische Hügelland“ (702a und 702b), „Nordoldenburg und Fehmarn“ (703) und das „Westmecklenburgische Seen-Hügelland“ verstanden (Abb. 2-1).

Aufgrund der Stichproben von insgesamt 40 Referenzgebieten wurden in der vorliegenden Arbeit bei der Analyse der Taxationsdaten des Feldhasen die Ergebnisse der Hohen Geest und der Vorgeest wegen der guten Vergleichbarkeit als ein Hauptnaturraum behandelt. Es erschien nicht sinnvoll, die beiden Geestbereiche zu trennen, da die Stichprobe in diesen Landschaften mit insgesamt elf Referenzgebieten als zu gering für eine Differenzierung erachtet wurde.

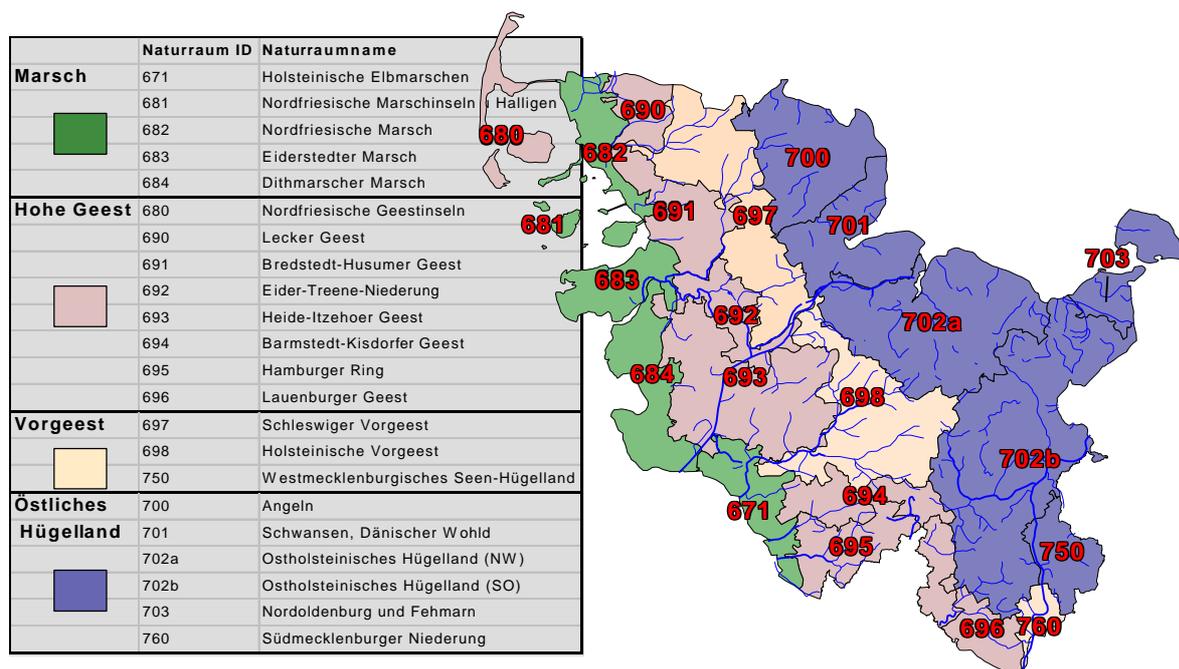


Abb. 2-1: Naturräumliche Gliederung Schleswig-Holsteins nach Statistischem Landesamt (2001)

2.1 Beschreibung der Hauptnaturräume Schleswig-Holsteins

2.1.1 Marsch

Die naturräumliche Einheit der Schleswig-Holsteinischen Marschen (68) inklusive der Holsteinischen Elbmarschen (67) ist die jüngste geologische Formation in Schleswig-Holstein. Nach dem Rückzug der weichseleiszeitlichen Eismassen vollzog sich die Bildung der Marschen an der Westküste des Landes und in den Mündungsbereichen der tidenbeeinflussten Flusssysteme. Während des postglazialen Meeresspiegelanstiegs und der darauf folgenden Stagnation des Meeresniveaus kam es durch schichtweise Ablagerung des mitgeführten Schlicks zur Bildung von flachen Wattküsten. In West-Ost-Ausrichtung sind im Postglazial durch diese natürlichen und teilweise auch anthropogenen Landgewinnungsprozesse an

mehreren Stellen bis zu 25 km breite Festlandstreifen entstanden. Die Marsch, eingeschlossen die Elbmarschen, erreicht heute eine Gesamtfläche von 215.896 ha (Statistisches Landesamt = Stat. LA).

Dominiert wird die Landschaft durch eine intensive Landwirtschaft, die auf 171.955 ha je etwa zur Hälfte als Dauergrünland oder Ackerland bewirtschaftet wird. Im Vergleich der Erhebungen von 1996 und 2000 zur Art der Bewirtschaftung (Stat. LA 1996, 2001) sank der Anteil des Grünlandes in der Marsch geringfügig von etwa 52% des landwirtschaftlichen Flächenanteils knapp unter 50% zu Gunsten des Ackerlandes. Im Bezug auf die integrierten Naturräume variiert der Anteil des Grünlandes allerdings von 75% Dauergrünland auf Eiderstedt bis etwa 35% in den Dithmarscher Marschen.

In der Summation sind die Elbmarschen (671) als Flussmarschen enthalten, die den terrestrischen Lebewesen ähnliche Lebensbedingungen bieten wie die Wattmarschen. Die 37.562 ha landwirtschaftlicher Fläche in diesem Naturraum werden zu 62% als Dauergrünland genutzt. Die Böden sind infolge des Tidenhubs im Elbmündungstrichter analog den Seemarschen entstanden, allerdings standen diese Überschwemmungsflächen nie in Kontakt mit Salzwasser, da es sich stets um einen Rückstau des Süßwassers handelt, das infolge der Meerwassermassen am Abfluss gehindert ist.

Die Böden der Marsch gelten als die produktivsten Schleswig-Holsteins und erreichen Bodenzahlen von bis zu 90 Punkten (nach SCHOTT 1956). Allerdings muss aufgrund unterschiedlicher physikalischer Zustände zwischen lockeren, feinsandig-schluffigen Jungmarschböden, die seewärts ausgeprägt sind (Bodenzahlen 75-90) und den zur Geest hin orientierten Knickmarschböden, die infolge ihres hohen Tongehaltes hochverdichtet und schlecht entwässerbar (Bodenzahlen 50-65) sind, differenziert werden. Letztere stehen in der Regel in der Grünlandnutzung, während die ackerbauliche Produktion auf den gut bearbeitbaren Marschböden betrieben wird.

Die Urbarmachung dieser fast relieflosen Landschaft wenig über dem Meeresspiegel konnte nur durch großflächig angelegte Entwässerungssysteme und Eindeichungen erfolgen. Als Strukturelemente sind die Gräben, die die gesamte Marsch netzartig durchziehen, sehr zahlreich und damit für Vögel und Säuger von besonderer Bedeutung. Baum- oder Strauchgruppen sind recht spärlich verteilt. Der Wald spielt mit 0,5% Flächendeckung in diesem Großnaturraum eine untergeordnete ökologische Rolle.

Klimatisch liegt die Region im wesentlichen im Atlantischen Klimakeil, der sich durch hohe Niederschläge mit Regenmaxima in den Sommermonaten und große Windhäufigkeit auszeichnet. Frost- und Schneetage sind selten, so dass sich eine frostfreie Periode von über

180 Tagen (nach SCHOTT 1956) ergibt. Der Temperaturgang zeigt sich in seiner Jahresamplitude sehr moderat und liegt unter 16°. Die Januarisotherme variiert an den Westküsten und auf den Inseln zwischen 0,5°C und 1°C, landeinwärts und im Elbmarschgebiet ist sie eine Stufe geringer zwischen 0°C und 0,5°C. Temperaturmittelwerte im Juli liegen nördlich von Eiderstedt bei knapp 16°C, während sie sich auf der Halbinsel selbst und südlich davon leicht über 16°C bewegen.

Die Niederschläge mit den erwähnten Maxima im Spätsommer fallen in unmittelbarer Küstennähe mit unter 750 mm pro Jahr niedriger aus als zum Geestrand hin und auf Eiderstedt, wo Durchschnittswerte bis maximal 850 mm pro Jahr erreicht werden.

2.1.2 Geest

Auf die gesamte Geest als Großnaturreaum entfallen 44,4% der Landesfläche, was 698.130 ha entspricht. Davon gelten 508.851 ha als landwirtschaftliche Nutzfläche (Stat. LA 1998), wobei das Verhältnis von Dauergrünland zu Ackerland im Jahr 1996 noch etwa 1:0,6 war und im Jahr 2000 noch 1:0,75.

In der Hohen Geest mit einer gesamten Landwirtschaftsfläche von 316.344 ha hat sich das Verhältnis von Grünland zu Ackerland von 1:0,55 in 1996 zu 1:0,64 geändert. Die Vorgeest mit einem ausgeglicheneren Verhältnis von Dauergrünland zu Ackerland von 1:0,72 in 1996 und 1:0,92 in 2000 zeigt ebenfalls die aktuelle Tendenz der Vergrößerung der Ackerflächen.

Nicht nur aufgrund der verschiedenen Nutzung, sondern auch wegen der erheblichen morphogenetischen Unterschiede der beiden Geestlandschaften muss eine Unterscheidung erfolgen.

Die Hohe Geest ist auf den Altmoränen der Saale-Eiszeit entstanden, deren Böden bereits im Interglazial starken Verwitterungsprozessen ausgesetzt waren und in der Folge zum Ende der jüngsten Eiszeit das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung weitgehend als Rohboden vorlag. Ebenso aus Rohböden bildeten sich die Landschaften der Niederen Geest, allerdings erfolgte die Pedogenese hier auf ausgedehnten Sanderflächen, die als aufgeschüttete Schwemmkegel von materialführenden Schmelzwasserflüssen aus dem weichseleiszeitlichen Gletscher entstanden sind. SCHOTT (1956) spricht daher in diesem Zusammenhang nur von graduellen Unterschieden bei der Entstehung der podsoligen Böden in beiden Natur-

raumeinheiten, verweist aber auf eine „unterschiedliche Boden- und damit Siedlungsentwicklung“, die eine „getrennte Behandlung“ erfordert.

Im Groben sind die Böden der Hohen Geest, die sich östlich an die Marsch anschließen, von höherer Produktionskraft als die der Vorgeest. Häufig sind noch Lehmanteile von Geschiebemergeln aus der vorletzten Eiszeit verantwortlich für eine noch vorhandene Fruchtbarkeit, die auf Gunstflächen Bodenzahlen von bis zu 60 erreichen kann, wo dann sogar Zuckerrübenanbau möglich ist.

Die Niedere Geest kann durchweg als die für die Landwirtschaft ärmste Region Schleswig-Holsteins bezeichnet werden. Die Bodenzahlen von teilweise unter 20 drücken dies deutlich aus und das verbreitete Auftreten von Ortstein oder Raseneisenerz lassen ackerbauliche Aktivitäten nur begrenzt zu. Ökologisch interessant sind die zahlreichen Vermoorungen, die sich bis in die heutige Zeit auf 2,2% der Landfläche halten konnten.

Als potentielle natürliche Vegetation wären in beiden Naturraumeinheiten Buchen-Eichen-Wälder dominant, wobei an den Rändern der oligotrophen Moorbereiche und auf besonders armen Standorten Eichen-Birken-Wälder stockten. Wälder sind in der Vorgeest heute noch auf 12,3%, in der Hohen Geest auf 10,2% der Naturraumflächen zu finden.

Klimatisch unterscheiden sich die beiden Großnaturräume des schleswig-holsteinischen Mittelrückens nicht bedeutend. Die Landschaften liegen im Übergangsbereich des Atlantischen Klimakeils und dem subkontinentaleren Klima im Osten des Landes. Die Niederschläge sind hier die höchsten in Schleswig-Holstein und schwanken je nach Exposition der Geesthänge zwischen 800 und 900 mm. Höchstwerte werden in der Umgebung von Schleswig und westlich von Heide mit bis zu 950 mm Jahresniederschlag im vieljährigen Mittel erreicht.

Die Mittelwerte der Temperatur im Januar liegen durchgängig zwischen 0° und 0,5°C (1960 – 1990). Die Mittelwerte im Juli sind im nördlichen Geestteil und dem Bereich der Itzehoer Geest mit 15,5° - 16°C etwas niedriger als in den südlichen und östlicheren Landschaftsteilen, wo zwischen 16° und 16,5°C erreicht werden.

2.1.3 Östliches Hügelland

Die Ausdehnung des östlichen Hügellandes (662.819 ha nach Stat. LA 1998) markiert das Vordringen der Gletschermassen der letzten Eiszeit. In der Frontlinie der Vereisung, die sich in Nord - Süd – Richtung von Flensburg über Rendsburg, Nortorf, Segeberg, Oldesloe, Mölln

bis Zarrentin zieht, kam es zu massiven Aufschiebungen von bis über 100 m, den Endmoränen, die heute noch charakteristische Landschaftsstrukturen darstellen. Die östlich anschließenden Grundmoränengebiete können in eine flache und eine kuppige Grundmoräne (SCHOTT 1956) unterschieden werden, wobei diese reliefärmeren Strukturen auf Fehmarn, dem Oldenburger Raum und der Probstei zu finden sind. Zurückzuführen ist dies darauf, dass hier die Eismassen während des gesamten Glazials gleichmäßig in Westrichtung geflossen sind. In Richtung der Eisrandlagen ist durch mehrere Rückzugstaffeln des Eises ein stärker reliefiertes Landschaftsbild geschaffen worden.

Charakteristisch für das Hügelland sind die relativ scharfen Konturen, da eine Erosion der Landschaftsformen erst nach dem Abtauen des Eises vor frühestens 15.000 Jahren eingesetzt hatte. Beim Rückzug des Gletschers sind hier die mitgeführten Geschiebemergel, die aus einem Mineralgemisch aus allen durch das Inlandeis überfahrenen Gesteinen bestehen, völlig unsortiert zur Ablagerung gekommen. Die Variationsbreite der Größe der Ablagerungsfragmente reicht von feinsten Tonbestandteilen bis zu großen Blöcken.

Vorherrschende Bodenart ist der Lehm, in einigen Bereichen auch lehmiger Sand, woraus sich im Zuge der Bodenbildung weitenräumig Parabraunerden und Braunerdepodsole gebildet haben. Östlich des Oldenburger Grabens, der als ehemaliges Tunneltal Anmoor- und Niedermoorböden zeigt, und in küstennahen Regionen der Probstei wechseln Parabraunerden mit Pseudogleyen, wobei auf Fehmarn auch häufig echte Gleyböden mit hoher Fruchtbarkeit vorkommen.

Die Bodenzahlen, die in der Regel Werte zwischen 60 und 80 erreichen, hatten im Zuge der Besiedlung zur Folge, dass diese Böden Produktionsstätten intensiver Landwirtschaft wurden.

Die Bewirtschaftung der Flächen erfolgt im Durchschnitt des Großnaturraumes auf insgesamt 469.794 ha im Verhältnis Ackerland zu Grünland wie etwa 5:1. Die Erhebungen von 1996 und 2000 unterschieden sich nur geringfügig. Hervorgehoben werden muss, dass im Naturraum „Nordoldenburg und Fehmarn“ (703) der Grünlandanteil nur etwa ein siebzehntel des Ackerlandanteils ausmacht.

Als potentielle natürliche Vegetation ist ein nährstoffreicher Buchen-Eichen-Wald anzunehmen.

Wie nach der geographischen Breitenlage zu erwarten, erhöht sich der Grad der Kontinentalität tendenziell von West nach Ost und Südost, wobei die ostseeküstennahen Regionen eine moderatere Ausprägung im Jahrestemperaturgang zeigen, als dies binnenlands der Fall ist.

Die Mittelwerte der Temperatur im Januar erreichen küstennah von Fehmarn bis zur Flensburger Förde 0,5° bis 1°C. Westlich davon und südlich des Fehmarnsund werden Temperaturmittel zwischen 0° und 0,5°C gemessen, während vom Südosten die kontinentaleren Klimaeinflüsse dominanter werden und die Mitteltemperatur auf -0,5°C sinkt.

Im Sommer werden die höchsten Temperaturmittelwerte an der mecklenburgischen Grenze mit bis zu 17,5°C gemessen. Diese verringern sich dann sukzessive in nordwestlicher Richtung. Nördlich der Eckernförder Bucht werden im langjährigen Mittel im Juli noch Werte um 15,5° bis 16°C notiert.

Die Höhe der Jahresniederschläge nimmt als Folge des vorherrschenden Westwindes von den Geestlagen nach Osten hin signifikant ab. Während im Geestrandbereich noch um 800 mm Jahresniederschlag zu verzeichnen sind, fällt auf Fehmarn nur noch um 550 mm Niederschlag jährlich.

2.2 Charakterisierung der einzelnen Referenzgebiete

Aufgrund der heterogenen Landschaftsaustattung der Referenzgebiete auch innerhalb der Hauptnaturräume ist eine detaillierte Beschreibung notwendig für die Charakterisierung der einzelnen Gebiete. Im folgenden werden daher alle 40 Referenzgebiete grob nach ihrer Raumaustattung und Lage erörtert.

Die naturräumliche Zuordnung erfolgte hier in Anlehnung an die Gliederung nach MEYNEN et al. (1962), da insbesondere die höhere Detaillauflösung dieser Einteilungsbasis im Östlichen Hügelland eine Lagebeschreibung vereinfachte.

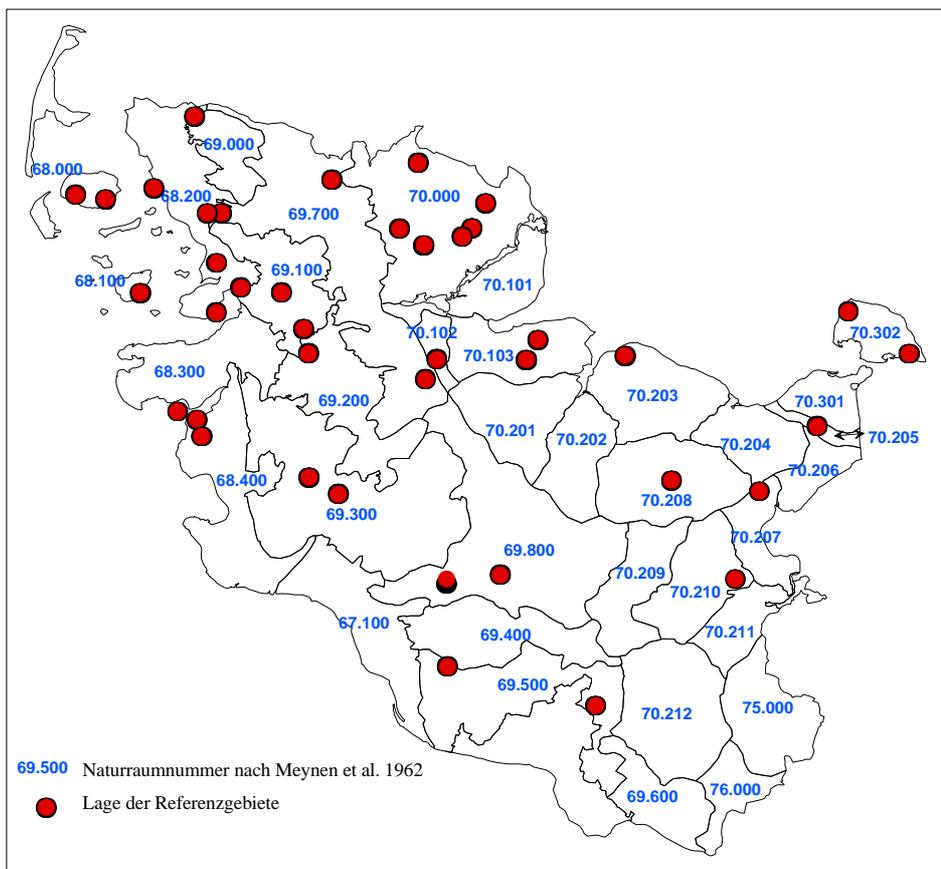


Abb. 2-2: **Naturräumliche Gliederung Schleswig-Holsteins nach Meynen et al. (1962) mit Lage der Referenzgebiete (Erläuterungen siehe Anhang 8-27)**

2.2.1 680 Nordfriesische Geestinseln

Referenzgebiet 68000-10, Wrixum

Für diesen Naturraum stand ein Referenzgebiet mit einer Flächenausdehnung von 975 ha im Osten der Insel Föhr (Gemeinde Wrixum: 54163) zur Verfügung. Das Verhältnis Marsch zu Geest ist annähernd 2:1. Die Geestgebiete erreichen Höhen bis etwa 10 m über NN, die Marschen nicht mehr als 2 m über NN. Die Bewirtschaftung erfolgt bei mittlerer bis hoher Intensität auf fast 80% der landwirtschaftlichen Flächen als Dauergrünlandnutzung, 20% werden ackerbaulich bearbeitet.

Wald stockt in den Geestteilen auf etwa 15 ha, die Siedlungsflächen nehmen 38,3 ha in Anspruch.

Die Jahresniederschläge, gemessen auf Sylt (List, DWD), liegen im Mittel bei 747 mm, wobei bei stark atlantisch geprägtem Klima die mittleren Jahrestemperaturen bei 8,4°C liegen (DWD, Station List auf Sylt).

Die Insel ist bis auf Hermelin (*Mustela erminea*) und Mauswiesel (*M. nivalis*) raubsäugerfrei (BORKENHAGEN 1993, PEGEL 1986). Als Brutvögel kommen unter den Taggreifen die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) und der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) vor (PEGEL 1986, GRÜNKORN 2001, WTK unveröffentl.).

Bei einer Erfassung durch das Wildtierkataster Schleswig-Holstein im Jahr 1996 (FEHLBERG, unveröffentl.) wurden auf Föhr auf 5.888 ha 64 Brutpaare der Elster (1,1 BP je 100ha) und auf gleicher Fläche 89 Brutpaare der Rabenkrähe (1,5 BP je 100ha) festgestellt.

Referenzgebiet 68000-30, Borgsum

Ein zweites Föhrer Referenzgebiet umfasst die Flächen der Gemeinde Borgsum (551 ha). Wie bei dem Gebiet in Wrixum sind zwei genetisch verschiedene Landschaftsbestandteile, das der Geest mit etwa einem Drittel und der Marsch mit etwa zwei Drittel, zusammen gefasst. Während auf den Geestbereichen teilweise Ackerbau stattfindet, sind die Marschen vornehmlich der Grünlandnutzung vorbehalten, so dass im Gesamtbild die Grünlandflächen mit 80 % Anteil den landwirtschaftlichen Charakter der Landschaft prägen.

Die Marschgebiete sind als Erfordernis der Urbarmachung mit zahlreichen Entwässerungsgräben durchzogen, die sich auf 42,7 km Länge summieren (7,8 km je 100 ha). Auf der Geest sind als lineare Strukturgeber Knicks vorhanden, die auf die Gesamtfläche bezogen ein Längenausmaß von 3,6 km je 100 ha erreichen.

Die fast ausschließlich auf die Ortslage beschränkte Siedlungsfläche beansprucht 6,4 % des Referenzgebietes.

Die Besonderheit dieses Gebietes ist neben der eingeschränkten Beutegreiferfauna (siehe Referenzgebiet Wrixum) dadurch gegeben, dass hier bereits durch PEGEL (1986) Untersuchungen zum Feldhasen mit vergleichbarer Methodik in den Jahren 1984 bis 1985, sowie durch BLEW (1991) durchgeführt wurden. Seit 1984 liegen Taxationsdaten zum Feldhasen, ermittelt durch den gleichen Bearbeiter (JACOBS, schriftl.) vor.

Auch für dieses Referenzgebiet der Insel Föhr werden die Messergebnisse der Klimastation in List auf Sylt als Datenbasis verwendet.

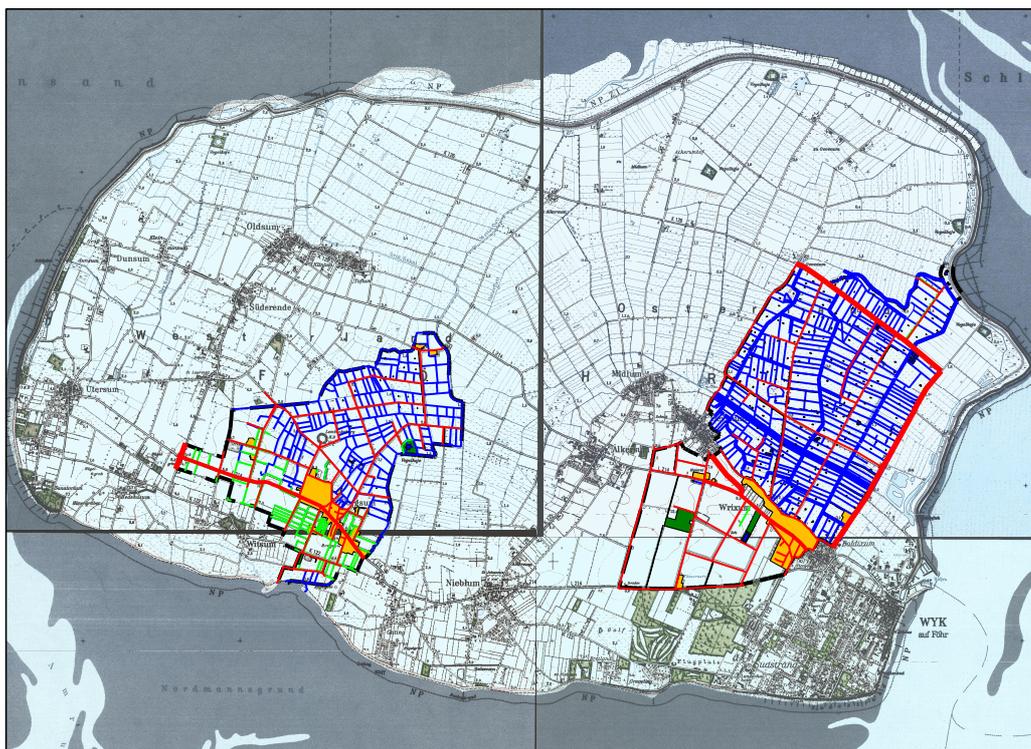


Abb. 2-3: Die Referenzgebiete auf der Insel Föhr

2.2.2 681 Nordfriesische Marschinseln

Referenzgebiet 68100-10, Pellworm

Das Referenzgebiet auf der Nordseeinsel Pellworm (68100-10) hat eine Gesamtgröße von 894 ha und liegt zwischen -0,5 m und 1 m über NN. Lediglich die Eindeichungen und Straßentrassen erreichen bis 3 m über NN.

Es handelt sich durchweg um Marschland, das landwirtschaftlich mit mittlerer Intensität genutzt wird. Das Verhältnis Dauergrünland zu Ackerland beträgt etwa 3:1. Charakteristisch ist ein dichtes Netz von Entwässerungsgräben, die eine Gesamtlänge von 117,8 km (13,1 km je 100 ha) im Gebiet erreichen. Das Verkehrsnetz durchzieht das Gebiet mit insgesamt 23,6 km.

Der Jahresniederschlag im vieljährigen Mittel liegt bei etwa 747 mm (DWD; Station List/Sylt; 1961 – 1990). Das Jahresmittel der Temperatur variiert um 8,4°C.

Die Besiedlung mit terrestrischen Säugern ist durch die Insellage vom Artinventar sehr beschränkt. Es kommen nach dem Atlas der Säugetiere Schleswig-Holsteins (BORKENHAGEN 1993) neben dem Feldhasen (*Lepus europaeus*) die Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*), die Wanderratte (*Rattus norvegicus*), die Hausmaus (*Mus musculus*) und die Feldmaus (*Microtus arvalis*) vor. Raubsäuger sind außer den häufigen Bestätigungen von freilaufenden Hauskatzen nicht vorhanden.

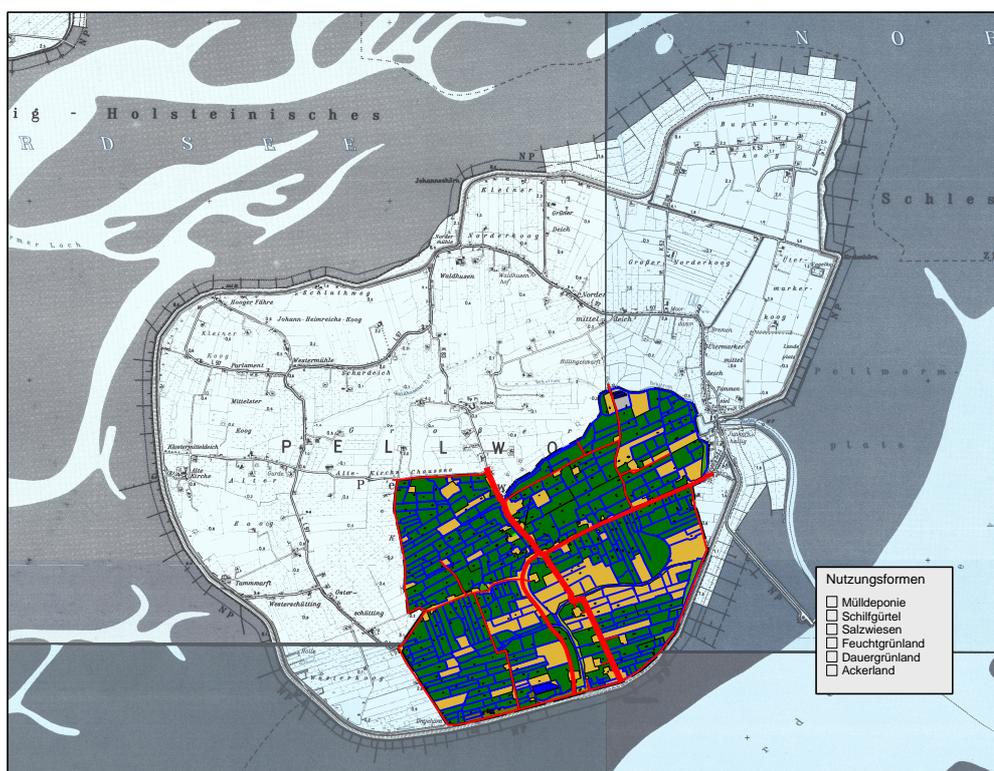


Abb. 2-4: Referenzgebiet Pellworm (68100-20)

Unter den Greifvögeln ist die Rohrweihe als häufiger Brutvogel vorhanden. In der Brutsaison 2001 brüteten beispielsweise 12 Paare auf der Insel (3.405 ha), die 21 Jungvögel zum Ausflug bringen konnten (EWERS, schriftl. nach Erfassung Rohrweihe WTK 2001, unveröff.; auch in GRÜNKORN 2001). Die Wiesenweihe ist regelmäßig während der Brutzeit anwesend, wurde aber bisher nur als Revierpaar bestätigt (HOFFMANN 2001). Mäusebussarde und Habichte kommen als Brutvögel nicht vor (WTK 1997, unveröffentl.). Rabenkrähenbrutpaare wurden durch das WTK im Frühjahr 1996 erfasst, wobei 15 Brutpaare (0,4 BP je 100ha) bestätigt wurden (EWERS, schriftl.).

2.2.3 682 Nordfriesische Marsch

Referenzgebiet 68200 – 20, Reußenköge

In der Gemeinde „Reußenköge“ (54108) liegt ein 972,27 ha umfassendes Referenzgebiet in eingedeichtem Marschland mit einer Höhe zwischen 0 und 1,5 m über NN. Die Landwirtschaft wird mit hoher Intensität betrieben, wobei das Verhältnis Ackerland zu Grünland etwa 6:1 beträgt.

Als Klimareferenz wurde die Station St. Peter-Ording des DWD gewählt. Die Niederschlagsmenge im vieljährigen Mittel liegt bei 805 mm, die Jahresmitteltemperatur variiert um 8,5°C.

Marschtypisch ist das dichte Netz von Entwässerungsgräben mit einer Gesamtlänge von 74 km. Das Verkehrsnetz ist mit 29,1 km recht umfangreich und zerschneidet das Gebiet zwischen der Nordseeküste und den Städten Breklum und Bredstedt.

Referenzgebiet 68200 – 30, Bargum

Ein weiteres Referenzgebiet der Nordfriesischen Marsch liegt in der Gemeinde Bargum und umfasst eine Fläche von 944 ha. Unweit der Untersuchungsfläche grenzt der Naturraum der Nordfriesischen Marsch an die Lecker Geest an. Marschtypisch liegt das Gebiet etwa in Höhe des Meeresspiegels (-0,7 bis 1,5m über NN); lediglich die Siedlungsbereiche (46,1 ha) finden sich auf Anhöhen mit bis 6 m über NN, die bereits Ausläufer der nahen Altmoränenkerne darstellen.

Die landwirtschaftliche Nutzung ist dominierend, wobei bei mittlerer Intensität die Grünlandwirtschaft den Ackerbau flächenmäßig um den Faktor 2,6 übertrifft. Waldstrukturen finden sich auf 7,6 ha auf den siedlungsnahen Geestausläufern ebenso wie ein kleines Netzwerk von Wallhecken (2,6 km).

Entsprechend der sehr tiefen Lage ist eine umfangreiche Entwässerung für die Nutzung unumgänglich, weshalb insgesamt 141,4 km Gräben und Sielzüge (15 km je 100 ha) die Landschaft netzartig durchziehen.

Dagegen ist die Längenausdehnung des Verkehrsnetzes mit 3,2 km je 100 ha als gering zu bezeichnen.

Als Referenzstation des DWD wurde die Messeinrichtung im etwa 7 km entfernten Leck gewählt, wo ein langjähriger Mittelwert der Jahrestemperatur von 8°C gemessen wird und die durchschnittlichen Niederschläge bei 832 mm pro Jahr liegen.

Referenzgebiet 68200 – 50, Langenhorn

Das Referenzgebiet Langenhorn grenzt im Südwesten an das Referenzgebiet Bargum. Von der Gemarkung der Gemeinde sind als Probefläche für die Untersuchung lediglich die Marschteile ausgewählt worden, die sich nördlich der Landesstraße 13 ausbreiten. Entlang dieser erstrecken sich knapp 31 Hektar Siedlungsfläche, während in den übrigen Gebietsausschnitten vereinzelte Aussiedlerhöfe zu finden sind.

Das Gebiet ist auch nach den drei verbleibenden Seiten durch Straßen begrenzt: im Osten durch den Verlauf der Bundesstraße 5, im Norden durch die Kreisstraße 73 und im Westen teilweise durch die Landesstraße 6 und eine kleinere lokale Verbindungsstraße.

Entsprechend der naturräumlichen Zuordnung liegt das Gebiet mit -0,2 bis 0,6 Meter über NN sehr tief und ist dementsprechend als Folge der Urbarmachung mit 12,8 km Entwässerungsgräben und Sielen durchzogen. Flächige Gehölzstrukturen stocken lediglich auf 1,2 ha der Untersuchungsfläche; Hecken sind ebenfalls fast vernachlässigbar vorhanden.

Hohe Wasserkapazitäten der schweren Böden ermöglichen Ackerbau nicht in dominierendem Umfang, so dass etwa 72 % der Wirtschaftsfläche der Grünlandnutzung unterliegen. Die beackerten Teile sind hauptsächlich durch Winterweizen bestanden.

Aufgrund der nachbarschaftlichen Lage zum Referenzgebiet 68200-30 wurde ebenfalls die Referenzstation des DWD im etwa 7 km entfernten Leck gewählt, wo ein langjähriger Mittelwert der Jahrestemperatur von 8°C gemessen wird und die durchschnittlichen Niederschläge bei 832 mm pro Jahr liegen.

Referenzgebiet 68200 – 60, Hattstettermarsch

Das Referenzgebiet 68200-60 liegt südlich der beiden vorgenannten Gebiete und östlich angrenzend an die Bundesstraße 5, nördlich von Hattstedt. Im Norden bildet der Fluss Arlau die natürliche Begrenzung der 920 Hektar großen Untersuchungsfläche.

Die Siedlungsfläche umfasst insgesamt 15,9 ha, was den sehr niedrigen Wert von 1,7 Hektar Siedlung je 100 ha Referenzgebietsfläche ergibt. Das Verkehrsnetz besteht zu einem relativ großen Teil aus Wirtschaftswegen und durchzieht die Landschaft mit 33,5 km Länge, wobei 4,25 km auf eine Eisenbahnstrecke entfallen, die parallel zur B 5 verläuft.

Aufgrund der Nähe zur Nordsee liegt auch dieses Marschgebiet bei durchschnittlichen Höhen < 1 Meter über NN und ist daher sehr zahlreich von Entwässerungsgräben und natürlichen Wasserläufen durchzogen. Im Mittel durchfließen das Gebiet mehr als 30 km Wasserläufe je 100 ha Fläche.

Unter diesen Voraussetzung überwiegt wie in einigen Gebietsbeispielen der Marsch die Grünlandnutzung mit über 85% Flächenanteilen der landwirtschaftlich genutzten Fläche bei weitem den Ackerbau. Dominierende Feldfrucht ist der Winterweizen, der auf etwa 50% der Ackerfläche angebaut wird. In den frühen Erhebungsjahren 1996 und 1997 wurden darüber hinaus auf bis zu 25 % der Fläche Wintergerste angebaut, deren Anbauhäufigkeit aber zugunsten des Raps fast auf null zurückgeht.

Referenzgebiet 68200 – 70, Süderlügum

Für das Referenzgebiet 68200-70 konnte aus organisatorischen Gründen keine digitale Karte angefertigt werden; es unterblieb auch eine Flächenutzungskartierung auf diesen Flächen. Aus den Angaben des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holsteins kann dennoch eine grobe Charakterisierung des Landschaftsbildes dieses Gebietes erfolgen. Die Gesamtgröße der Gemeinde umfasst 2.659 ha, wovon 1.788 ha der landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Ein beachtlicher Anteil von 602 ha Waldfläche zeigt bereits, dass die Gemeinde keineswegs auf die Marsch beschränkt bleibt, sondern beachtliche Geestteile beinhaltet, allerdings gelten die Populationswerte aus den Feldhasenzählungen für die Marschteile der Gemeinde, da nur in diesen Taxationen durchgeführt werden.

Die Referenzfläche von etwa 1.000 ha Größe befindet sich in den Altmarschteilen der Gemeinde, wo mit 85 % Nutzungsanteilen das Grünland, das durch ein marschtypisch dichtes Netz von Entwässerungsgräben strukturiert wird, deutlich überwiegt.

Die Wetterstation des DWD in Leck erscheint aufgrund der Nähe als geeignete Referenzstation. Hier werden im vieljährigen Mittel 832 mm Niederschlag bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,0 °C gemessen.

Referenzgebiet 68200 – 80, Galmsbüll

Das 1.011 ha große Referenzgebiet grenzt im Westen unmittelbar an den Nordseedeich und liegt auf der geographischen Breite der Stadt Niebüll. Es handelt sich um eine reine Marschlandschaft, die vornehmlich ackerbaulich (fast 80%) genutzt wird. Die Grünlandanteile liegen zu über der Hälfte als Deichvorländer und Salzwiesen im Westen der Referenzflächen in unmittelbarer Deichnähe. Diese etwa 105 Hektar große Fläche unterscheidet sich nicht nur durch die Dominanz des Grünlandes von der übrigen Agrarlandschaft, sondern auch durch eine erheblich dichteres Grabensystem (Abb. 2-5).

Auf dieser Sonderfläche täuscht eine aufsummierende Berechnung der Entwässerungsgräben je 100 ha Referenzgebietsfläche eine Zerstückelung der real großflächigen Ackerflächen vor. Deshalb sind diese Ergebnisse im späteren Auswertungsteil mit Vorsicht zu interpretieren, da das Gebiet eigentlich zweigeteilt dargestellt werden müsste, was im Rahmen dieser Arbeit aber nicht realisiert werden konnte.

Aus dieser ungleichen Verteilung von Landschaftseinheiten folgt, dass der tatsächliche Ackeranteil hier bei etwa 90% der Fläche und damit deutlich über dem errechneten Mittelwert liegt und vergleichbar dem Referenzgebiet 68200-20 mit ebenfalls etwa 90% Ackeranteil liegen dürfte.

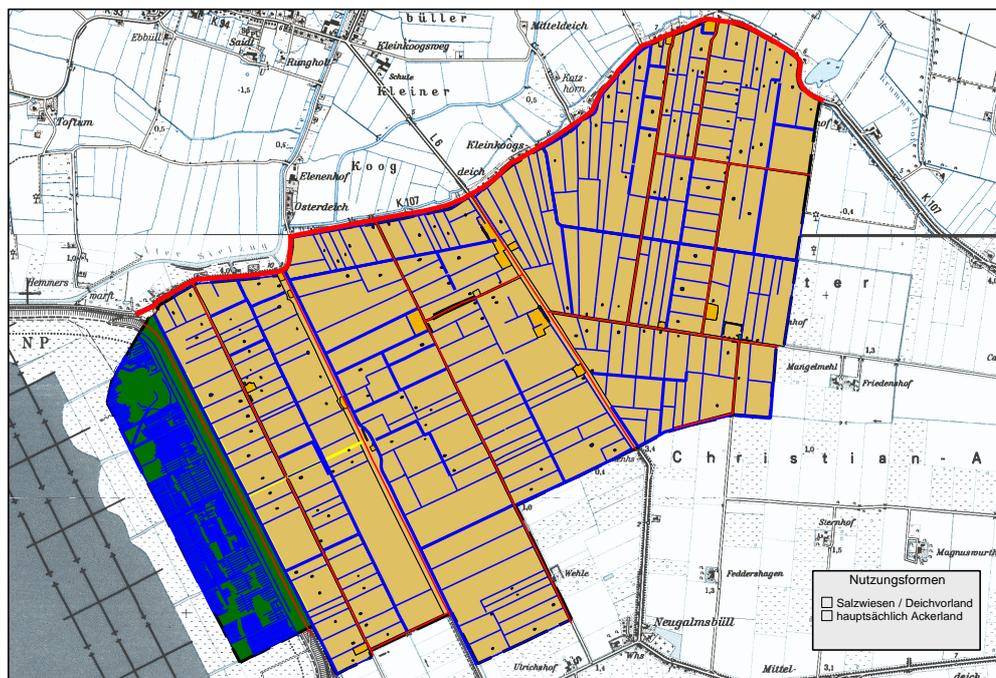


Abb. 2-5: Hauptnutzungsformen im Referenzgebiet 68200-80, Galmsbüll

Das Gebiet ist dünn besiedelt; aus den GIS-Berechnungen ergibt sich ein Siedlungsflächenanteil von unter 1%. Auch das Verkehrsnetz beansprucht nur 2,5 km Straßenlänge je 100 ha, wobei der Feldwirtschaftswegeanteil aufgrund der landwirtschaftlichen Prägung der Landschaft hoch ist. Hecken oder einzelne Bäume sind nur in Gebäudenähe vorhanden und spielen für die Landschaftsbewertung keine Rolle.

Aufgrund der unmittelbaren Meeresnähe wurden zur Bewertung der Klimaeinflüsse die Daten der DWD - Station List auf der Insel Sylt verwendet (Jahresmitteltemperatur 8,4°C, Niederschlag 747 mm/a).

Referenzgebiet 68200 – 90, Nordstrand

Das Referenzgebiet auf Nordstrand zählt heute zum Naturraum Nordfriesische Marsch, allerdings ergab sich diese Zuordnung erst nach der Eindeichung des Beltringharder Kooges im Jahr 1987, da Nordstrand vorher eine Marschinsel war. Es handelt sich um reines, vollständig eingedeichtes Marschland mit nur geringfügigen Höhen über dem Meeresspiegel.

Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung erfolgt annähernd auf der gesamten Fläche, wobei der Ackerbau im Verhältnis 2:1 die Gründlandnutzung übersteigt. Der Anbau von Hackfrüchten, fast ausschließlich Kartoffeln, erfolgt auf etwa 5% der landwirtschaftlichen Fläche.

Siedlungen nehmen im Untersuchungsgebiet bei einer Gesamtfläche von 964 ha nur 41 ha in Anspruch und auch das Verkehrsnetz mit einer Längenausdehnung von knapp 22 km Gesamtlänge (2,3 km je 100 ha) zeigt den ländlichen Charakter der ehemaligen Nordseeinsel.

Wichtige Linienstrukturen im Gebiet sind die 70,2 km Entwässerungsgräben (7,3 km je 100 ha). Wie in allen Marschregionen stellen diese wichtige ökologische Landschaftselemente dar.

Als Besonderheit ist zu erwähnen, dass Nordstrand vor der Anlage der Deiche um den Beltringharder Koog im wesentlichen fuchsfrei war. Lediglich einzelne Exemplare sind sporadisch über den Damm der Landesstraße Nr. 30 eingewandert.

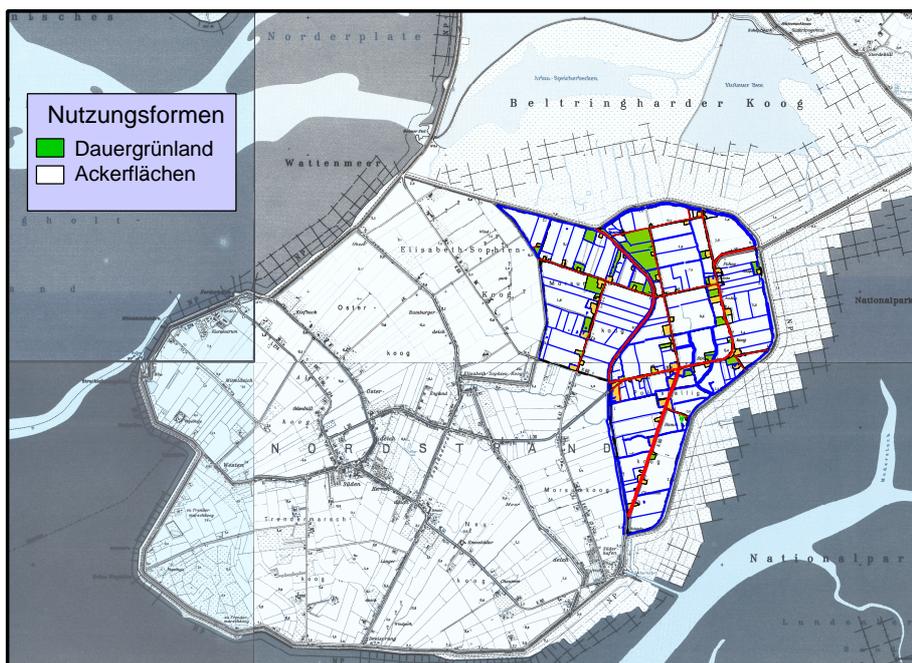


Abb. 2-6: Referenzgebiet Nordstrand in Nachbarschaft zum Naturschutzgebiet „Beltringharder Koog“ (TK 25, WIN-ART Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein)

Die klimatischen Daten wurden von der Station des DWD in St. Peter-Ording übernommen. Bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,6°C fallen hier pro Jahr 808 mm Niederschlag.

2.2.4 683 Eiderstedter Marsch

Referenzgebiet 68300-40, Welt

In der Gemeinde Welt auf der Halbinsel Eiderstedt befindet sich ein 924 ha großes Referenzgebiet mit vielseitiger landwirtschaftlicher Nutzung. Grünland überwiegt im Verhältnis 2,3:1 die ackerbauliche Nutzung, die eine Fülle von Anbaufrüchten aufzuzeigen hat. Angebaut werden Sommer- und Wintergerste, Winterweizen, Hafer, Erbsen, diverse Gemüse, Klee in Untersaat, Raps und Rüben, wodurch eine vergleichsweise kleine Parzellierung zustande kommt. Außerdem entfallen etwa 10% der Referenzgebietsfläche auf Brachen und Naturbrachen.

Bei der Lage nur knapp über Meeresniveau bedarf es zur Urbarmachung wie in allen Marschlandschaften eines Grabensystems, hier mit einer Gesamtlänge von 83,1 km (9 km je ha).

Siedlungsflächen beschränken sich auf 37,4 ha und Wald spielt mit 6,1 ha eine untergeordnete Rolle im Landschaftssystem. Weniger als 3 km Wege und Straßen je 100ha Fläche lassen das Gebiet relativ unzerschnitten.

Klimareferenz ist die Wetterstation des DWD in St. Peter-Ording mit einer mittleren Jahrestemperatur von 8,6°C und einem durchschnittlichen Niederschlag von 808 mm pro Jahr.

Referenzgebiet 68300-80, Katinger Watt

Im Südwesten der Gemeinde Tönning, östlich der Gemeinde Welt angrenzend, liegt ein Untersuchungsgebiet mit einer Flächenausdehnung von 975 ha, das aufgrund seiner Landschaftsausstattung Sonderstatus erhalten musste. Es stockt in direkter Nachbarschaft zum Wattenmeer, bzw. zu der durch ein Sperrwerk tidenregulierten Eider ein 375 ha großes Waldgebiet (0 bis 1 m über NN), das in den 1970er Jahren aufgeforstet wurde. Nördlich an diesen Waldteil folgt ackerbauliche Nutzfläche, die sich insbesondere durch eine geringe Anzahl von Entwässerungsgräben (6 km je 100 ha) und eine für die Landschaft große Feldergröße auszeichnet. Untypisch für die Halbinsel Eiderstedt ist auch das Verhältnis Ackerland zu Dauergrünland mit 4,8:1 zugunsten des Ackerlandes. Die etwa 65 ha Grünland werden zudem als wildkräuterreiche Wiese klassifiziert.

Vornehmliche Anbaufrucht ist der Winterweizen auf etwa der Hälfte der Anbaufläche, allerdings ist der Artenreichtum der Anbaufrüchte recht hoch. Es werden neben den Getreidesorten Winter- und Sommergerste sowie Hafer auch mehrere Hackfrucht- und Gemüsesorten angebaut.

Auf der gesamten Fläche ist kein Siedlungskern vorhanden und die Dichte des Verkehrsnetzes mit 3,8 km je 100 ha charakterisiert bei einem hohen Anteil an Forst- und Landwirtschaftswegen die Ländlichkeit des Untersuchungsgebietes.

Als Klimamessstation des DWD diene hier ebenfalls St. Peter-Ording mit der mittleren Jahrestemperatur von 8,6°C und einem durchschnittlichen Niederschlag von 808 mm pro Jahr.

2.2.5 684 Dithmarscher Marsch

Referenzgebiet 68400-50, Wesselburener Koog

Dieses Untersuchungsgebiet, naturräumlich zur Dithmarscher Marsch zählend, liegt am gegenüberliegenden Ufer zum Katinger Watt (Untersuchungsgebiet 68300-80), begrenzt im Norden durch die Eider und im Westen durch die Nordsee. Das Referenzgebiet umfasst insgesamt 1.084 ha Fläche und wird bei sehr guten Bodenverhältnissen (bis 90 Bodenpunkte) intensiv landwirtschaftlich genutzt. Ackerbauliche Bewirtschaftung erfolgt auf etwa 875 ha, während mit knapp 97 ha der Anteil des Dauergrünlandes im Hintergrund steht.

Die Siedlungsfläche umfasst 62,5 ha und besteht aus verteilten kleinen Siedlungskernen. Das Verkehrsnetz ist mit einer Weglänge von 2,1 km je 100 ha relativ weitmaschig. Die tiefe Lage des Marschbodens, meist zwischen 1 m und 2 m über NN, erfordert auch in diesem Referenzgebiet eine ausgedehnte Entwässerung, die mit 6,2 km Gräben je 100 ha wichtige lineare Strukturen ergeben.

Das Referenzgebiet beteiligt sich erst seit 1997 an den Scheinwerfertaxationen des Feldhasen, wurde aber aufgrund der sehr guten Datenlage bei den Auswertungen mit berücksichtigt. Das Gebiet weist durchschnittlich die höchste Hasendichte aller beteiligten Referenzgebiete auf.

Als Wetterstation des DWD wurde St. Peter-Ording mit einer mittleren Jahrestemperatur von 8,6°C und einem durchschnittlichen Niederschlag von 808 mm pro Jahr als Referenz gewählt.

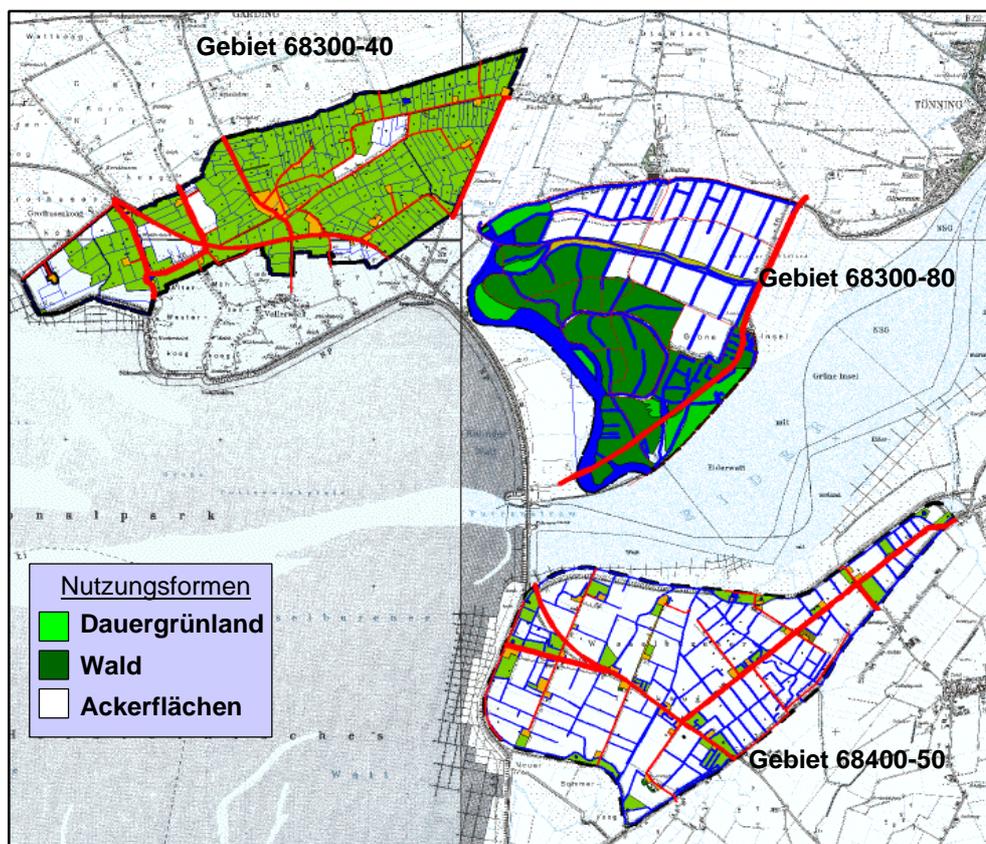


Abb. 2-7: Vergleich dreier benachbarter Referenzgebiete der Marsch bezüglich Dauernutzung und Struktur

2.2.6 691 Bredstedt – Husumer Geest

Referenzgebiet 69100-10 Ostenfeld

Etwa acht Kilometer östlich der Grenze zwischen Marsch und Geest liegt das 1.049 ha große Referenzgebiet Ostenfeld in der gleichnamigen Gemeinde. Das Gebiet ist von seiner Zusammensetzung her zweigeteilt in einen „echten“ Geestbereich und einen etwa 300 ha umfassenden Grünlandgürtel, der das Tal der Treene als Flussmarsch umgibt. Die Flussmarsch liegt nur wenig über Meeresniveau, während im Bereich der Hauptsiedlung auf der Geest bis über 50 m über NN erreicht werden.

Das Gebiet wird auf den für die Geest typischen armen Bodenstandorte zu etwa 84% der Offenlandfläche als Grünland genutzt. Im Geestteil stocken auf insgesamt 212 ha Wälder.

Knicks finden sich auf einer Gesamtlänge von 91,4 km, sind allerdings in ihrem Vorkommen fast ausnahmslos auf die Geest beschränkt, während in der Flussmarsch die Gewässergräben als lineare Strukturen dominieren.

Bei einer Gesamtlänge des Verkehrsnetzes von 21,7 km sind nur 13,5 ha Siedlungsfläche berechnet worden.

Auf den insgesamt 125 ha Ackerfläche sind in den Erhebungsjahren 1996 bis 1999 deutlich die Auswirkungen der Agrarsubventionspolitik nachvollziehbar: Roggen und Wintergerste verlieren ihre dominierende Funktion in der Agrarlandschaft und weichen Winterweizen und vor allem Mais.

Die Klimawerte wurden von der Station in Leck übernommen. Hier werden im vieljährigen Mittel 832 mm Niederschlag bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,0 °C gemessen.

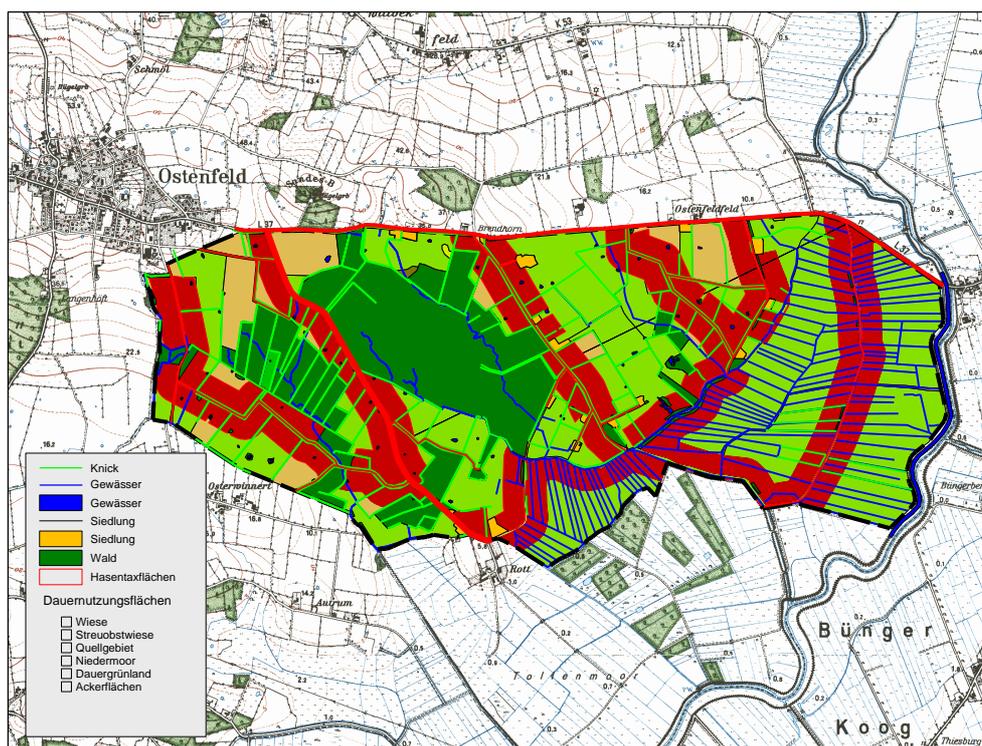


Abb. 2-8: Referenzgebiet Osterfeld (69100-10) mit Flächennutzungsanteilen

Referenzgebiet 69100 – 20, Immenstedt

Das Referenzgebiet Immenstedt hat eine Flächengröße von 1.119 ha und liegt etwa 7 km nordöstlich von Husum. Im Norden wird das Gebiet durch den Flusslauf der Arlau tangiert,

besitzt aber an den übrigen Grenzen keine markanten räumlichen Abtrennungen zum Umland. Die Arlautiefländer liegen zwischen drei und sieben Metern über NN, während die Geestrücken bis 35 m über Meeresniveau ansteigen können. Auf dem Geestkern finden sich knapp 60 ha Wald, allerdings ist das geesttypische Knicknetz deutlich verkleinert und misst nur noch 6,4 km Länge.

In der Arlauniederung sind neben den für die Landwirtschaft entwässerten Grünlandbereichen noch etwa 60 ha Moor und Feuchtgrünlandbrachen vorhanden.

Ungefähr 866 ha sind bei der Flächennutzungskartierung als landwirtschaftliche Fläche charakterisiert mit annähernd drei Viertel der Grünlandnutzung. Die Ackerflächen werden zu 50 % mit Mais bestellt, während Roggen, Wintergerste und Zuckerrüben auf den verbleibenden Flächen vorherrschen.

Wie für das Referenzgebiet 69100-10 wurde auch hier die DWD - Station in Leck gewählt, bei der im vieljährigen Mittel 832 mm Niederschlag bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,0 °C gemessen werden.

2.2.7 692 Eider - Treene - Sorge Niederung

Referenzgebiet 69200 – 30, Wildes Moor

Das einzige Referenzgebiet aus dem Naturraum der Eider-Treene-Sorge Niederung liegt zu großen Teilen in der Gemarkung Winnert, südlich angrenzend an das Referenzgebiet Ostensfeld (69100-10). Trotz der nachbarschaftlichen Lage ergibt sich bereits aus der Zuordnung zu einem anderen Naturraum, dass die Gebiete nach ihrem Landschaftsinventar nicht vergleichbar sind. Hinzu kommt, dass das Wilde Moor zum überwiegenden Teil als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist und damit nicht als repräsentativ für den Naturraum gelten kann. Dennoch sind die 948 ha dieses Referenzgebietes von großem Interesse für die synoptische Auswertung, zumal im Naturraum der Eider-Treene-Sorge-Niederung (ETS) bereits große Teile dem Naturschutz unterstehen und die Bewertung der populationsdynamischen Abläufe beim Feldhasen vor diesem Hintergrund besondere Berücksichtigung erfordert.

Die Flächen sind ohne Siedlungskerne und es existieren fast ausschließlich forstwirtschaftliche Wege, was den Charakter der sehr extensiv genutzten Landschaft unterstreicht. Wälder

und Knicks spielen als gestaltende Elemente dieser Niederungsregion nur eine untergeordnete Rolle, während natürliche oder zur Entwässerung angelegte Gräben mit über 17 km je 100 ha wichtige Linearstrukturen darstellen. Die extensiv genutzte Offenlandfläche von etwa 650 ha ist zu 99% in Grünlandnutzung, wovon 365 ha als Feuchtgrünland kartiert sind. Dazu kommen 25 ha intakte Moore und knapp 200 ha seminatürliche Habitate, wie Hochstaudenfluren, Torfstichgebiete, Moorheiden und mit Birken bestandene Restmoore.

Auch hier wurden aufgrund der geographischen Nähe zu den Referenzgebieten der Bredstedt – Husumer Geest die Wetterdaten der Station Leck übernommen (Jahresmitteltemperatur 8,0°C, Jahresniederschlag 832 mm).

2.2.8 693 Heide – Itzehoer Geest

Referenzgebiet 69300-30, Arkebek

Mit 614 ha ist das Referenzgebiet Arkebek deutlich kleiner als der Durchschnitt der übrigen Untersuchungsflächen, konnte aber aus organisatorischen Gründen nicht größer gewählt werden. Mit knapp 25% Waldanteil (149 ha) ist zudem ein deutlich überdurchschnittlicher Wert erreicht; dazu existiert ein noch recht ausgedehntes Knicknetz mit 6,1 km je 100 ha Gebietsfläche. Die erhöhte Lage zwischen 30 m und 70 m über NN macht nur eine geringe Entwässerung notwendig, weshalb die Gewässerlänge 1,3 km je 100 ha nicht überschreitet und sich aus natürlichen Bachläufen und Teichrändern zusammen setzt.

In der Flächennutzung der Landwirtschaftsflächen überwiegt der Ackerbau mit etwa 75 % gegenüber der Grünlandnutzung. An Feldfrüchten werden mit den höchsten Flächenanteilen Sommergerste, Zuckerrüben und Sommergerste angebaut, was für eine mittlere Bodengüte spricht.

Das Verkehrsnetz ist zwar mit 3,6 km je 100 ha nicht sehr dicht, allerdings verlaufen einige große Verkehrsstrassen, unter anderem auch die BAB 23, eine parallele Eisenbahntrasse und die Landesstraße 316 durch die Untersuchungsflächen.

Die Klimadaten wurden von der DWD – Station Glückstadt übernommen, die in der Jahresausgabe des „Witterungs Report“ (Deutscher Wetterdienst) allerdings nicht geführt ist.

Referenzgebiet 69300-60, Beldorf

Im Westen an den Nordostseekanal angrenzend liegt das Referenzgebiet Beldorf mit einer Gesamtgröße von 1.020 ha etwa 7 km östlich des oben beschriebenen Gebietes Arkebek.

50 ha Siedlungsflächen verteilen sich auf drei Ortskerne, die jeweils durch kleinere Asphaltstraßen verbunden sind. Als Hauptverkehrsstrasse durchschneidet die Landesstraße 316 mit der parallel verlaufenden Bahnlinie das Gebiet. Typisch für die ärmeren Standorte der höheren Geestlagen existieren noch etwa 120 ha Waldflächen hauptsächlich im Süden des Gebietes. Das noch intakte Knicknetz umfasst 8,8 km Länge je 100 ha und bildet damit ein wichtiges gestalterisches Moment der Landschaft.

Dahingegen sind Oberflächengewässer mit Ausnahme des Nordostseekanals nur in geringem Umfang vorhanden, so dass damit nur ein geringer Zugewinn an linearen Landschaftsstrukturen erbracht wird.

Landwirtschaftlich halten sich der Ackerbau und die Grünlandwirtschaft annähernd die Waage. Kultiviert werden auf den 380 ha Ackerland vornehmlich Mais und Winterweizen, aber auch Zuckerrüben, Roggen, Raps und Baumschulen beanspruchen zusammen bis zu 35 % der Fläche.

Die Klimawerte sind auch in diesem Referenzgebiet der Heide-Itzehoer Geest von der Station in Glückstadt übernommen worden.

2.2.9 694 Barmstedt-Kisdorfer-Geest

Referenzgebiet 69400-10, Bokholt – Hanredder

Das 1.011 ha große Referenzgebiet liegt in der Barmstedt–Kisdorfer–Geest und ist im Westen begrenzt durch die BAB 23. Die Bodenzahlen erreichen im Mittel zwischen 15 und 30 Punkten, auf besseren Standorten bis maximal 40 Punkte. Die pessimalen Böden sind in der Regel mit Wäldern bestanden (120,6 ha) oder werden besonders in den Niederungen als Dauergrünländer (etwa 415 ha) genutzt, während bei steigender Tendenz auf durchschnittlich 270 ha Fläche Ackerbau betrieben wird. Die Siedlungsflächen umfassen 175 ha, wobei sich die bebauten Flächen zum Großteil entlang der L 75 konzentrieren. Das Verkehrsnetz mit einer Gesamtausdehnung von 41,1 km (einschließlich der tangierenden BAB 23: 2,33 km) besteht aus wenigen Hauptverkehrsstrassen, die meisten Wegkilometer verlaufen als

Feld- oder Waldwege in der unbebauten Landschaft. Im Nordwesten und Südosten des Referenzgebietes liegen zwei Flussauen (unter 5m über NN), die zur Urbarmachung von Entwässerungsgräben durchzogen sind, während in den zentralen Bereichen die trockeneren und höheren Geeststandorte (5 bis 15 m über NN) überwiegend wald- oder ackerbaulich bzw. als Siedlung genutzt sind. Hier sind auf 41,2 km Länge noch die typischen Wallhecken erhalten.

Als Klimareferenzstation des DWD wurde Glückstadt gewählt. Das vieljährige Mittel der Lufttemperatur beträgt 8,7°C bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 772 mm.

2.2.10 695 Hamburger Ring

Referenzgebiet 69500-10, Jersbek

Von diesem Referenzgebiet konnte aus organisatorischen Gründen keine digitale Karte erstellt werden, desweiteren erfolgte keine Flächenutzungskartierung während der Untersuchungsjahre. Aufgrund der lückenlosen Erfassung der Hasenbesätze und der übrigen zu behandelnden Tierarten sowie der Jagdstrecken seit 1995 ist eine Analyse des Gebietes dennoch gerechtfertigt.

Die Angaben zur Bodennutzung sind den Berichten des statistischen Landesamtes entnommen. Die Gemeinde Jersbek hat eine Grundfläche von 1.792 ha. Einem Siedlungsanteil von 72 ha und einer Waldfläche von 421 ha stehen Landwirtschaftsflächen von 1.196 ha gegenüber. Das Referenzgebiet umfasst allerdings nur 629 ha, wovon 122 ha mit Wald bestanden sind.

Nach dem statistischen Werk zur Agrarstruktur in Schleswig-Holstein (Stat. LA 1999) überwiegt auf den landwirtschaftlichen Flächen der Gemeinde die ackerbauliche Nutzung die Dauergrünländer mit 1,52:1. Allerdings kann dieser Quotient zunächst lediglich als Richtwert dienen, da die Angaben der Erhebung nicht auf der tatsächlichen Bodennutzung beruhen, sondern Ausdruck der Bewirtschaftung der ansässigen Betriebe sind. Nach SCHEEL (schriftlich) bestätigen sich diese Berechnungen auf den Referenzgebietsflächen mit etwa 60:40 zugunsten des Ackerlandes.

Die Witterungsdaten sind aus den langjährigen Mittelwerten der Station Neumünster übernommen, da dieser Standort im Vergleich der 10 ausgewählten Stationen des DWD klima-

tisch am besten mit den Verhältnissen im Referenzgebiet übereinstimmt (siehe auch HEY-DEMANN 1998). Hier wird eine mittlere Jahreslufttemperatur von 8,4°C bei einem Jahresniederschlag von 878 mm gemessen.

2.2.11 697 Schleswiger Vorgeest

Referenzgebiet 69700-40, Alt Duvenstedt

Im Naturraum der Schleswiger Vorgeest liegt das 972 ha große Referenzgebiet in der Gemeinde Alt Duvenstedt, westlich an die BAB 7 grenzend. Im Südostsektor besteht ein 115 ha großes Moorgebiet, das mit den östlich angrenzenden Grünlandbereichen relativ tief gelegen ist (6,2-8,8 m über NN) und von einem dichten Netz von Gräben durchzogen ist. Der Siedlungskern und die Ackerflächen liegen auf leicht erhöhten Geestrücken (7-15,8 m über NN), wo ein klein strukturiertes Feldermosaik durch zahlreiche Wallhecken gebildet ist. Insgesamt verlaufen 56 km Gräben und Bäche und 65,2 km Knicks im Untersuchungsgebiet und bilden damit eine an Randlinien reiche Landschaft, in der die Grünlandnutzung bei stabilem Verhältnis von 1:1,4 die Ackernutzung leicht überwiegt. Die Landwirtschaft wird aufgrund geringer Bodengüte (20 bis 30 Bodenpunkte) der sandigen, bzw. moorigen Böden und der kleinparzellierten Feldflächen nur mit mäßiger Intensität betrieben.

Das Verkehrsnetz umfasst insgesamt 44,2 km, wobei die Teilstrecke der durchlaufenden BAB 7 rund 2,3 km lang ist.

Als Referenzstation für die Klimadaten wurde Schleswig gewählt, wo im vieljährigen Mittel 921 mm Niederschlag bei einer jährlichen mittleren Lufttemperatur von 8,0°C gemessen werden.

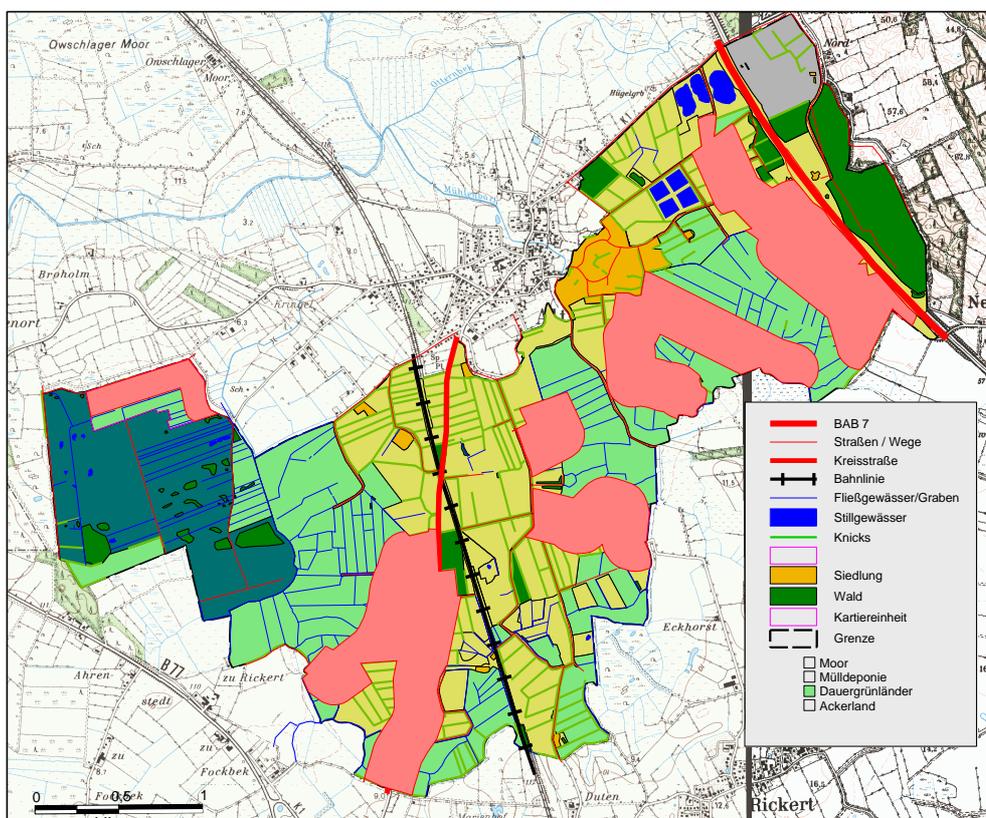


Abb. 2-9: Referenzgebiet Alt Duvenstedt mit Nutzungsanteilen und Taxationsfläche

Referenzgebiet 69700-50, Timmersiek

Das Referenzgebiet Timmersiek (892 ha) liegt 6 km westlich von Flensburg nahe der dänischen Grenze. Es liegt zwischen 23 und 30 m über NN in den Sanderflächen der nördlichen Schleswiger Vorgeest, besitzt aber wohl als Folge einer Flurbereinigung ein reduziertes Knicknetz. Auch die Entwässerungsgräben sind aufgrund der höheren Lage und der gut drainierenden Sandböden weniger zahlreich als im Gebiet Alt Duvenstedt.

Die Grünlandflächen überwiegen die Ackerflächen nur mit 56:44, was annähernd das gleiche Verteilungsverhältnis darstellt wie im vorgenannten Referenzgebiet. Wie für die relativ kargen Standorte zu erwarten, überwiegen Mais und Roggen auf den Äckern, aber auch Wintergerste spielt noch eine wichtige Rolle bei den Feldfrüchten.

Wald stockt im Osten des Gebietes auf etwa 20 ha, wobei dieser in direkter Verbindung zu einer größeren Forstabteilung steht.

Die Siedlungskerne beanspruchen knapp 50 ha der Fläche. Als Hauptverkehrswege durchlaufen die stark befahrene Bundesstraße 199 und eine parallele Bahnstrecke den Untersuchungsraum.

Die Klimadaten sind von der Wetterstation in Flensburg übernommen, wo das vieljährige Temperaturmittel 8,2°C und die zu erwartende Niederschlagsmenge pro Jahr 915 mm beträgt.

2.2.12 698 Holsteiner Vorgeest

Referenzgebiet 69800-10, Wiemersdorf

864 ha bilden die Grundfläche des Referenzgebietes Wiemersdorf, das im Westen durch die Landesstraße 319 und im Südosten durch die BAB 7 flankiert wird. Zusätzlich verläuft eine Eisenbahnlinie durch die Gemarkung. Das Wegenetz ist mit 4,0 km je 100 ha Fläche dennoch nicht als dicht zu bezeichnen, zumal ein Großteil auf Feldwirtschaftswege entfällt.

Knicks sind vor allem in der höher gelegenen Geestlandschaft (bis 45 m über NN) vorhanden, wo auch vornehmlich die Ackerflächen zu suchen sind, während im Talausschnitt der Wiemersdorfer Au die Grünlandnutzung überwiegt. Im Gesamtbild überwiegt der Ackerbau, der 63% der Landwirtschaftsfläche in Anspruch nimmt. Nach der Artzusammensetzung der Feldfrüchte ist die Bodengüte anscheinend höher als in den übrigen Gebieten der Vorgeestsander. Es dominieren neben dem erwarteten Mais in ähnlicher Häufigkeit Rapsflächen, gefolgt vom relativ anspruchsvollen Winterweizen.

Als Klimareferenz wurden die Werte der Station des DWD in Neumünster herangezogen. Hier ist mit durchschnittlich 9,3°C Jahrestemperatur bei 872 mm Niederschlag zu rechnen.

Referenzgebiet 69800-50, Kellinghusen

Mit 1.075 ha Gesamtfläche zählt Kellinghusen zu den größeren Referenzgebieten. Es liegt etwa 10 km westlich von Wiemersdorf und wird von der Stör als Hauptgewässer durchflossen. Durch diesen größeren Flusslauf ist eine weite Talaue entstanden, die nur 1 bis 4 m über Meeresniveau liegt. Durch die resultierende höhere Feuchte der Böden überwiegt in diesem Referenzgebiet der Holsteiner Vorgeest, anders als in Wiemersdorf, die Grünland-

nutzung mit etwa 72 %. Das Referenzgebiet erhält dadurch in großen Abschnitten eher einen Flussmarschcharakter, wodurch erste Hinweise auf die Inhomogenität der Naturräume gefunden sind.

Der Ortskern der Stadt Kellinghusen und einige Streusiedlungen nehmen 8 % der Fläche in Anspruch. Auch die durchlaufende stark befahrene Bundessraße 206 nimmt dem Gebiet den ländlichen Charakter.

Wald stockt im Nordosten des Referenzgebietes auf den Sanderkernen mit insgesamt etwa 65 ha.

Auch hier wurden die Werte der Klimamessstation in Neumünster übernommen (9,3°C Jahresmitteltemperatur, 872 mm Jahresniederschlag).

Östliches Hügelland

Für diesen Naturraum divergieren die Grenzziehungen der naturräumlichen Gliederungen nach MEYNEN et al. (1962) und dem Statistischen Landesamt in einigen Bereichen erheblich. Während Angeln von diesen Unterschieden unberührt ist, fasst das Landesamt die Naturräume Dänischer Wohl und Hüttener Berge zusammen. Unter die Naturraumzuordnung 702a - der Nordwestteil des Ostholsteinischen Hügel- und Seenlandes (Statistisches Landesamt) - fällt nur das Gebiet Barsbek (70203-10). Die Gebiete Ottendorf (70207-10), Bösdorf (70208-40) und Bad Schwartau (70210-10) zählen zum Südostteil des Ostholsteinischen Hügel- und Seenlandes (702b).

Nordoldenburg und Fehmarn (Stat. LA) enthalten die Referenzgebiete Göhl (70205-10) und beide Gebiete auf der Insel Fehmarn.

Die Naturraumbezeichnungen über den einzelnen Gebietsbeschreibungen sind der feineren Einteilung nach MEYNEN et al. (1962) entnommen.

2.2.13 700 Angeln

Referenzgebiet 70000-10, Schwackendorf

Über die Grenzen der Gemeinde Schwackendorf hinweg zählen auch Teile von Kappeln zu diesem 1.024 ha großen Referenzgebiet im Naturraum Angeln nahe der Ostseeküste. Nördlich der Schleimündung gelegen ist die schwach reliefierte Landschaft überwiegend ackerbaulich genutzt. 88 % der Landwirtschaftsfläche stehen dem Ackerbau auf fruchtbaren Böden zur Verfügung. Dementsprechend gering liegt der Waldanteil bei 2,4 % der Referenzgebietsfläche. Auf den Ackerflächen werden zu etwa 50 % Winterweizen angebaut, auf den verbleibenden Flächen prägen Raps und Wintergerste das Bild, wobei Raps während des Untersuchungszeitraums deutlich an Bedeutung gewonnen hat.

Recht umfangreich ist das Straßennetz mit 7,4 km Weglänge je 100 ha, das die drei kleineren Ortskerne Schwackendorf, Stutebüll und Sandbek, die neben einigen Streusiedlungen das Gros der Siedlungsfläche (77,4 ha) ausmachen, miteinander verbindet. Im östlichen Bereich durchschneidet die Bundesstraße 199 das Gebiet und trennt zwei Teilflächen vom Hauptteil ab.

An linearen Landschaftsstrukturen sind nach Flurbereinigungsverfahren lange vor Untersuchungsbeginn noch 4,4 km Knicks je 100 ha erhalten. Fließgewässer bilden mit 4,1 km Lauflänge je 100 ha Linearstrukturen in vergleichbarem Umfang, wobei es sich hauptsächlich um natürliche Gerinne oder Bachläufe handelt, da die naturräumliche Lage eine Oberflächenentwässerung kaum erforderlich macht.

Die Daten zur Witterung im Untersuchungsraum wurden von der Wetterstation Flensburg des DWD übernommen, wo ein mittlerer jährlicher Niederschlag von 922 mm bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,2°C gemessen wird.

Referenzgebiet 70000-30, Langballig

Das 1.216 ha große Referenzgebiet grenzt im Norden an die Flensburger Förde und gehört somit in den Naturraum Angeln. Die Bodengüte variiert stark, wobei auf dem überwiegenden Teil der landwirtschaftlichen Nutzflächen mittlere Werte von 45 bis 65 Bodenpunkten erzielt werden. Auf den pessimalen Böden (20 bis 30 BP) wurden Wälder erhalten oder sie dienen als extensive Viehweiden. Der Ackerbau hat bei einem Verhältnis von 4,3:1 deutlichen Vorrang vor der Grünlandwirtschaft und wird mit relativ hoher Intensität betrieben. Durch Flurbe-

reinigungen ist das Knicknetz auf eine Länge von 3,85 km je 100 ha geschrumpft. Diese Vorgänge waren allerdings deutlich vor Beginn der vorliegenden Untersuchungen abgeschlossen.

An der Küste steigt das Land relativ schnell auf etwa 25 m über NN an und bei sanfhügeligem Relief werden weiter im Landesinneren bis 50 m über NN erreicht. Im Nordosten begrenzt der Verlauf der Langballigau mit einer sehr tiefen Talsohle das Gebiet.

Das Verkehrsnetz ist aufgrund der überwiegenden landwirtschaftlichen Nutzung nicht sehr umfangreich (3,75 km je 100 ha), allerdings zerschneidet die stark befahrenen Bundesstraße 199 den Untersuchungsraum. Der Siedlungsraum wurde in jüngerer Zeit durch Ausweisung neuen Baulandes deutlich auf heute 96 ha ausgedehnt.

Die Daten zur Witterung im Untersuchungsraum wurden von der Wetterstation Flensburg des DWD übernommen – mittlerer jährlicher Niederschlag 922 mm bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,2°C.

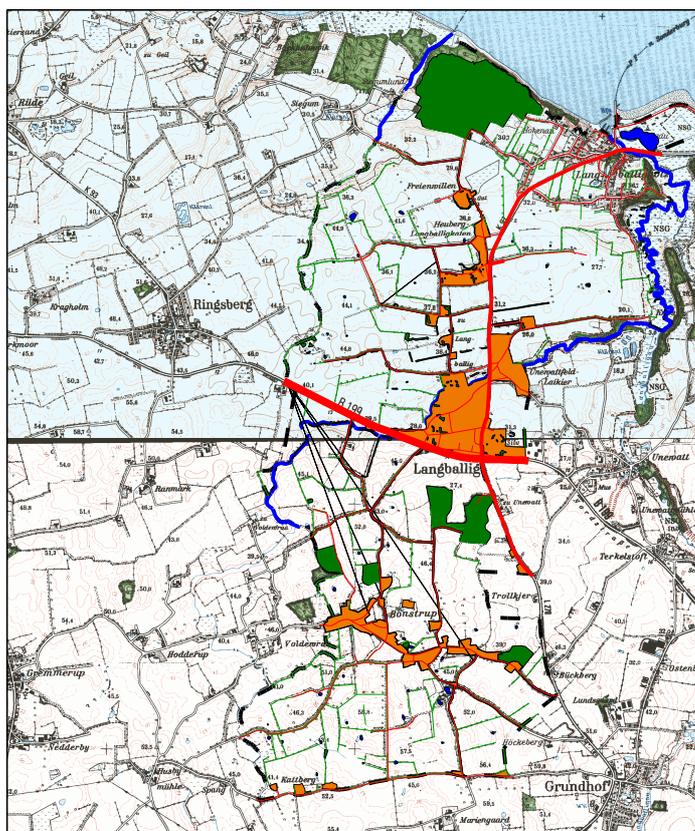


Abb. 2-10: Referenzgebiet 70000-30, Langballig

Referenzgebiet 70000-40, Stangheck

Mit 660 ha Größe ist das Referenzgebiet Stangheck eines der kleineren. Die Verteilung von Ackerland zu Grünland ist für die Region Angel typisch und es überwiegt auf den durchweg fruchtbaren Böden mit 81% Anteilen an der Landwirtschaftsfläche die Ackernutzung. In diesem Referenzgebiet finden sich noch die umfangreichsten Wallheckenstrukturen im Vergleich mit anderen Gebieten des Naturraums. Im Mittel säumen noch 6,3 km Knicks die Feldränder. Entwässerung und Oberflächenwasser spielen hingegen in diesen Flächen kaum eine landschaftsgestaltende Rolle.

Der Besiedlungsgrad (4,8 ha / 100 ha) und die Ausdehnung des Verkehrsnetzes (2,1 km / 100 ha) liegen unter dem Schnitt der beiden vorgenannten Gebiete aus Angeln.

Die Daten zur Witterung im Untersuchungsraum wurden von der Wetterstation Flensburg des DWD übernommen mit einem mittleren jährlichen Niederschlag von 922 mm bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,2°C.

Referenzgebiet 70000-60, Havetoft

Das 1.264 ha große Referenzgebiet 70000-60 liegt größtenteils in der Gemarkung Havetoft, etwa 12 km südlich von Flensburg. Nach der naturräumlichen Gliederung gehört das Gebiet zwar noch zum Naturraum Angeln, liegt aber bereits nahe der benachbarten Schleswiger Vorgeest und muss nach den folgenden Befunden der Landschaftsbeschreibung als Übergangsbereich bezeichnet werden. Die Bodenwerte von 25 bis maximal 40 liegen deutlich unter denen der übrigen Referenzgebiete in Angeln, was sich auch in der Bewirtschaftungsweise niederschlägt. Der Ackerbau überwiegt die Grünlandnutzung nur noch mit knapp 57%. Die Lage im leicht reliefierten Gelände bei etwa 30 m über NN setzt der Urbarmachung keine Entwässerung voraus, weshalb Gewässer als Randlinien nur 1,3 km je 100 ha ausmachen.

Das stark reduzierte Knicknetz umfasst lediglich vernachlässigbare 1,6 km je 100 ha, was zeigt, dass trotz suboptimaler Standortsituation die Industrialisierung der Landwirtschaft einen enormen Strukturverlust in der Landschaft gefordert hat.

Die Besiedlung des Raumes ist aufgrund der relativ geringen Anteile an Siedlungsfläche (3,9%) und einem vergleichsweise niedrigen Zerschneidungsgrad durch Verkehrswege (2,8

km / 100 ha) als sehr ländlich einzustufen. Vornehmlich im westlichen Teil des Gebietes stocken einige kleinere Wälder mit einer Gesamtausdehnung von 55 ha.

Die Klimadaten stammen von der Station Flensburg (siehe oben).

Referenzgebiet 70000-70, Norderbrarup

Sehr zentral im Naturraum Angeln liegt das 978 ha große Referenzgebiet Norderbrarup, das aufgrund der zu geringen Gemeindefläche nicht mit den administrativen Grenzen in Kongruenz zu bringen ist. Bei 85 ha Siedlungsfläche und etwa 50 ha Wald dominiert die Landwirtschaft erwartungsgemäß die Landschaft. Auf fruchtbaren Böden entfallen bei etwa 840 ha landwirtschaftlicher Fläche fast 90% auf den Ackerbau. Das Knicknetz strukturiert bei einer Längenausdehnung von 4,6 km je 100 ha die Landwirtschaftsflächen. Die insgesamt 15 km Fließgewässer bestehen vornehmlich aus kleineren Gerinnen und Bächen.

Für das Gebiet liegen keine Flächennutzungsdaten vor, so dass in die spätere Auswertung nur die genannten Landschaftsstrukturparameter sowie die Flächenanteile eingehen können.

Auch hier werden die Klimawerte der Station in Flensburg herangezogen.

Referenzgebiet 70000-80, Struxdorf

Das Referenzgebiet Struxdorf (969 ha) kann in drei Landschaftsteile geteilt werden. Im südlichen Bereich überwiegt im Talbereich (12 m über NN) der „Wellspang Au“ aufgrund der Feuchtigkeit die Grünlandnutzung, bzw. sind noch etwa 56 ha Niedermoor erhalten. Daran schließen sich nördlich die Hauptflächen des großflächig praktizierten Ackerbaus an (30 bis 45 m über NN), die bis zum Verlauf der Landesstraße 28 das Landschaftsbild prägen. In den nördlichen Flächen des Referenzgebietes liegen die Hauptanteile der insgesamt 62 ha Siedlungsfläche. Landwirtschaftlich wechseln sich hier Grünlandnutzung und Ackerland ab.

Trotz der vorhandenen Grünlandbereiche überwiegt der Ackerbau auf den durchweg fruchtbaren Böden mit 80% (ohne Niedermoor) deutlich.

Auffallend gering ist die Längenausdehnung des Knicknetzes, das mit 1,1 km Länge je 100 ha Fläche nur relikitär vorhanden ist.

Wie für alle Referenzgebiete des Naturraum Angeln wurde die Klimastation in Flensburg als Referenzort gewählt.

2.2.14 70102 Hüttener Berge

Referenzgebiet 70102-10, Ramsdorf

Das Referenzgebiet 70102-10 liegt in der Gemeinde Owschlag nordöstlich von Rendsburg an der BAB 7. Bei einer Gesamtgröße von etwa 600 ha entfallen etwa 50 ha (8,3%) auf Siedlungsflächen bei einer mittleren Verkehrsweglänge von 2,7 km je 100 ha. Wald spielt bei einer Flächendeckung von 3,3 % eine untergeordnete Rolle in der landwirtschaftlich geprägten Region im Naturraum der Hüttener Berge, die die Endmoräne der jüngsten Eiszeit darstellen. Die Hüttener Berge sind nach der Reliefdynamik die auffälligste Natureinheit Schleswig-Holsteins, wenngleich das Referenzgebiet diese hügeligen Landschaften nur im Osten tangiert. Im überwiegenden Teil prägt das Flachland als Übergang zu den Sanderflächen der Schleswiger Vorgeest das Gebiet. In diesen flachen Landstrichen (12 bis 15 m über NN) mit hochanstehendem Grundwasser sind auf etwa 45 ha intakte Moore zu finden. Das übrige Offenland wird von der Landwirtschaft dominiert, die auf schlechten bis mittleren Böden ein fast ausgeglichenes Verhältnis zwischen Grünland (55%) und Ackerland (45%) aufweist.

Als Klimareferenzstation wurde das 14 km entfernte Schleswig gewählt

2.2.15 70103 Dänischer Wohld

Referenzgebiet 70103-10, Tüttendorf

Im Dänischen Wohld, knapp 4 km nördlich des Nordostseekanals, liegt das 955 ha große Referenzgebiet 70103-10, das sowohl Flächen der Gemeinde Tüttendorf als auch Warleburg einnimmt. Der Naturraum ist, wie meist im Östlichen Hügelland, geprägt durch eine hoch industrialisierte Landwirtschaft mit relativ großen Schlägen und einem deutlich reduzierten

Knicknetz (5,3 km je 100 ha), das sich heute zum großen Teil auf die kärgeren Grünlandstandorte beschränkt.

Im Referenzgebiet beschränkt sich das Waldvorkommen auf 0,7% der Fläche. Die Siedlungsflächen nehmen 4,5% in Anspruch, das Wegenetz liegt mit 3 km Länge je 100 ha im Mittelfeld der Referenzgebiete des Östlichen Hügellandes.

Die Landwirtschaftsfläche macht über 90 % der Gesamtfläche aus und wird zu drei Viertel ackerbaulich bewirtschaftet, die Hauptanbaufrüchte alternieren zwischen Winterweizen und Raps.

Naturähnliche Flächen sind auf wenige Moorreste (8,4 ha) und einige Naturbrachen (18,75 ha) beschränkt.

Als Referenzstation der Klimadaten ist die etwa 10 km entfernte Station Kiel – Holtenau im Norden der Stadt geeignet. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt hier 8,4°C bei Jahresniederschlägen um 750 mm.

Referenzgebiet 70103-20, Grönwohld

Das 1.143 ha große Referenzgebiet Grönwohld in der Gemeinde Schwedeneck stößt im Norden an die Eckernförder Bucht, beinhaltet Teile des NSG „Bewaldete Düne bei Noer“ und erstreckt sich nach Süden bis zur Grenze der Gemeinde Osdorf.

Das Landschaftsbild ist geprägt durch ein sanfthügeliges Relief mit maximalen Höhendifferenzen zwischen 1m über NN an der Eckernförder Bucht und 50 m über NN nördlich der Siedlung Gut Birkenmoor. Im Mittel liegen die Flächen zwischen 20 und 30 m über NN.

Naturähnlich stellen sich in der landwirtschaftlich dominierten Landschaft heute nur noch Waldreste auf etwa 128,3 ha dar.

Siedlungsflächen finden sich auf 67,4 ha, wobei das Gelände des Campingplatzes an der Ostseeküste weitere 16,7 ha beansprucht.

Charakter gebendes Biotop des Untersuchungsgebietes ist die landwirtschaftliche Nutzfläche. Die Intensivlandwirtschaft wird auf großen Flächeneinheiten betrieben, so dass Reste

eines Knicknetzes lediglich im SW-Sektor erhalten sind. Für die Offenlandfläche bleiben Knicks als strukturgebende Landschaftselemente auf etwa 39km Gesamtlänge erhalten. Der Ackerbau dominiert um den Faktor 1,7 über der Dauergrünlandnutzung.

Die mittlere Jahrestemperatur des subatlantisch geprägten Witterungsverlaufes der Station Kiel – Holtenau liegt bei 8,4°C und die mittlere Niederschlagsmenge schwankt um 750 mm.

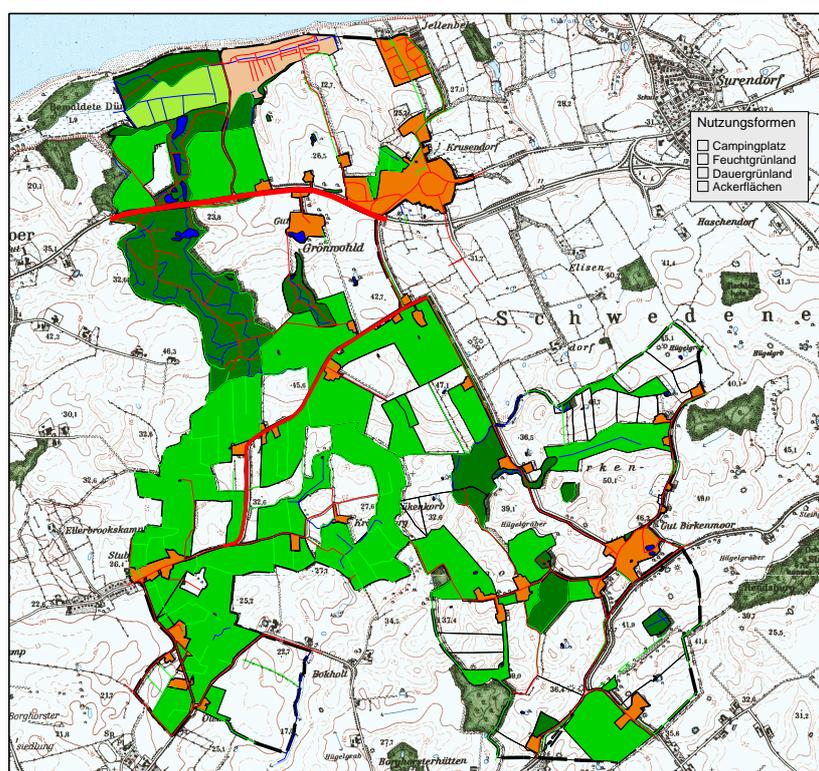


Abb. 2-11: Referenzgebiet 70103-20, Grönwohld mit Dauernutzungsformen

2.2.16 70203 Probstei

Referenzgebiet 70203-10, Barsbek

Das Referenzgebiet Barsbek ist 1.005 ha groß und liegt im Naturraum Probstei. Die nördlichen Gebietsteile sind nur etwa 1 km von der Ostseeküste entfernt. In diesen nördlichen Teilen beinhaltet das Gebiet Teile des Naturschutzgebiets Barsbeker See und angrenzende Salwiesen. Dieser Gebietsausschnitt, der zahlreich von Entwässerungsgräben (Gesamtge-

biet: 6,9 km je 100 ha) durchzogen ist, befindet sich nur minimal über dem Meeresniveau und wird dementsprechend vornehmlich als Grünland genutzt oder besteht aus breiten Röhrichtgürteln um das Seeufer.

Zur Ortslage (38 ha) hin, die etwa in der Mitte des Gebietes liegt, steigt das Relief auf etwa 7 m bis 15 m über NN an. Hier befinden sich in einer Knicklandschaft (4,1 km je 100 ha) die Ackerflächen auf nährstoffreichen Böden. Im Gesamtbild überwiegt die Ackerbaufläche mit deutlich über 700 ha im Verhältnis 2:1 das Grünland.

Die Zerschneidungseffekte der Landschaft durch Verkehrswege sind mit 2,8 km je 100 ha rein rechnerisch gering, allerdings durchtrennt die besonders zur Urlaubszeit stark befahrene Bundesstrasse 502 das Gebiet recht exakt in der Mitte in zwei Teile.

Die Klimadaten werden wie für die Gebiete im Dänischen Wohld von der Station Kiel – Holtenau übernommen.

2.2.17 70205 Oldenburger Graben

Referenzgebiet 70205-10, Göhl (Antoinettenhof)

Das Referenzgebiet umfasst 756 ha der Gemeinde Göhl, die im Osten Schleswig-Holsteins vier Kilometer östlich von Oldenburg i.H. Teile des Oldenburger Graben einschließt. Die Flächennutzung in der fast knicklosen Landschaft erfolgt auf 95 % der landwirtschaftlichen Fläche als Ackerbau, während das Grünland völlig in den Hintergrund tritt. Hauptanbafrüchte sind Winterweizen und Raps, die in Form einer Zweifelderwirtschaft kultiviert werden. Häufige Fruchtfolge ist Winterweizen – Winterweizen – Raps.

Waldanteile existieren noch auf 5,2 % der Fläche. Die Siedlungsdichte und das Verkehrsnetz (1,1 km je 100 ha) kennzeichnen das Gebiet, das im Westteil den Verlauf der Landesstraße 59 flankiert, bei einem Siedlungsflächenanteil von nur 1,5 % als sehr ländlich.

Als Klimareferenz werden die Werte der Station Westermarkelsdorf auf Fehmarn herangezogen, wo die Niederschlagsmenge zwar geringer aber die Verteilung der Niederschläge im Jahresverlauf vergleichbar ist. Die zu erwartende jährliche Niederschlagsmenge in Westermarkelsdorf beträgt 560 mm bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,1°C.

2.2.18 70207 Pönitzer Seenplatte

Referenzgebiet 70207-10, Ottendorf

Das etwa 1.100 ha große Referenzgebiet 70207-10 in der holsteinischen Seenplatte beinhaltet insgesamt über 200 ha Wasserfläche, die z.T. mit den Uferregionen als Naturschutzgebiete ausgewiesen sind. Dementsprechend sind die Uferbereiche entweder extensiv genutzt oder großflächig mit Schilf, Röhricht und Hochstauden bewachsen (30 ha). Der Wasserreichtum äußert sich auch in einer erhöhten Anzahl von linearen Wasserläufen, die immerhin auf 4,2 km Länge das Gebiet durchfließen.

Siedlungen beanspruchen 7,2 % der Fläche und liegen als kleinere Dörfer oder Einzelgehöfte entlang der Verkehrswege (3,0 km je 100 ha). Die stark befahrene Bundesstraße 76 begrenzt das Gebiet im Osten und die Landesstraße 309 verläuft durch das Untersuchungsgebiet als Barriere für die Ausbreitung von Wildtieren.

Im landwirtschaftlich geprägten Gebiet existieren lediglich auf 0,4 % der Fläche Wälder, während eine landwirtschaftliche Nutzung auf etwa 750 ha praktiziert wird, wovon der Ackerbau 60 % einnimmt.

Winterweizen und Raps, daneben Wintergerste sind auch hier wie im überwiegenden Teil der Gebiete des östlichen Hügellandes die dominierenden Anbaufrüchte.

Die Feldgrößen (bis etwa 15 ha) orientieren sich an den begrenzenden Knicks, die mit 6,9 km je 100 ha Referenzgebietsfläche abzüglich der 200 ha Stillgewässer noch relativ zahlreich sind.

Die Klimawerte werden von der Station des DWD in Lübeck – Blankensee übernommen, wo bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,1°C im vieljährigen Mittel 684 mm Jahresniederschläge gemessen werden.

2.2.19 70208 Holsteinische Schweiz

Referenzgebiet 70208 – 40, Bösdorf

Östlich angrenzend an den Großen Plöner See an der Bundesstraße 76 liegt die Gemeinde Bösdorf, von deren Gemeindefläche von 2.110 ha etwa 1.000 ha als Referenzgebiet aus-

gewiesen wurden. Es liegen keine Daten zur Flächennutzung und auch keine digitalen Karten des Gebietes vor, so dass sich die folgende Beschreibung an den Angaben des Statistischen Landesamtes zu den Bodeflächen nach ihrer tatsächlichen Nutzung orientiert.

Neben einem Siedlungsflächenanteil von unter acht Prozent stocken Wälder auf 12,2 % der Fläche; die Landwirtschaft nimmt etwa zwei Drittel in Anspruch. Eine weitere Präzisierung der Beschreibung ist zu diesem Zeitpunkt aus den genannten Gründen nicht möglich.

Die Klimawerte der Station Lübeck – Blankensee dienen auch hier als Referenz (Jahresmitteltemperatur 8,1°C, Jahresniederschlag 684 mm).

2.2.20 70210 Ahrensböcker Endmoränengebiet

Referenzgebiet 70210 – 10, Bad Schwartau

Das Referenzgebiet grenzt unmittelbar westlich an die Stadt Bad Schwartau und umfasst 880 ha des Stadtrandgebietes. Trotz der unmittelbaren städtischen Nachbarschaft finden sich Siedlungsflächen nur auf 0,8 % des Gebietes. Auch das Verkehrsnetz lässt die Stadtnähe nicht erkennen (3,2 km je 100 ha Fläche) und das Gebiet ist kaum von stark frequentierten Zubringerstraßen durchschnitten. Einzig die Landesstraße 185 ist zu Hauptverkehrszeiten gut befahren.

Die Landwirtschaft ist die prägende Nutzungsform auf etwa 700 ha, wovon aufgrund guter Bodenbedingungen über 85 % durch Ackerbau bewirtschaftet werden. Wie bereits in den anderen Referenzgebieten des Östlichen Hügellandes beschrieben, dominieren auch hier Winterweizen, Raps und Wintergerste die Feldstandorte. An die Anforderungen der industrialisierten Landwirtschaft angepasst ist das Knicknetz nur in Teilbereichen vorhanden und misst 3,4 km je 100 ha Gebietsfläche.

Die Klimamessdaten werden von der wenige Kilometer entfernten Messstation Lübeck – Blankensee übernommen (Jahresmitteltemperatur 8,1°C, Jahresniederschlag 684 mm).

2.2.21 70302 Fehmarn

Referenzgebiet 70302 – 10, Schlagsdorf

Im Nordwesten der Insel Fehmarn liegt das 1.116 ha große Referenzgebiet Schlagsdorf in der Gemeinde Westfehmar. Die Insel ist praktisch waldfrei und das Referenzgebiet wird bei sehr ländlichem Charakter (Siedlungsanteil 3,4 %) meist landwirtschaftlich intensiv genutzt. Grünlandbereiche gibt es fast ausschließlich in Gebäudenähe, so dass das Ackerland etwa 98 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnimmt. Fast ausschließlich werden hier Winterweizen, Raps und Wintergerste produziert, wobei der Weizenanbau durchschnittlich auf zwei Drittel der Feldfläche erfolgt. Trotzdem ist ein grobmaschiges Knicknetz von 4,5 km Länge je 100 ha vorhanden.

Entwässerung und natürliches Oberflächenwasser sind trotz Ostseenähe und geringer Höhe über dem Meeresspiegel (1 bis 5m über NN) nur in geringem Umfang (1,6 km je 100 ha) zu finden.

Für das Referenzgebiet wurde die Klimamessstation in Westermarkelsdorf auf Fehmarn gewählt, wo bei mittleren Jahrestemperaturen von 8,1°C nur 560 mm Niederschlag jährlich fallen.

Referenzgebiet 70302 – 20, Bannesdorf

Das zweite Referenzgebiet auf Fehmarn befindet sich im Südosten der Insel in der Gemarkung der Gemeinde Bannesdorf. Es umfasst eine Grundfläche von 946 ha und ist vergleichbar strukturiert wie das vorgenannte Referenzgebiet, allerdings ist das Vorkommen von linearen Gewässerstrukturen aufgrund der höheren Lage bei mehr als 12 m über NN mit nur 0,6 km je 100 ha deutlich geringer.

Das Knicknetz misst nur 3,7 km je 100 ha Fläche, allerdings ist auch die Längenausdehnung der Verkehrswege auf 2,0 km je 100 ha reduziert.

Die Landwirtschaft betreibt auf 98 % der Wirtschaftsfläche Ackerbau, auch hier zu zwei Dritteln mit Winterweizen.

Auch für dieses Gebiet wurden die Resultate der Hauptklimastation der Insel in Westermarkelsdorf für die späteren Analysen ausgewertet.

3 Methode

3.1 Bestandsermittlungen

3.1.1 Feldhase - Bestandsermittlungen durch Scheinwerferzählungen

Zur Bestandsermittlung des Feldhasen kommt die Scheinwerfertaxation als zuverlässige und anerkannte Methode seit Projektbeginn zum Einsatz. In zahlreichen Studien zur Ermittlung von Bestandsdichten der Art fand diese bereits Anwendung (u.a. ELTRINGHAM & FLUX 1971, SALZMANN-WANDELER & WANDELER 1973, RIMATHÉ 1977, PEGEL 1986). Die folgende Beschreibung orientiert sich an den Vorgaben nach PEGEL (1986) und erfuhrt lediglich in besonders hervorgehobenen Einzelheiten eine Abwandlung.

3.1.1.1 Einweisung der Mitarbeiter und Bestimmung der Taxationsfläche

Da die Scheinwerfertaxationen in der Regel von ortsansässigen Jägern durchgeführt werden, wurden im Vorfeld der Untersuchungen alle Beteiligten in persönlichen Gesprächen und mit Hilfe schriftlicher Arbeitsanleitungen in die Methodik eingewiesen und die Grundlagen der Referenzgebietskartierung mit Festlegung der Zählstrecken geschaffen. Hierzu wurde jedes Gebiet als Einstieg in die Freilandarbeiten durch einen Mitarbeiter des Institutes für Biogeographie (FEHLBERG von 1995 bis 2000, HOFFMANN von 2000 bis 2002) besucht. Mit den Betreuern wurden die Fahrtrouten ausgearbeitet und analysiert.

Auf Grundlage von Vorkartierungen der Flächennutzung, die die Anteile von Flächen verschiedener Dauernutzungsformen und Ackerland in topographischen Karten beschreiben, wurde eine für das gesamte Untersuchungsgebiet möglichst repräsentative Flächenauswahl für die Scheinwerfertaxation getroffen. Neben der repräsentativen Flächenauswahl gilt ein Areal von mindestens 200 ha als Richtgröße der abzuleuchtenden Fläche. Desweiteren ist unabdinglich darauf zu achten, dass die genutzten Wege zu jeder Jahreszeit mit dem zur Verfügung stehenden Fahrzeug befahrbar sind. Durch Weg- oder Straßenböschungen sichtingeschränkte Flächen wurden aus der Taxationsroute genommen und in der Basiskarte eingetragen, wobei sich auch diese Einschränkung teilweise nach dem jeweils genutzten Fahrzeugtyp richtete. Außerdem wurden in der Karte jegliche Sichtbehinderungen wie He-

cken, Wälle, Bodenwellen etc., die eine reproduzierbare Hasenzählung erschweren, vermerkt.

Die unter diesen Bedingungen resultierende Taxationsfläche wurde zu Projektbeginn auf Grundlage der aufwendigen Kartierungsarbeiten ausplanimetriert. Nach der Digitalisierung der Untersuchungsgebiete konnten im Verlauf der Erhebungen die Größenberechnungen in Hektar anhand des geographischen Informationssystems (Map Info; Version 6.5 und 7.0) nachvollzogen und nachgeprüft werden.

Die Gesamtfläche wurde in Teilbereiche aufgegliedert und diese fortlaufend nummeriert. Eine Nummer umfasste also entweder eine Flächeneinheit mit einheitlicher Nutzung oder wurde schlagweise zusammengefasst.

3.1.1.2 Eingesetzte Scheinwerfer und effektive Reichweite

Da die eingesetzten Handscheinwerfer der nach PEGEL (1986) empfohlenen und verwendeten Leistungsbeschreibung entsprechen (H3; 12V; 55W - Betrieb über Buchse des Zigarettenanzünders), wurde bei der Berechnung der abgeleuchteten Fläche von der gleichen effektiven Reichweite von 150 m für den Feldhasen ausgegangen. Zu dieser Frage wurden keine eigenen Untersuchungen angestellt, sondern die gesicherte Erfahrung erneut bestätigt, dass mit dem oben klassifizierten Arbeitsgerät Feldhasen mit dem bloßen Auge etwa bis zu dieser Entfernung angesprochen werden können. PEGEL (1986) führt an, dass „durchaus auch einige Hasen in einer Entfernung von 200 m erkannt“ werden, während „aber etwa genauso viele übersehen werden, wenn sie nur 100 m entfernt sind“. Demnach werden also die Objekte zwischen 100 und 200 m Entfernung mit statistisch ausreichender Sicherheit bis 150 m erkannt (PEGEL 1986).

Das Absuchen der Flächen mit dem Fernglas wird nicht praktiziert. Ein mitgeführtes Fernglas dient lediglich dazu, nicht identifizierbare Objekte (z.B. Unterscheidung zwischen Kaninchen und Hase) im Zählbereich anzusprechen.

Hasen, die mit oder ohne Hilfsoptik auf Entfernungen deutlich jenseits der 150 m Marke erkannt wurden, wurden nicht protokolliert. Da es im Dunkeln und unter Verwendung des Fremdlichtes recht schwierig ist, Entfernungen einzuschätzen, wurde das Ergebnis der vorliegenden Arbeit dadurch verbessert, dass die Referenzgebietsbetreuer über sehr gute Ortskenntnis verfügen und die Distanzen durch bekannte Landmarken relativ exakt einzuschätzen vermögen.

3.1.1.3 Vorgehen bei der Scheinwerfertaxation

Eine Feldhasenzählung per Scheinwerfer erfolgt im Projekt Wildtierkataster meist in einem Team aus Fahrer und Beifahrer, der den Scheinwerfer hält und die Beobachtungen an einen Protokollführer als dritten weitergibt. Die vom Fahrer im Lichtkegel des Fahrzeugs beobachteten Hasen werden ebenfalls festgehalten. Per Strichliste werden die beobachteten Hasen in einem Protokollbogen eingetragen. Das Ergebnis wird anschließend in einen zusammenfassenden Auswertungsbogen übertragen.

Das Ableuchten der Teilflächen erfolgt während aller Taxationsfahrten in festgelegter, nicht zu verändernder Reihenfolge. Es wird in der Regel so verfahren, dass die Zählaktion gerichtet durch das Referenzgebiet von einer Seite zur anderen durchgeführt wird. Damit wird die Fehlermöglichkeit des Doppelzählens von Individuen bereits eingeschränkt. Das Halten des Scheinwerfers aus der Beifahrerposition bei offenem Seitenfenster erfolgt stets in rechtem Winkel zur Fahrtrichtung, damit die maximale Leuchtweite erreicht wird. Lediglich bei Stopfeldern, die in größerer Höhe abgeerntet sind, wird der Scheinwerfer dem Verlauf der Saatreihen nach ausgerichtet, da Hasen hier sonst gerne übersehen werden.

Für das Ableuchten der Teilflächen kommen prinzipiell zwei Fahrweisen in Betracht. Handelt es sich um eine Sackgasse, wird auf dem Hinweg die eine, auf dem Rückweg die andere Seite des Weges ausgeleuchtet, falls Sichteinschränkungen dies nicht verhindern. Im Scheitelpunkt wird, wenn die Geländeformation dies zulässt, zusätzlich ein Halbkreis im Radius der effektiven Scheinwerferreichweite überprüft. Bei dieser Fahrweise hat der Fahrer darauf zu achten, dass dem Protokollführer nur die Hasen gemeldet werden, die nicht auf die Fläche wechseln, die auf dem Rückweg eingesehen wird.

Kann eine Teilfläche umfahren werden, erfolgt dies so, dass aus der Beifahrerseite im Uhrzeigersinn geleuchtet wird. Der Abstand der gegenüberliegenden Wege muss dabei größer sein als die doppelte Reichweite des Scheinwerfers, da es sonst als Folge von Überschneidungen zu Doppelzählungen kommen kann.

Da in Schleswig-Holstein häufig Knicks als Begrenzung von Feldern und Schlägen vorhanden sind, ist es beim Zählen vor allem in den Geestlandschaften regelmäßig erforderlich, in den Durchfahrten für landwirtschaftliche Maschinen zu den einzelnen Feldern anzuhalten und von dort einen Halbkreis im Radius der effektiven Scheinwerferreichweite auszuleuchten.

Letzteres Vorgehen ist mit einem zeitlich wesentlich höheren Aufwand verbunden als das Leuchten in weiten Ebenen, wie es regelmäßig in den Marschregionen durchgeführt werden

kann. Ist ein großflächiges Zählen möglich, können in einer Stunde etwa 100 ha bearbeitet werden, während sich die Zeitinvestition verdoppeln kann, wenn häufig die benannten Wallheckendurchfahrten angesteuert werden müssen.

3.1.1.4 Jahres- und tageszeitlicher Rahmen, Wiederholungen

Die Scheinwerferzählungen werden im Frühjahr im Zeitraum zwischen Anfang März und spätestens Ende April durchgeführt. Der Zähltermin richtet sich nicht nach festen terminlichen Vorgaben, sondern wird nach dem phänologischen Kalender bestimmt. Die Taxationen konnten demnach begonnen werden, sobald die Wintersaat sichtlich zu wachsen anfang. Die Aktion muss abgeschlossen sein, wenn die Vegetation so weit fortgeschritten ist, dass Hasen übersehen werden können. Hier ist meist die Wuchshöhe des Raps Ausschlag gebend.

Junghasen, die z.T. sehr früh im Jahr gesetzt werden und beobachtet werden können, gehen nicht in die späteren Dichteberechnungen ein, da es sich um eine Erfassung des Stammesatzes handeln soll.

Im Herbst beginnen die turnusmäßigen Zählungen frühestens Anfang Oktober, müssen aber je nach Wetterlage oder Erntezeitpunkt bis Ende November, ausnahmsweise auch bis Anfang Dezember, aufgeschoben werden. Voraussetzung für die Herbstzählung ist, dass alle Felder abgeerntet sind, dass die Wintersaat größtenteils aufgelaufen ist und damit eine dem Frühjahr vergleichbare Nahrungssituation vorgefunden wird und dass der Zähltermin vor der Bejagung stattfindet.

Da Feldhasen mit Ausnahme der Rammelzeit, wo sie teilweise ganztägig beobachtet werden können, rein nachtaktiv sind, kann die Zählung frühestens zwei Stunden nach Sonnenuntergang begonnen werden. Nach PEGEL (1986) muss dann die Freilandarbeit bis zwei Stunden vor Sonnenaufgang beendet sein. In diesem großzügigen Zeitintervall konnte er keinen Einfluss auf die Zählbarkeit der Art feststellen. Da jeder Betreuer in der vorliegenden Arbeit nur für ein Gebiet zuständig war, kam es in keinem Fall zu Problemen bei der zeitlichen Organisation.

Bei einer durchschnittlich 290 ha großen Taxationsfläche wurden von Beginn der Untersuchungen an zwei Zählungen je Saison durchgeführt. Dabei sollte ein Abstand zwischen den Zählterminen von 14 Tagen nicht überschritten werden. Im mehrjährigen Zählgeschehen, wo sich bei bestimmten Revieren nur irrelevante Unterschiede der Wiederholungszählungen ergaben, wurde nach dieser Erkenntnis zum Teil auf die zweite Taxationsfahrt in der Saison verzichtet.

3.1.1.5 Wetter

Die Zählungen sollten jeweils bei vergleichbaren Wettersituationen durchgeführt werden. Als ungeeignet für die Scheinwerfertaxation ergaben sich Dunst oder Nebel, Schnee oder Rauhref sowie andauernder starker Regen.

Bei Schnee- oder Rauhreflagen lassen sich mit der Methode zwar sehr gut Hasen zählen, allerdings ist dann eine Vergleichbarkeit mit den übrigen Zählungen nicht gegeben. Den umgekehrten Fall findet man bei Dunst, Nebel oder anhaltendem Starkregen vor. Hier ist die Sichtweite so reduziert, dass keine sichere Aussage zum Hasenbesatz getroffen werden kann.

PEGEL (1986) führte desweiteren scharfen oder stürmischen Wind als ungeeignet auf, da aber in Schleswig-Holstein insbesondere in Küstennähe hohe Windstärken häufig vorkommen, kann dies als lokale Konstante aufgefasst werden, die keinen Einfluss auf die Zählergebnisse erkennen lässt.

Die Vollmondphase wurde bei klarem Himmel als Zählzeitpunkt meist gemieden, da dies einen eventuell dämpfenden Einfluss auf die Aktivität der Art hat.

3.1.2 Bestandsdichte und Hochrechnung auf den Gesamtbestand

Da es sich bei der Scheinwerfertaxation nach skizzierten Schema um eine Stichprobenzählung handelt und dem zur Folge nicht der Gesamtbestand des Referenzgebietes bestimmt wird, ist zunächst nur eine Dichteangabe von Feldhasen als relative Abundanz auf der Taxationsfläche möglich. Diese Angabe erfolgt als Individuenzahl je 100 ha Fläche.

Gleichung 3-1: Bestandsdichte je 100 ha

$$\text{Bestandsdichte} = \frac{\text{Summe gezählter Hasen}}{\text{Taxationsfläche [ha]} \times 100}$$

Da in der Regel Mehrfachzählungen durchgeführt wurden, wird mit dem Mittelwert der Einzelresultate gerechnet.

Aufgrund der Bemühungen, die Taxationsflächen repräsentativ für das Untersuchungsgebiet auszuwählen, wurde für einige der folgenden Auswertungen auf den Gesamtbesatz des Referenzgebietes hochgerechnet. Dies war insbesondere dann notwendig, wenn der Anteil und in der Folge die Auswirkungen der jagdlichen Aktivitäten quantifiziert werden sollen.

In reinen Feldrevieren wird das Ergebnis aus der Dichteberechnung als Angabe von Feldhasen je 100 ha Fläche auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes extrapoliert. Durch die relativ große Taxationsfläche und die repräsentative Auswahl wird der hier ermittelte Gesamtbesatz nicht mit „erheblichen Fehlerquellen behaftet sein“ (PEGEL 1986). Etwas komplizierter gestaltet sich das Problem bei Feld-Wald-Mischrevieren. Hier wird auf den Gesamtbesatz hochgerechnet, indem nur die Offenlandflächen in die Gleichung einbezogen werden.

Gleichung 3-2: Feldhasenbestand im Referenzgebiet (vgl. auch PEGEL 1986)

$$\text{Gesamtbestand} = \frac{\text{Summe gezählter Hasen} \times \text{Offenlandfläche des Gebietes [ha]}}{\text{Taxationsfläche [ha]}}$$

Für Schleswig-Holstein, mit den ganz überwiegenden Offenlandflächen, die sich auch in den ausgewählten Referenzgebieten widerspiegeln, erhält dieser methodische Einwand eine eher untergeordnete Gewichtung. Bei dem niedrigen absoluten Flächenanteil der Wälder handelt es sich meist um Gehölzstrukturen mit geringer Flächenausdehnung, so dass die Hasen, die sich eventuell tagsüber dort aufhalten, zum Zeitpunkt der Scheinwerferzählung wohl im Offenland zur Nahrungsaufnahme angetroffen werden. Des weiteren ist es aus jagdpraktischen Erfahrungen die Regel, dass der absolut höchste Anteil der geschossenen Hasen in der Feldmark erlegt wird und daher die Populationsgröße lediglich für diesen Lebensraum errechnet wird, da ansonsten leicht eine Unterschätzung der jagdlichen Nutzungsrate resultieren könnte.

Eine genauere Kalkulation dieser nicht zu vereinheitlichenden Thematik wird im einzelnen in den Ergebnisteilen der Referenzgebiete bearbeitet.

3.1.3 Jagdstreckenerfassung beim Feldhasen

Die Jagdstrecken werden in den Untersuchungsgebieten als Summe der im Jagdbetrieb getöteten Feldhasen je Jagdjahr gemeldet. Seit dem Jagdjahr 1989/90 liegen diese Zahlen, sofern dies retrospektiv zu ermitteln war, für die meisten Referenzgebiete vor.

Der Anteil der jagdlichen Nutzung wird als Prozentwert des nach der oben beschriebenen Hochrechnung bestimmten Gesamtherbstbesatzes angegeben.

Gleichung 3-3: Jagdliche Nutzungsrate in Feldgebieten

$$\text{Jagdliche Nutzung [\%]} = \frac{\text{Jagdstrecke} \times 100}{\text{Herbstbesatz}}$$

Eine Schwierigkeit ergab sich für die Gebiete, in denen die Grenzziehung des Jagdbezirkes nicht mit der des Referenzgebietes übereinstimmt und der Jagderfolg nicht mehr nachvollziehbar in Bezug zur Referenzgebietsfläche zu setzen war. Hier wurde zur Berechnung des Anteils der jagdlichen Nutzung am Herbstbesatz die Jagdstrecke der gesamten Bezugsfläche (jagdbare Fläche des Jagdbezirkes abzüglich der Waldanteile) als Angabe von erlegten Feldhasen je 100 ha Jagdfläche berechnet. Diese wurde dann ins Verhältnis zur ermittelten Herstdichte von Feldhasen je 100 ha Offenlandfläche gesetzt.

Gleichung 3-4: Jagdliche Nutzungsrate in Feld-/Waldgebieten

$$\text{Jagdliche Nutzung [\%]} = \frac{\left(\frac{\text{Jagdstrecke Gesamtrevier (GR)}}{\text{Jagdbare Fläche (GR) abzüglich Waldanteil}} \right)}{\text{Besatzdichte Herbst}} \times 100$$

Die so berechnete Prozentzahl birgt sicher einen weiteren Unsicherheitsfaktor, der nicht ohne die genaue Kenntnis der Situation auf der Gesamtfläche zu erörtern ist. Daher erfolgt für die derart gestalteten Referenzgebiete eine gesonderte Diskussion zu diesem Punkt.

3.1.4 Raubsäuger

Raubsäuger werden im Kontext dieser Arbeit als potentielle Prädatoren von Feldhasen analysiert. Die unter diesem Oberbegriff vereinten Tierarten sind jedoch nur mit erheblichem Aufwand in ihrer absoluten Besatzdichte zu bestimmen, weshalb im folgenden die Methoden beschrieben sind, mit denen versucht wird, Eindrücke der relativen und absoluten Abundanz in den Untersuchungsgebieten zu bekommen.

Die berücksichtigten Arten gelten alle als opportunistische Beutegreifer, weshalb ein möglicher besatzbestimmender Einfluss auf den Feldhasen eine Funktion der Abundanz dieser darstellen dürfte.

3.1.4.1 Bau- und Geheckkartierung bei Rotfuchs und Dachs

Als die größten momentan vorhandenen einheimischen Raubsäuger sind der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*, *Canidae*) und der Dachs (*Meles meles*, *Mustelidae*) bei strenger Nachtaktivität zumindest in ihrer Reproduktionsphase an das Vorhandensein von Bauern gebunden, anhand derer wichtige Hinweise zur Präsenz der Arten gefunden werden können.

In den Referenzgebieten wurden in den Jahren 1997 und 2001 Bau- und Geheckkartierungen durchgeführt. Dazu erhielten die Referenzgebietsbetreuer Erfassungsbögen, die eine genaue Kartierung aller Baue im Gebiet verlangte, sich im besonderen aber auf die Zahl der Baue konzentrierte, die zur Jungenaufzucht genutzt werden.

Befahrene Baue sollten während der Phasen der Jungenaufzucht besonders beobachtet werden, um vor allem Auskunft über die Jungenzahl zu erhalten. Die Informationen darüber konnten häufig durch wiederholte Beobachtungsansätze gewonnen werden.

Die Gesamtbaukartierung in einem Revier erfolgt in der Regel in den Wintermonaten. Da ein Großteil der Baue den meist seit Jahren aktiven Jägern bekannt ist und so gleich in die Revierkarte übertragen werden konnte, reduzierte sich der Aufwand erheblich und es konnten verstärkt neuangelegte Baue gesucht werden. Für den Untersuchungsraum Schleswig-Holstein mit dem durchweg geringen Waldanteil, der sich auch in den Referenzgebieten widerspiegelt, ist die Suche nach neuen Anlagen sowohl vereinfacht als auch mit geringerer Fehlerquote versehen als in zusammenhängenden Waldarealen.

Durch die gezielte Kontrolle der bekannten Bauanlagen, oft auch im Zusammenhang mit der Baujagd stehend, wird zudem festgestellt, von welchem Raubsäuger die Wohnhöhle mo-

mentan besiedelt wird. Besonders durch die starke Ausbreitung des Dachses ist in diesem Punkt in einigen Gebieten eine erhebliche Dynamik zu notieren gewesen.

Häufiger wurde im Untersuchungsraum beobachtet, dass Füchse in größeren Getreideschlägen, meist im Mais, neue Baue anlegen, die durch die Feldbearbeitung aber in der Regel nur einjährig benutzt werden können. Diese spontan gegrabenen Röhren sind mit einer Geheckkartierung im Frühjahr nur in Ausnahmefällen zu berücksichtigen, da das dafür erforderliche Durchsuchen aller ackerbaulichen Flächen nicht durchführbar ist. Retrospektiv, also nach dem Abernten, ist dann oft nicht mehr eindeutig zu entscheiden, ob hier eine Aufzucht stattgefunden hat. Daher sind die wie beschrieben einjährig genutzten Anlagen in der Auswertung nicht berücksichtigt.

Kunstbaue, die oft zahlreich in den Referenzgebieten eingegraben sind, nehmen als jagdliche Einrichtung eine Sonderstellung ein, da sie fast immer ab spätestens Ende Februar verschlossen werden. Sie stehen den Tieren folglich während der Reproduktionsphase nicht zur Verfügung, weshalb sie in der Kartierung gesondert gekennzeichnet sind.

Die Beschreibung aller in einem Gebiet vorhandenen Baue in einer Karte ist als Basis für die Mutterbaukartierung zu verstehen. Sie ist demnach Grundlage für ein Verhaltensmonitoring, das die Fluktuation oder die Persistenz von genutzten Bauern beschreiben kann. Aufgrund der Datenlage, die bis dato nur ein Jahr (1997) umfasst und daher noch nicht als Monitoring dienen kann, ist die Analyse auf die vorhandenen Mutterbaue beschränkt. Diese sind allerdings ausschlaggebend als Teil einer Bewertung des potentiellen Einflusses der beiden Raubsäugerarten auf den Feldhasen, weshalb die nicht zur Aufzucht genutzten Bauanlagen hier unberücksichtigt bleiben.

Nach STUBBE (1989) lassen sich aus der Geheckkartierung konkrete Angaben zu einem Mindestfrühjahrsbesatz von Fuchs und Dachs herleiten. Dazu wird, ausgehend von einem Geschlechterverhältnis von 1,5:1 beim Fuchs und 1:1 beim Dachs, die Anzahl der festgestellten Mutterbaue mit dem Faktor 2,5 beim Fuchs bzw. 2 beim Dachs die Mindestbesiedlungsdichte der Arten zu Beginn der Reproduktionsperiode je 100 ha Untersuchungsfläche berechnet.

Die Bewertung der so bezeichneten Mindestdichte ist also ein Äquivalent zur Anzahl der Mutterbaue im Referenzgebiet, weshalb sich die Auswertung in der vorliegenden Arbeit auf die Angabe der Anzahl der Mutterbaue, was im folgenden auch als Geheckdichte bezeichnet wird, beider Arten je 1.000 ha Fläche beschränkt.

Gleichung 3-5: Geheckdichte

$$\text{Geheckdichte} = \frac{\text{Anzahl Mutterbaue} \times 1000}{\text{Untersuchungsfläche [ha]}}$$

Dieser ermittelte Wert wird für notwendig erachtet, da mit dem stark erhöhten Nahrungsbedarf zur Welpenaufzuchtzeit eine mögliche Interaktion der Arten mit dem potentiellen Beutetier „Feldhase“ am ehesten auftreten kann.

Er wird als Hinweis zur Dichte der opportunistischen Prädatoren gewertet.

3.1.4.2 Feststellungen von Fuchs, Steinmarder und Hauskatze während der Scheinwerfertextation

Wie auch bei PEGEL (1986) beschrieben, können während der Taxationsfahrten mit dem Scheinwerfer Rotfüchse und Hauskatzen regelmäßig und regional sehr unterschiedlich häufig beobachtet werden. Beim Steinmarder, der sicher in ähnlicher Dichte wie Fuchs oder Hauskatze vorkommen kann, wird auf eine Auswertung verzichtet, da die Art aufgrund ihrer Gewandtheit und Schnelligkeit nicht immer sicher bestimmt werden kann. Außerdem ist eine Erkennung durch die geringe Schulterhöhe selbst bei niedrigem Bewuchs erschwert.

Bei selteneren Arten wie Dachs, Baumwilder oder Iltis, die ebenfalls hin und wieder notiert werden, ist das Zufallsmoment der Beobachtungen zu groß, als dass diese als Populationsweiser herangezogen werden könnten.

Für den regelmäßig beobachteten Fuchs wird allerdings die nächtliche Antreffhäufigkeit im Feldhasenhabitat als notwendiger Teil einer Bewertung seines Einflusses auf den Feldhasen gesehen. Eine Auswertung der Hauskatzensichtungen ist nicht vorgenommen worden.

Anders als bei der Erfassung des Feldhasen lassen sich zu den im Vergleich zum Hasen in wesentlich geringerer Dichte vorkommenden Karnivoren mit der genannten Methode keine absoluten Abundanzen errechnen. Die Zählergebnisse können aufgrund von zufälligen Beobachtungen oder Nichtbeobachtungen immens variieren, so dass bereits die Sichtung eines Individuums mehr oder weniger zu völlig anderen Eindrücken führen würde.

Hinzu kommt, dass aufgrund des stark reflektierenden Tapetum lucidum der Raubsäuger diese in weit größerer Entfernung registriert werden können als der Hase. Daher ist eine Angabe zur effektiven Reichweite der Scheinwerfer nicht mehr zu benutzen, die aber Basis einer Dichteberechnung sein muss.

PEGEL (1986) schlägt zur Nutzung der Daten vor, einen Index aus der Zahl der beobachteten Individuen je Zeiteinheit zu berechnen.

In der vorliegenden Arbeit wurde auf die exakte Erfassung der zeitlichen Komponente nicht akribisch Wert gelegt, so dass dieses Bewertungsmodell nicht in Betracht gezogen werden kann. Da die abgeleuchtete Fläche, die zur Scheinwertf taxation des Feldhasen ermittelt wurde, in direktem Zusammenhang mit der aufgebrauchten Zeit steht und diese Komponenten aus Dauer und Fläche Konstanten über die Jahre bilden, wird die Antreffhäufigkeit mit der Stückzahl je 1.000 ha abgeleuchteter Taxationsfläche bezeichnet.

Die erwähnte Abhängigkeit der Beobachtungsergebnisse von Zufallsereignissen und die Gefahr, dass aufgrund der hohen lokomotorischen Aktivität der Raubsäuger Doppelsichtungen eines Individuums während einer Taxationsfahrt nicht ausgeschlossen sind, führte dazu, dass keine Einzelbewertungen von Zählfahrten vorgenommen wurden. Die Anzahl der durchgeführten Taxationsfahrten während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde mit der abgeleuchteten Fläche aus der Feldhasenzählung multipliziert und in Relation zur Summe der beobachteten Individuen während aller Fahrten gesetzt und so die Beobachtungshäufigkeit der Arten je 1.000 ha Taxationsfläche abgeleitet.

Gleichung 3-6: Beobachtungshäufigkeit von Füchsen bei Taxationsfahrten

$$\text{Beobachtungshäufigkeit (Index)} = \frac{\sum \text{Taxationsfahrten} \times \text{Taxationsfläche (ha)}}{\sum \text{beobachtete Individuen}} \times 1000$$

Mit diesem Vorgehen ist eine unterschiedliche Frequentierung der Referenzgebiete darzustellen und durch die Zusammenfassung sind Unsicherheiten bei einzelnen Taxationsfahrten, die sich beispielsweise aus möglichen Doppelzählungen ergeben, weitgehend abgepuffert.

3.1.4.3 Jagdstrecken von Fuchs, Dachs, Stein- und Baummarder und Iltis

Wie zur Betrachtung der Jagdstrecken des Feldhasen liegen aus vielen Referenzgebieten auch die jagdlichen Ergebnisse der aufgezählten Prädatoren seit dem Jagdjahr 1989/90 vor.

Die Anzahl erbeuteter Raubsäuger ist in besonderem Maße Ausdruck des jagdlichen Engagements und der Flächenausstattung im Referenzgebiet, weshalb dieser Wert nicht ohne die Kenntnis der Jagdintensität analysiert werden darf.

Unter der Voraussetzung einer bekannten Jagdintensität versetzt die über den genannten Zeitraum ermittelte jährliche Jagdstrecke den Betrachter bedingt in die Lage, Rückschlüsse zur Populationsentwicklung zu ziehen. Die ermittelten Werte dienen als Zusatzinformation zu den oben beschriebenen Abundanzbestimmungen.

Die Zahl erlegter Individuen wird jedoch nicht in direkten Bezug zu etwaigen Hasenpopulationsdaten gesetzt, da unterschiedliche Landschaften auch unterschiedliche Tierbesätze beinhalten und bei gleicher Jagdstrecke dennoch eine völlig unterschiedliche Jagdaktivität zugrunde liegen kann.

Die Jagdstrecke ist die Anzahl der im jeweiligen Jagdjahr (01.04. bis 31.03.) erbeuteten Wildtiere. In die Auswertung geht dieser Wert in Relation zur vorhandenen bejagbaren Fläche des Reviers ein und wird als Strecke, d.h. erlegte Individuen je 100 ha, angegeben. Dabei ist zu berücksichtigen, dass beim Fuchs die ganzjährige Bejagungsmöglichkeit zu einer überhöhten Streckenzahl führen kann, da Jüngfuchse teilweise in die Jagdstatistik eingerechnet sind. Diese übten zum Erlegungszeitpunkt jedoch noch keinen nennenswerten Prädationsdruck auf die potentielle Beuteart Feldhase aus und waren noch nicht aktiv am Populationsgeschehen der Art beteiligt, weshalb nach Möglichkeit der Jungfuchsanteil ausgenommen wurde. Dies konnte jedoch retrospektiv nicht in jedem Fall sichergestellt werden, weshalb abrupte episodische Schwankungen in den Jagdstatistiken nicht als Äquivalent zur Populationsentwicklung gesehen werden.

3.1.4.4 Einschätzung der Bejagungsintensität in Referenzgebieten

Unabhängig von der Höhe der Jagdstrecke gilt es, die Jagdintensität zu bewerten. Methodisch wird mit der Erfassung der Jagdintensität Neuland betreten. Ziel ist es, eine statistisch auswertbare Bewertungsgrundlage des Parameters Jagdintensität zu schaffen.

Dazu werden die verschiedenen Möglichkeiten der Fuchsjagd, die nach dem BJG anwendbar sind, zunächst einzeln analysiert.

Der Fragebogen ist so konzipiert, dass die Beantwortung der Fragen mit „Ja“ bzw. „Nein“ erfolgen muss. Zahlenwerte sind lediglich für die Angabe der Zahl der eingesetzten Fallen und der regelmäßig kontrollierten Baue im Referenzgebiet einzutragen.

Die Auswertung des Bogens erfolgt nach einem Punktabgabesystem, das für die einzelnen Informationen die Vergabe von „Pluspunkten“ vorsieht. Hohe Summenwerte drücken dabei eine hohe Jagdintensität aus.

Für die Sparten Jungfuchsbejagung, Fallenjagd, Baujagd und Ansitzjagd können, wie unten beschrieben, jeweils maximal vier Punkte erreicht werden. Für den Abschnitt Gesellschaftsjagd sind maximal zwei Punkte vorgesehen.

Jungfuchsbejagung

Die Jungfuchsbejagung meint die Aktivität, die aufgebracht wird, Jungfuchse am Bau oder während der ersten Lernphasen in den Sommermonaten (bis zur Disperalphase) zu erlegen. Die Punktabgabe sieht für die Wertung der Fragen 1.1 bis 1.3 (Tab. 3-1) je einen Punkt für die Beantwortung mit „Ja“ vor, während „Nein“-Antworten eine Nullwertung bedeuten. Die Aspekte 1.4 und 1.5 schließen sich gegenseitig aus, weshalb sie als eine Frageeinheit betrachtet werden. Es wird nur ein Pluspunkt vergeben, wenn 1.4 mit „Ja“ beantwortet wird.

Tab. 3-1: Jungfuchsbejagung

1.	Jungfuchsjagd (Jungfuchs = JF)	Ja	Nein
Bitte ankreuzen			
	1.1 Jungfuchsbejagung		
	1.2 JF-Bejagung mit Falle		
	1.3.JF-Bejagung per Ansitz		
	1.4 JF werden möglichst alle entnommen		
	1.5 JF werden nur bei Gelegenheit bejagt		

Fallenjagd

Für die Frage 2.1 wird ein Punkt vergeben, wenn die Jagd mit Lebend- oder Totschlagfallen (außer Jungfuchsfallen) im Referenzgebiet durchgeführt wird. Die Frage 2.2 richtet sich in ihrer Bewertung nach der Anzahl regelmäßig gestellter Fallen im Referenzgebiet, wobei „regelmäßig“ bedeutet, dass außerhalb der Jungenaufzuchtzeit, zumindest aber während der Herbst- und Wintermonate, die Fallen mindestens 2 Nächte pro Woche fängisch gestellt sind.

Drei Punkte werden vergeben, wenn mehr als eine Falle je 100 ha Referenzgebietsfläche gestellt wird. Zwei Punkte sind vorgesehen, wenn eine Fallendichte < 1 je 100 ha und > 1 je 250 ha Fläche erreicht wird. Für eine Fangjagdaktivität von weniger als einer Falle je 250 ha wird ein Punkt vergeben.

Tab. 3-2: Fallenjagd

2.	Fallenjagd (Lebend- und/oder Totschlagfallen)	Ja	Nein
Bitte ankreuzen			
	Fallenjagd wird praktiziert (außer Jungfuchsfalle)		
Bitte Anzahl eintragen			
	Anzahl regelmäßig fängig gestellter Fallen im WTK-Gebiet		

Baujagd

Mit dem Punkt 3.1 wird die generelle Information erbeten, ob Baujagden im Referenzgebiet durchgeführt werden. Dieser Punkt dient nur der Orientierung für den Referenzgebietsbetreuer, weshalb eine Punktvergabe erst zu den Punkten 3.2 bis 3.4 erfolgt. Je zwei Punkte sind vorgesehen, wenn unter 3.2 angegeben wird, dass eine Kontrolle der Baue in Herbst und Winter mindestens im vierwöchigen Rhythmus erfolgt und unter 3.4 die Anzahl kontrollierter Baue > 1 je 250 ha Referenzgebietsfläche ist.

Je ein Punkt wird vergeben, wenn der Punkt 3.3 zutreffend ist und die Berechnung der Anzahl der kontrollierten Baue weniger als 1 je 250 ha ergibt.

Tab. 3-3: Baujagd

3.	Baujagd	Ja	Nein
Bitte ankreuzen			
	3.1 Baujagd wird praktiziert		
	3.2 Kontrolle der Baue im Herbst/Winter alle 4 Wochen oder häufiger		
	3.3 Kontrolle der Baue im Herbst/Winter seltener als alle 4 Wochen		
Bitte Anzahl eintragen			
	3.4 Anzahl regelmäßig kontrollierter Baue (Kunst- und Naturbaue)		

Ansitzjagd

Unter diesem Aspekt soll einleitend geklärt werden, ob die Ansitzjagd auf den Fuchs praktiziert wird und ob überhaupt Füchse vom Ansitz aus erlegt werden. Für die Angabe ist ein Punkt vorgesehen. Die folgenden Punkte 4.2 bis 4.4 sind Ergänzungen zu 4.1, wobei die Bejahung von 4.2 die positive Beantwortung von 4.3 und 4.4 ausschließt. Hier ist ein Zähler für den Punkt 4.2 vorgesehen.

Unter 4.5 wird die gezielte Anlage von Luderplätzen im Revier abgefragt. Dies hat eine zentrale Bedeutung für den dauerhaften Erfolg der Fuchsbejagung vom Ansitz aus, weshalb hier 2 Punkte für die Beurteilung der Bejagungsintensität vorgesehen sind.

Tab. 3-4: Ansitzjagd

4.	Ansitzjagd	Ja	Nein
Bitte ankreuzen			
	4.1 Ansitzjagd auf Fuchs wird praktiziert		
	4.2 Füchse werden zu jeder Gelegenheit* vom Ansitz beschossen		
	4.3 Füchse werden i.d.R. nicht beim Ansitz auf Schalenwild		
	4.4 Füchse werden nur zur Balgreife beschossen		
	4.5 Gezielte Anlage von Luderplätzen		

Gesellschaftsjagd

Auf Gesellschaftsjagden werden je nach jagdlicher Zielsetzung und auch ökologischer Einstellung der Organisatoren Füchse nicht immer zum Abschuss freigegeben. Daher ist für die Freigabe von Füchsen bei Drück- oder Treibjagden ein Punkt für die Gesamtwertung vorgesehen. Ein weiterer Punkt wird vergeben, wenn zusätzliche Fuchsjagden beispielsweise als sogenanntes „Raubwildwochenende“ durchgeführt werden.

Tab. 3-5: Gesellschaftsjagd

5.	Gesellschaftsjagd	Ja	Nein
Bitte ankreuzen			
	5.1 Füchse werden beschossen (bei Treib- oder Drückjagden)		
	5.2 Es werden besondere Fuchsjagden (außer Baujagden) durchgeführt (z.B. „Raubwildwochenende“)		

3.1.5 Mäuseartige

Es wurde keine gesonderte Kleinsäugererfassung durchgeführt, da der Aufwand in einem bundeslandweiten Ansatz kaum zu realisieren ist. Die Mäusepopulation kann aber in Funktion einer Alternativbeute für potentielle opportunistische Beutegreifer einen deutlichen Einfluss auf die Reproduktionserfolge des Feldhasen ausüben. Um dennoch Informationen über die Mäusesituation oder eventuelle Mäusegradationen in den Regionen um die Referenzgebiete während der Untersuchungsjahre zu erhalten, sind die Aufzuchterfolge der Schleiereule (*Tyto alba*) als Indikator für das Vorhandensein von Mäusen zur Hauptaufzuchtzeit herangezogen worden. Diese Reproduktionsdaten wurden durch das Artenhilfsprogramm „Schleiereule“ des „Landesverbandes Eulenschutz in Schleswig-Holstein e.V.“ erhoben und in Jahresberichten niedergeschrieben (MECKEL 1995 bis 2001).

Zu diesem Projekt wurden in Schleswig-Holstein Nisthilfen für die Schleiereule seit 1981 ausgebracht und jährlich kontrolliert. Die Anzahl der je Brutpaar erfolgreich aufgezogenen Jungvögel wurde bei jährlichen Nisthilfenkontrollen im beringungsfähigen Alter der juvenilen Eulen durchgeführt. Die Anzahl der ausgebrachten Nisthilfen betrug im Untersuchungsraum der vorliegenden Arbeit (1995 bis 2001) zwischen 1.250 und 1.954. Aufgrund dieser unterschiedlichen Voraussetzungen für die einzelnen Brutperioden wurde auf die Verwendung von absoluten Zahlen zur Anzahl der registrierten Bruten oder der Gesamtzahl ausgeflogener Jungvögel verzichtet. Die Bewertung erfolgt daher auf Grundlage der Berechnung des Gesamtbruterfolges, der als Anzahl ausgeflogener Jungvögel je begonnener Brut definiert ist.

Die Resultate der Bruterfolgskontrollen sind retrospektiv nur noch in aggregierter Form nachzuvollziehen und die Standorte der Nisthilfen decken sich infolge der bis dato nicht abgestimmten Probeflächen nicht mit der Lage der Referenzgebiete. Es besteht demzufolge nicht die Möglichkeit, lokale Ereignisse der Entwicklung der Mäusepopulationen zu beschreiben, allerdings ist eine Differenzierung der Gesamtbruterfolge auf der Ebene der Naturräumli-

chen Einheiten Marsch, Geest und Östliches Hügelland (MEYNEN et al. 1962) möglich (MECKEL 1995 bis 2001). Aufgrund der relativ hohen Stichprobenzahl von Bruten aus dem Artenhilfsprogramm Schleiereule (n=314 bis 924) zu deren Bruterfolg scheint es gerechtfertigt, die auf Naturraumbene extrapolierten Daten zum Bruterfolg der Schleiereule als Hinweis für Populationstrends der Mäuseartigen wie beschrieben zu nutzen. Die Zuordnung der einzelnen Referenzgebiete zur jeweiligen naturräumlichen Haupteinheit ist im Kap. 2.2 erfolgt.

3.1.6 Brutpaarerfassung des Mäusebussards in den Referenzgebieten und den naturräumlichen Untereinheiten

Eine Brutpaarerfassung des Mäusebussards (*Buteo buteo*) wurde 1997 durch das Wildtierkataster durchgeführt (FEHLBERG, unveröffentl.). Mit dem Ziel, eine möglichst große Flächendeckung zu erreichen, wurden Erhebungsbögen (siehe Anlage) über die Hegeringleiter des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein und das offizielle Mitteilungsblatt des Verbandes (Jäger & Fischer 3/1997) verbreitet.

Die teilnehmenden Jäger der einzelnen Jagdbezirke waren aufgefordert, das Gesamtrevier oder Teile davon nach Bussardhorsten abzusuchen, zu kartieren und entsprechend im Fragebogen zu vermerken, ob und wie viele Horste als Brutstandorte dienten. Eine weiter differenzierende Angabe zum Bruthabitat wird in der vorliegenden Arbeit nicht analysiert, da aufgrund des ausgedehnten Nahrungshabitates dieser Greifvogelart hier keine Beziehung zwischen dem gewählten Horststandort und einem eventuellen Einfluss auf die Feldhasenbesätze zu erwarten ist. Es werden daher Brutpaare je 100 ha abgesuchter Fläche als Bewertungsgrundlage angegeben.

Der Datenpool wurde einem Ausreißertest unterzogen, worauf einige nicht zu verifizierende Datensätze der Wertebasis entnommen wurden.

Die Erhebung im jeweiligen Referenzgebiet ist als isolierter Dichtewert aufgrund des im Vergleich zur Fläche der Probegebiete großen Aktionsradius und der territorialen Anlage der Horste des Mäusebussards sehr anfällig gegen ungleiche Verteilung der Niststandorte. Aus ökosystemarer Sichtweise sind die Grenzziehungen der Untersuchungsflächen willkürlich, so dass die Brüterbestände unter Umständen völlig falsch determiniert würden. Beispielsweise müsste die Brutpaardichte eines Referenzgebietes mit null bezeichnet werden, obwohl in

direkter Grenznachbarschaft Bruthorste vorhanden sind. Um hier einen größeren Bezugsraum herzustellen, der solche irreführenden Dichteberechnungen abzupuffern vermag, wird der im Referenzgebiet ermittelte Wert mit den hochgerechneten Dichteangaben aus der naturräumlichen Untereinheit abgeglichen. Für die Referenzgebiete wird bei der Auswertung auf das aggregierte Ergebnis aus der naturräumlichen Untereinheit nach MEYNEN et al. (1962) zurückgegriffen, da dieses System wegen seiner kleinräumigeren Abgrenzung gegenüber dem System des Statistischen Landesamtes besonders im Östlichen Hügelland aussagenschärfer ist. Um eine Überschätzung des Bestandes zu vermeiden, werden darüber hinaus die Suchflächen < 200 ha aus der Berechnung genommen.

Gleichung 3-7: Brutpaardichte des Mäusebussards

$$\text{Brutpaardichte (/100ha)} = \frac{\sum \text{Brutpaare}}{\sum \text{abgesuchte Fläche (ha)}} \times 100$$

Als Problematik der freiwilligen, ehrenamtlichen Erhebung ergibt sich unter Umständen eine sehr geringe Zahl an auswertbaren Ergebnissen je naturräumlicher Einheit, weshalb auf eine Dichteberechnung und daraus folgende Korrelation mit den Populationsdaten des Feldhasen verzichtet werden musste, wenn nicht mindestens zehn Prozent der Fläche des Naturraumes durch die Erhebungen erfasst wurden.

In der Gesamterhebung sind aufgrund regional hoher Beteiligungsraten durch die Forstbehörden die forstfiskalischen Reviere überrepräsentiert. Da Bussarde in Wäldern in wesentlich höheren Brutpaardichten auftreten als in von Offenland dominierten Landschaften, wurden je naturräumlicher Untereinheit die Dichteberechnungen aus den Waldarealen den Offenlandwerten gegenüber gestellt. Eine Vermischung der Daten würde zu einer überhöhten Dichteangabe führen, verstärkt durch die Tatsache, dass die jeweiligen Abteilungen der Forsten, die als Bezugsfläche dienen, relativ kleinräumig sind.

3.2 Kartenmaterial und Flächennutzungskartierung

3.2.1 Kartenbasis der Referenzgebiete

Als Kartengrundlage zur Erfassung der topographischen Gegebenheiten in den Referenzgebieten dient die Deutsche Grundkarte im Maßstab 1:5.000. In diese Kartenblätter wird der exakte Grenzverlauf eingetragen und Veränderungen, die sich unter Umständen seit der letzten Aktualisierung des Kartenwerkes ergeben haben, werden vermerkt. Außerdem werden Kartierflächen ausgewiesen, die entweder durch Grenzlinien, wie Straßen, Hecken oder Gewässer, getrennt sind oder sich durch eine einheitliche Nutzungsform abgrenzen. Flächen, die mit Dauernutzungsformen wie Siedlung, Wald, Moor, Dauergrünland usw. bestanden sind, müssen von Flächen mit ackerbaulicher oder sonstiger jährlich variabler Nutzung differenziert sein. Die so entstandenen Polygone werden jeweils mit eindeutigen numerischen Identifizierungscodes belegt (Abb. 3-1).

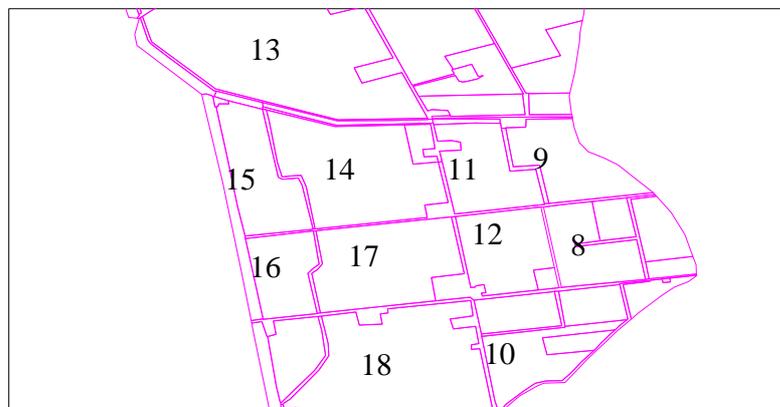


Abb. 3-1: Beispiel für die ID-Vergabe von kartierten Flächen

Die in dieser Weise bearbeiteten Kartenblätter werden großformatig gescannt und als Rasterdatengrundlage georeferenziert in das Geographische Informationssystem eingebunden. Es erfolgt eine Digitalisierung der Karteninformation am Bildschirm über das Programm MAP - INFO 7.0. In jeweils eigenen Layern sind die linearen Strukturen des Verkehrs-, des Gewässer- und des Knicknetzes gespeichert. Außerdem bestehen eigene Layer für die Grenze

des Referenzgebietes, die mit Identifikatoren versehenen Polygone der Flächennutzung, die Siedlungsbereiche und die Waldanteile im Untersuchungsgebiet.

Aufgrund der erfolgten Georeferenzierung ist es wahlweise möglich, diese digitale Strukturkarte zur visuellen Verifizierung vor dem Hintergrund der topographischen Karte 1:25.000 oder von Satellitenaufnahmen aus dem Programm D-Sat 2 zu betrachten (Abb. 3-2).

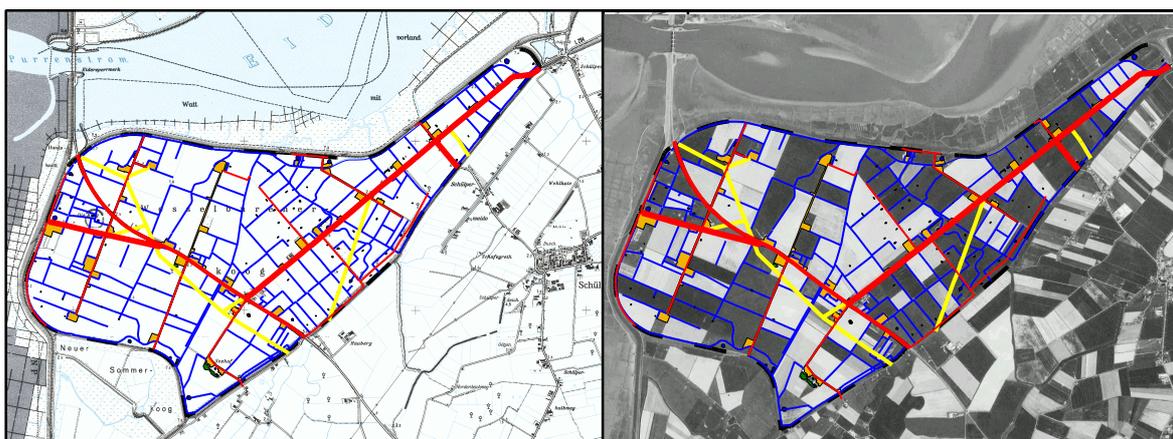


Abb. 3-2: Vergleichende Darstellung der digitalen Strukturkarte vor den Hintergründen der TK 25 (WIN-ART) und der Satellitenaufnahme (D-Sat 2) am Beispiel des Referenzgebietes 68400-50, Wesselburener Koog

3.2.2 Flächennutzungskartierung

Eine Flächennutzungskartierung in den Referenzgebieten wurde in den Jahren 1996 bis 1999 durchgeführt. Zeitpunkt der Kartierung waren die frühen Sommermonate, damit vor der Ernte der Feldfrüchte eine eindeutige Artbestimmung durch die Referenzgebetsbetreuer erfolgen konnte. Die Kartierung fand auf der Grundlage der oben beschriebenen Basiskarte statt, wobei für jedes eindeutig identifizierte Flächenpolygon eine Nutzung in einem eigenen Kartierbogen eingetragen werden musste. Die Dauernutzungsformen wurden in der Regel nur bei der Erstkartierung charakterisiert und nur wenn unvorhergesehene Änderungen eingetreten sind, wurde diese Information weitergegeben. Die Flächen periodisch wechselnder Nutzung, die in der Hauptsache als Ackerflächen vorliegen, wurden demnach in den Folgejahren aktualisiert. Die Grenzziehung der kartierten Teilflächen konnte aus organisatorischen

Gründen nicht so erfolgen, dass für jede Ackernutzung ein eigenes Polygon generiert wurde. Daher sind bei der Zusammenfassung von größeren Schlägen die einzelnen Anbaufrüchte in ihren prozentualen Anteilen auf der jeweiligen Fläche dargestellt. Mit der bekannten Flächengröße und dem prozentualen Anteil ist das System in der Lage, die Flächenanteile der einzelnen Nutzungsformen zu berechnen.

Gleichung 3-8: Anbaufläche einzelner Feldfrüchte

$$\text{Anbaufläche(ha)} = \frac{\text{Kartierfläche(ha)}}{100} \times \text{AnteilFeldfrucht(\%)}$$

Die Ergebnisse der Freilandkartierung wurden in „Flächenkartierungsbögen“ (Anhang 8-1) übertragen, wobei jedes nummerierte Polygon die Anlage eines gesonderten Bogens erforderte. Im Kopf des standardisierten Formulars waren die Referenzgebietsnummer und die Nummer der kartierten Fläche einzutragen. Fakultativ wurde dann in einem Klartextfeld die Fläche mit ihrer Nutzung durch den Kartierer beschrieben. Obligat mussten alle angebauten Feldfrüchte kodiert mit ihrem jeweiligen prozentualen Anteil notiert werden.

Der verwendete Code wurde leicht verändert vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein übernommen.

3.2.3 Lineare Strukturen

Als lineare Strukturen gelten in der vorliegenden Arbeit die Verkehrswege, die Hecken und Knicks sowie die Fließgewässer bzw. Entwässerungsgräben.

Grundlage für die Längenberechnung in den einzelnen Referenzgebieten sind die digitalen Strukturkarten, die die aktualisierten Informationen der Deutschen Grundkarte 1:5.000 enthalten. Mit dem GIS – Programm (Map Info 7.0) wird die summierte Länge der drei Linearstrukturen berechnet und ins Verhältnis zur Gesamtfläche des Gebietes gesetzt. In die Analyse gehen somit die Längenberechnungen je 100 ha Referenzgebietsfläche ein, die einen Vergleich bezüglich des Vorhandenseins von Linearstrukturen ermöglichen.

Gleichung 3-9: Länge der Linearstrukturen je 100 ha

$$\text{Länge Linearstruktur} \left(\frac{\text{km}}{100\text{ha}} \right) = \frac{\text{Linearstruktur}(\text{km})}{\text{Referenzgebietsfläche}(\text{ha})} \times 100$$

Das Verkehrsnetz kann in dieser Auswertung nicht differenziert betrachtet werden, so dass in die Berechnung gleichbedeutend beispielsweise Feldwege und Autobahnen eingehen können. Der Verkehrsnetzindex wird daher nur als grober Anhaltspunkt für die Zerschneidung einer Landschaft gesehen werden.

Dem Knick- bzw. Heckennetz, das ein Referenzgebiet durchzieht, wird eine wichtige ökologische Rolle als Rückzugs-, Nahrungs- und Wanderbiotop zugesprochen. Daher berücksichtigen die Kartierungen sehr akribisch deren aktuellen Verlauf. Heckensysteme kommen jedoch vornehmlich auf den trockeneren Standorten vor und werden quasi ersetzt durch Entwässerungsgräben oder natürliche Gerinne oder Bachläufe in den feuchten, tiefgelegenen Landschaften, insbesondere den Marschen. Diesen Grabensystemen wird eine vergleichbare ökologische Rolle wie den Knicks zugeordnet.

Um das gesamte Korridornetz aus Knicks und Gräben in den Referenzgebieten in die Auswertungen einzubeziehen, wird ein Gesamtindex dieser beiden linearen Parameter durch Summation gebildet.

3.2.4 Verhältnis Ackerland zu Grünland

Aus den Flächennutzungskartierungen in den Revieren resultieren aus den Berechnungen mit dem Geographischen Informationssystem die jeweiligen Flächenanteile des Ackerlandes und des Grünlandes. Da dem Verhältnis der beiden Flächennutzungsformen in Abhängigkeit von der Landschaftszugehörigkeit des jeweiligen Untersuchungsgebietes eine potentielle Bedeutung für die Feldhasenpopulation beigemessen wird, wird für jedes Referenzgebiet, in dem eine Flächennutzungskartierung durchgeführt wurde, diese Flächenaufteilung berechnet, um als Quotient in die multifaktorielle Analyse einzugehen.

3.2.5 Berechnungen aus der Ackerlandkartierung

Die Anbaubesonderheiten in den Referenzgebieten wirken sich vermutlich auf die Dichte und die Entwicklung der Feldhasenpopulation aus, weshalb eine Charakterisierung der Ackerbestellung, soweit mit der eingesetzten Methodik umsetzbar, versucht wird.

Ein relativ leicht zu bestimmender Parameter ist die mittlere Anzahl der angebauten Feldfrüchte, die sich aus dem Mittelwert der Anzahl der je Kartierungsjahr vorhandenen Feldfrüchte errechnet.

Gleichung 3-10: Anzahl der Feldfrüchte

$$\text{Feldfruchtanzahl} = \frac{\sum \text{Feldfrüchte aller Jahre}}{\text{Anzahl Jahre}}$$

Die Anzahl ist per se aber noch ohne wesentliche Bedeutung, wenn die Flächenanteile der einzelnen Anbausorten nicht bekannt sind. Um diese Information statistisch auswerten zu können, wurde zum einen die mittlere Anzahl dominanter Feldfrüchte (> 10 % Flächenanteil der Landwirtschaftsfläche) bestimmt und darüber hinaus der mittlere Flächenanteil der dominanten Feldfrüchte. Mit dieser Information wird versucht, die Monotonie der Bearbeitung einer Feldflur in die Auswertung einfließen zu lassen.

Gleichung 3-11: Zahl dominanter Feldfrüchte

$$\text{Zahl dominanter Feldfrüchte} = \frac{\sum \text{dominante Feldfrüchte aller Jahre}}{\text{Anzahl Jahre}}$$

Gleichung 3-12: Mittlerer Anteil dominanter Feldfrüchte

$$\text{Mittlerer Anteil dominanter Feldfrüchte} = \frac{\text{Flächendeckung aller dominanter Feldfrüchte}(\%)}{\text{Zahl dominanter Feldfrüchte}}$$

3.3 Klima und Witterungsdaten

Sämtliche Daten zu Klima und Witterung sind durch den Deutschen Wetterdienst in digitaler Form zur Verfügung gestellt worden. Es liegen die Werte der Tagesmitteltemperatur in °C seit dem 01.01.1995 bis zum 31.12.2001 sowie die Tagesniederschlagssummen für den gleichen Zeitraum lückenlos vor. Aufgrund des Klimagefälles in Schleswig-Holstein wurden 10 markante Wetterstationen ausgewählt, zu denen die Referenzgebiete wie unter Kap. 2.2 Beschrieben zugeordnet sind.

Dabei handelt sich um die Klimamessstellen in List auf Föhr, in Leck, in St. Peter Ording, in Glückstadt, in Flensburg, in Schleswig, in Neumünster, in Kiel-Holtenau, in Lübeck-Blankensee und in Westermarkelsdorf auf Fehmarn.

Die Tageswerte sind in Monatsdekaden zusammenfasst und gehen in dieser Form in die Auswertung ein. Die erste Dekade ist als Summe der Niederschläge, bzw. Mittelwert der Temperatur vom 1. bis einschließlich 10. des jeweiligen Monat berechnet, die zweite reicht vom 11. bis einschließlich 20. und die dritte beinhaltet die variable Anzahl von Tagen vom 21. bis zum Ende des Monats.

4 Ergebnisse

4.1 Ergebnisse der Feldhasentaxation aus 40 Referenzgebieten von 1995 bis 2002

4.1.1 Anzahl der ausgewerteten Taxationsfahrten

Insgesamt 40 Referenzgebiete in Schleswig-Holstein sind aufgrund einer kontinuierlichen Beteiligung an den Scheinwerfertaxationen des Feldhasen unter der Anleitung von Mitarbeitern des Instituts für Biogeographie der Universität Trier für die vorliegende Ergebnisdarstellung ausgewählt worden. Aus 19 Gebieten liegen Populationsdaten seit dem Frühjahr 1995 vor, in weiteren 19 erfolgten die Scheinwerferzählungen seit Herbst 1995. Das Referenzgebiet in der Gemarkung „Wesselburener Koog“ wird seit dem Frühjahr 1997 betreut.

Eine Besonderheit stellt das Referenzgebiet „Borgsum“ auf der Insel Föhr dar. Hier kann auf eine bis dato 17-jährige Zeitreihe seit 1984 zurückgegriffen werden. In den Jahren 1984 und 1985 wurde der Betreuer vor Ort durch Herrn Dr. Pegel, Aulendorf, in die Methode eingewiesen. Die Daten dieser beiden Jahre sind bereits veröffentlicht (PEGEL 1986). Unter Beibehaltung der exakten Methodenanleitung sind in den Folgejahren mit Ausnahme des Jahres 1988 kontinuierlich Feldhasen mittels Scheinwerfertaxation erfasst worden (JACOBS, mündl. und briefl.), so dass die Resultate direkt vergleichbar in die Auswertungen dieser Arbeit einfließen konnten.

Vornehmlich sind zwei Zählungen je Periode durchgeführt worden, so dass durch Mittelwertbildung die in der Auswertung angegebenen Dichten von Feldhasen je 100 ha Fläche bestimmt werden konnte. Die Zählungen aus dem Referenzgebiet „Borgsum“ liegen generell als Einzelzählung vor. Desweiteren sind von insgesamt 1.073 protokollierten Zählfahrten 45 nicht als Doppelzählung vorgenommen worden. Die Zählfahrten im Frühjahr 1996 im Revier 70302-20 und im Frühjahr 2002 im Revier 70205-10 konnten aus persönlichen Gründen nicht vorgenommen werden.

Die Taxationen sind fast ausschließlich bei klarer Sicht und den nach der Methodenbeschreibung geforderten Bedingungen durchgeführt worden.

Aus organisatorischen Gründen wurden achtzehn Zählfahrten trotz beeinträchtigten Sichtverhältnissen oder sonstigen ungünstigen Umständen fortgesetzt, jedoch liegen in jedem dieser Fälle Vergleichszahlen aus einer Zweitzählung in der gleichen Saison vor. In vierzehn Fällen verhinderte aufziehender Nebel eine vergleichbar tiefe Ausleuchtung der Taxationsflächen und drei Mal waren Starkregenereignisse Ursache unterdurchschnittlicher Sicht-

weite. Das Ausbringen von Gülle auf einem Großteil der Taxationsfläche am Tag der Zählung ließ das Resultat in einem Fall weit unter die Vergleichszählung sinken. Aufgrund dieser pessimalen äußeren Umstände wurden die Ergebnisse dieser Zählfahrten nicht in die Auswertung einbezogen, so dass neben den Ergebnissen für das Referenzgebiet „Borgsum“ insgesamt 63 Dichtewerte aus einer Zählfahrt resultierten.

4.1.2 Einfluss der Witterung auf das Taxationsergebnis

Die Witterung während der Zählfahrt wurde in 1.029 Protokollbögen erfasst, wovon achtzehn wie oben (4.1.1) beschrieben wegen eingeschränkten Sichtverhältnissen aussortiert werden mussten.

Es erfolgte eine grobe Differenzierung der Witterungsparameter nach „Regen“, „Frost“ und „Hellmond“ während der Zählfahrten. Wenn eine Doppelzählung durchgeführt wurde, konnte je nach Wetterlage geprüft werden, inwiefern sich eine herrschende Witterung auf das Zählergebnis auswirkte. Dabei wurden die Resultate als verschieden angesehen, wenn die Differenz mehr als zehn Prozent betrug. Bei geringerem Unterschied zwischen erster und zweiter Zählung wurde das Ergebnis als gleich gewertet. War eine Sichtbeschränkung durch übermäßigen Niederschlag oder Nebel nicht gegeben, wirkte sich keiner der einzeln untersuchten Witterungsparameter auf das Zählergebnis aus (Tab. 4-1). Hervorzuheben ist, dass bei Hellmond die Vergleichszählungen unabhängig von der Höhe der Ergebnisse stärker variierten (Differenz der Zählungen >10%) als bei anderen äußeren Bedingungen.

In wenigen Fällen wurden Zählfahrten bei Frost und Regen (n=13) bzw. bei Frost und Hellmond (n=11) durchgeführt. Die geringe Stichprobe lässt hier keine statistische Absicherung zu, jedoch scheint sich die Kombination aus Frost und Hellmond negativ auf die Aktivität des Feldhasen auszuwirken, so dass bei rund 55% der Taxationsfahrten unter diesen Bedingungen die Zählergebnisse mit einer Differenz von über 10% unter der Vergleichszählung blieben.

Um den Zusammenhang zwischen klimatischen und kosmischen Faktoren auf die Aktivität des Feldhasen genauer zu analysieren, wäre zukünftigen Untersuchungen evtl. in ausgesuchten Referenzgebieten vorbehalten.

Tab. 4-1: Witterungseinflüsse auf das Taxationsergebnis

	Gesamtzahl	höher	Niedriger	gleich	
Regen	61	18	20	23	
Frost	39	12	8	19	
Hellmond	42	16	17	9	
Regen & Frost	13	2	3	8	
Frost & Hellmond	11	3	6	2	
	166	51	54		
	Gesamtzahl	höher	niedriger	gleich	Stichprobe
Regen	100,0	29,5	32,8	37,7	61
Frost	100	30,8	20,5	48,7	39
Hellmond	100	38,1	40,5	21,4	42
Regen & Frost	100	15,4	23,1	61,5	13
Frost & Hellmond	100	27,3	54,5	18,2	11
					166

4.1.3 Besatzdichten des Feldhasen

Die Besatzdichten des Feldhasen in den Referenzgebieten variieren in ihrer Höhe und über die Jahre beachtlich. Die Unterschiede bei den Herbstwerten sind wesentlich größer als die Differenzen bei den Frühjahrsdaten. Sowohl die höchsten Stammbesätze als auch Herbstdichten sind im Referenzgebiet „Wesselburener Koog“ während der Untersuchungsjahre 1997 bis 2002 festgestellt worden. Das Maximum aller Frühjahrsbesätze wurde 1999 mit 81,2 Hasen je 100 ha erreicht. Bevor dieses Untersuchungsgebiet im Jahr 1997 erstmals bearbeitet wurde, ergaben die Frühjahrszählungen im Gebiet „Stangheck“ die größten Dichtewerte. Hier lagen die Ergebnisse 1995 bei 38,4 Hasen je 100 ha und 1996 bei 53,6 Hasen je 100 ha.

Im Herbst 1995 wurde im Referenzgebiet „Galmsbüll“ die höchste Hasendichte mit 81,3 Tieren je 100 ha Taxationsfläche festgestellt, 1996 lag der Jahreshöchstwert von 68,1 Individuen je 100 ha auf der Nordseeinsel Pellworm.

Die höchsten Herbstdichten überhaupt wurden im Gebiet „Wesselburener Koog“ im Jahr 1998 bei Werten von 126,7 Individuen je 100 ha erreicht. In den Jahren 1997 bis 2001 lagen die Taxationsergebnisse dieses Referenzgebietes ebenfalls an der Spitze, wobei im Herbst 2001 der niedrigste Wert mit 70,8 Hasen je 100 ha berechnet wurde.

Von der Frühjahrszählung 1995 bis zum Frühjahr 2002 wurden in allen Jahren die geringsten Hasendichten im Referenzgebiet „Grönwohld“ bestimmt. Der niedrigste Stammesbesatz lag hier im Frühjahr 1996 bei 1,2 Hasen je 100 ha, der niedrigste Herbstbesatz mit 4,5 Individuen je 100 ha wurde in den Jahren 1995 und 1998 ermittelt.

Die arithmetischen Mittelwerte der Frühjahrsdichten der 40 Untersuchungsgebiete variieren zwischen dem Mindestwert von 4,9 Feldhasen je 100 ha im Referenzgebiet „Grönwohld“ und 65,8 Hasen je 100 ha im „Wesselburener Koog“. Minimum und Maximum der Herbstbesätze wurden ebenfalls in diesen beiden Untersuchungsräumen errechnet und betragen 5,6 bzw. 100,2 Hasen je 100 ha.

Die Berechnung des Mittelwertes der gemittelten Frühjahrsdichten aller berücksichtigten Referenzgebiete ergab 19,9 Hasen je 100 ha. Die gemittelten Herbstwerte lagen mit 25,9 gezählten Hasen je 100 ha um etwa 30% über den Stammesbesätzen.

Um die Referenzgebiete bezüglich der festgestellten mittleren Hasendichten beurteilen zu können, wurden mehrere Dichteklassen gebildet, denen je nach Taxationsergebnis die Gebiete zugeordnet werden. Die erste Klasse beinhaltet sowohl im Frühjahr als auch im Herbst die Referenzgebiete mit Dichten von unter 10 Hasen je 100 ha. Bei Dichtewerten über diesem Mindestbesatz wurden vier weitere Kategorien mit einer Klassenbreite von je 5 Hasen pro 100 ha gebildet. Da die Anzahl von Referenzgebieten mit Dichten über 30 Individuen je 100 ha abnimmt, wurden für die am dichtesten besetzten Untersuchungsräume im Frühjahr zwei Klassen mit einer Klassenbreite von 10 Hasen je 100 ha gebildet und, um die Höchstwerte abzugrenzen, eine weitere Klasse mit allen Gebiete mit Stammesbesätzen über 50 Hasen je 100 ha. Bei den durchschnittlich höher liegenden Herbstbesätzen wurde eine weitere Klasse von 50 bis 60 Hasen je 100 ha eingefügt. Die höchste Klasse beginnt demnach bei über 60 Hasen je 100 ha.

4.1.3.1 Klasseneinteilung über arithmetische Mittelwerte

Die Verteilung der Untersuchungsgebiete auf die Dichteklassen ist im Einzelnen den Tab. 4-2 und Tab. 4-3 zu entnehmen. 60% der ermittelten Feldhasendichten im Frühjahr lagen nach den Erhebungen unter 20 Individuen je 100 ha. In nur 10% der Referenzgebiete wurden Dichten von mehr als 30 Hasen je 100 ha als Frühjahrsbesatz gezählt. Im Herbst waren diese Zahlenwerte deutlich verschoben, so dass nur noch 45% der Referenzgebiete weniger als 20 Hasen je 100 ha zählten, während auf den Taxationsflächen in elf Revieren (27,5%) über 30 Hasen je 100 ha nachgewiesen wurden.

Tab. 4-2: Dichteklassen nach Mittelwerten in den Frühjahren der Untersuchungsjahre

Hasen / 100 ha	Anzahl gesamt	Anzahl Marsch	Anzahl Geest	Anzahl Hügelland
unter 10	5	0	3	2
10 bis 15	9	0	2	7
15 bis 20	10	2	3	5
20 bis 25	8	4	3	1
25 bis 30	4	4	0	0
30 bis 40	2	1	0	1
40 bis 50	1	1		
über 50	1	1		

Tab. 4-3: Dichteklassen nach Mittelwerten im Herbst der Untersuchungsjahre

Hasen / 100ha	Anzahl gesamt	Anzahl Marsch	Anzahl Geest	Anzahl Hügelland
unter 10	2		1	1
10 bis 15	8		2	6
15 bis 20	8	1	4	3
20 bis 25	5	1	1	3
25 bis 30	6	2	2	2
30 bis 40	5	4	1	
40 bis 50	4	3		1
50 bis 60	1	1		
über 60	1	1		
	40	13	11	16

Bei dieser Betrachtungsweise nach dem beschriebenen Klassensystem ist die Zuordnung der Untersuchungsgebiete zu den Hauptnaturräumen nach MEYNEN et al. (1962) durchgeführt worden. Dabei sind dreizehn Gebiete der Marsch zugeordnet, elf finden sich in den Geestbereichen des Landes und sechzehn im Östlichen Hügelland.

Während auf der Geest und im Hügelland von insgesamt 27 Zählgebieten nur ein Revier (3,7%) einen Frühjahrsbestand von mehr als 25 Hasen je 100 ha aufweist, fallen von dreizehn Marschrevieren über 50% in diese Klasse. Bei den Herbstbesätzen sind die Klassenanteile deutlich zu höheren Populationsdichten verschoben, so dass sich insgesamt bei elf der dreizehn Marschreviere Populationszahlen von mehr als 25 Hasen je 100 ha errechneten (Abb. 4-1).

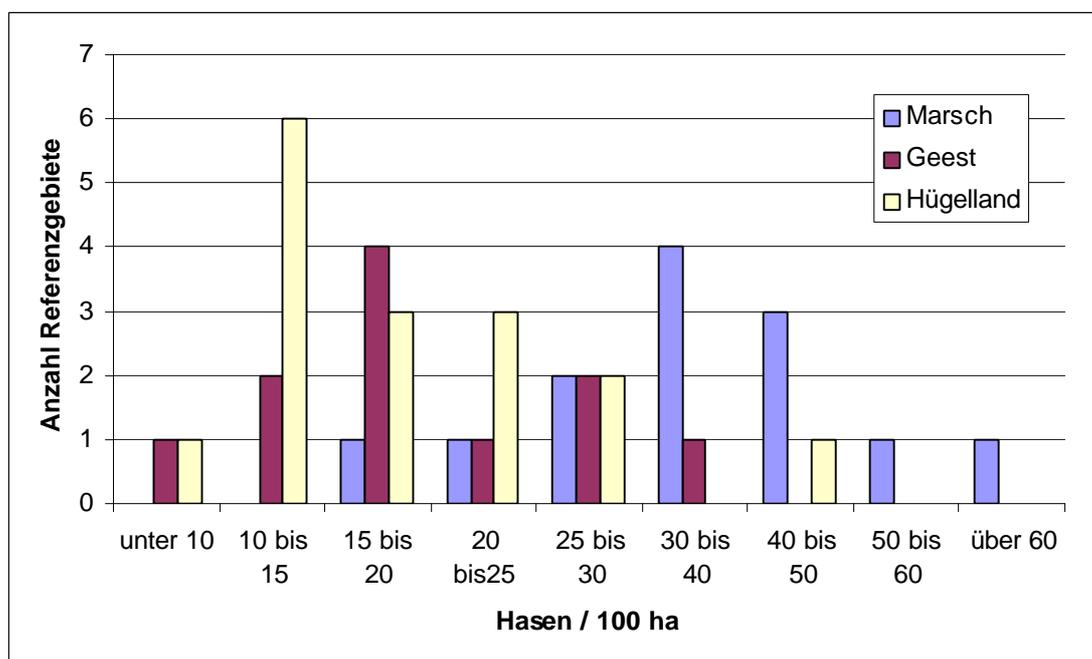


Abb. 4-1: Mittelwerte der Herbstdichten nach Hauptnaturräumen

4.1.3.2 Klasseneinteilung über Mediane

Wurden die Besatzentwicklungen in den Referenzgebieten im Einzelnen überprüft, waren starke jährliche Schwankungen der Zählergebnisse in einigen Probegebieten auffällig.

Um eine weitere statistische Methode zu nutzen, die die beteiligten Referenzgebiete anhand ihrer mittleren Populationsdichten vergleichbar in Klassen einzuordnen vermag, wurden neben der Bildung des arithmetischen Mittelwertes, der in seiner Ausprägung durch Extremwerte stark beeinflusst werden kann, auch der Median aus den Taxationsergebnissen der Einzeljahre berechnet.

Die berechneten Mittelwerte aus den Medianen der Frühjahrs- und Herbstzählungen der 40 analysierten Untersuchungsgebiete lagen im Durchschnitt etwas unter den Resultaten aus dem arithmetischen Mittel. Statt einem mittleren Stammesbesatz von 19,9 Hasen je 100 ha ergab sich aus den Medianen der Wert 19,4. Ein mittlerer Herbstbesatz aus den Medianwerten lag mit 25,2 Hasen je 100 ha ebenfalls nur geringfügig unter dem Ergebnis aus den Mittelwerten.

Die Zuordnung der Referenzgebiete zu den Dichteklassen über die Mediane bewirkte einige Verschiebungen, die in Abb. 4-2 vergleichend dargestellt sind.

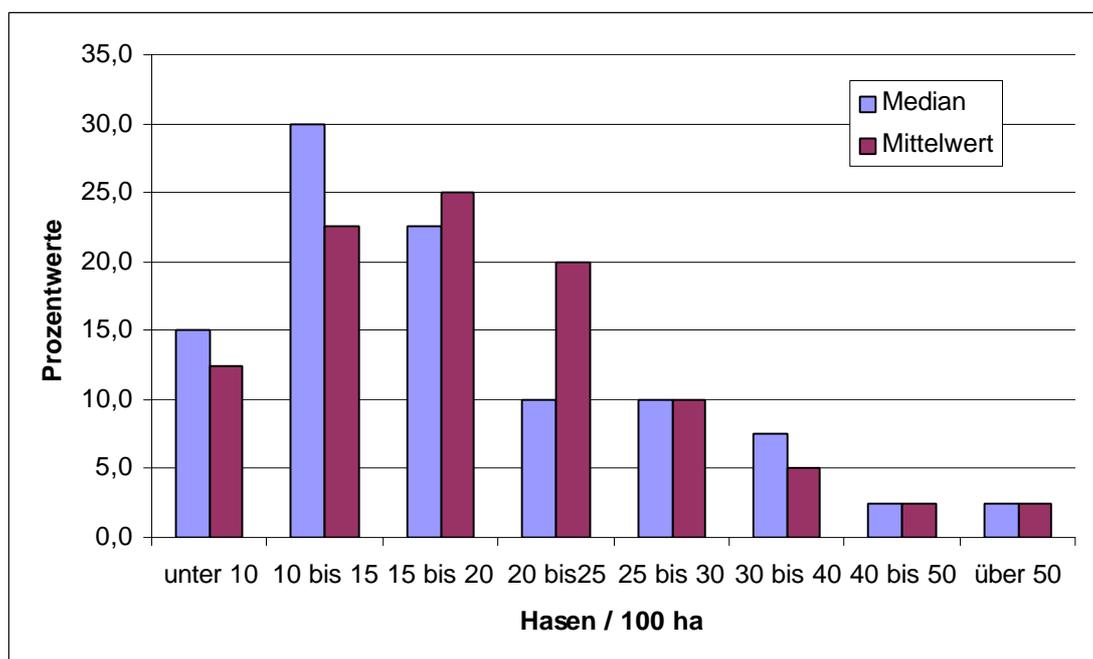


Abb. 4-2: Vergleiche der Berechnungen der Frühjahrsdichten nach Medianen und Mittelwerten

Bei den Frühjahrsbesätzen waren die beiden unteren Klassen bei der Betrachtung der Mediane stärker besetzt, während zu den beiden Klassen zwischen 15 und 25 Hasen je 100 ha weniger Referenzgebiete zugerechnet werden konnten. Die höheren Klassen blieben annähernd unverändert.

Anders fiel das Resultat bei der Betrachtung der Herbsdichten aus. In den Kategorien ab 20 Hasen je 100 ha war bei der Zuordnung der Gebiete nur die Klasse zwischen 25 und 30 Hasen je 100 ha im Falle der Berechnung des arithmetischen Mittelwertes stärker besetzt.

Für die Kategorien unter 20 Hasen je 100 ha erfolgten die Klassenzuteilungen je nach Berechnungsgrundlage unterschiedlich (Abb. 4-3).

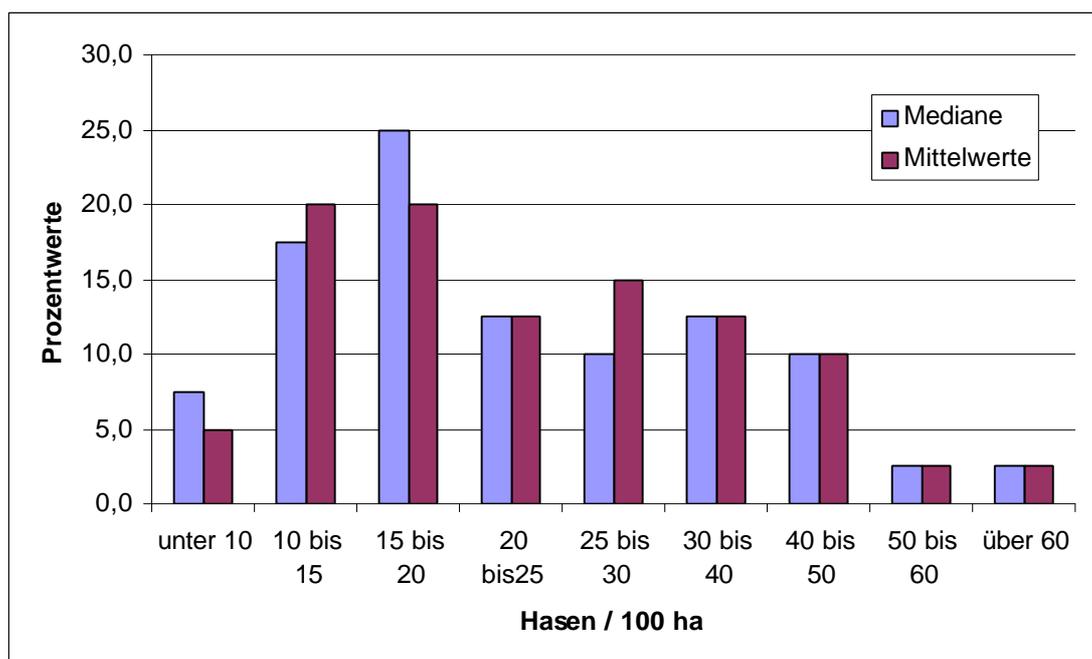


Abb. 4-3: Vergleiche der Berechnungen der Herbstdichten nach Medianen und Mittelwerten

4.1.3.3 Hierarchische Clusteranalysen der Dichtewerte

Da beide vorgenannten Methoden nicht mit den Einzelwerten der Untersuchungsjahre operieren, wurde unter Anwendung der hierarchischen Clusteranalyse (Quadrantes euklidisches Distanzmaß; Ward-Linkage) mit dem Statistikprogramm SPSS 10.07 versucht, die Populationsdichten über die Einzeljahre für Frühjahrs- und Herbstbesätze verschiedenen Ähnlichkeitsklassen zuzuordnen. Die Ward-Methode scheint für die Auswertung des vorliegenden Datenpools am geeignetsten, da hier für jedes Referenzgebiet zunächst ein Dichtemittelwert gebildet wird, zu dem das Programm für jede ermittelte Dichteangabe aus dem Untersuchungsgebiet die quadrierte euklidische Distanz bestimmt. Zwei Referenzgebiete werden dann zu einem Cluster fusioniert, wenn ihre Vereinigung den geringsten Zuwachs in der Gesamtsumme der Distanzen ergibt (BÜHL & ZÖFEL 2000).

An dieser Stelle soll darauf hingewiesen sein, dass für eine Analyse von Populationsdaten, insbesondere von r-Strategen, deren Populationsdichten jährlich sehr stark schwanken können, auch eine Cluster-Methode in Erwägung zu ziehen wäre, die die quadrierten euklidischen Distanzen zum Median der Bestandsdichten ermittelt oder berücksichtigt. Derzeit wird eine solche Methode vom Programm SPSS noch nicht angeboten.

Das Programm akzeptiert in der Datenausgabe keine Leerzeichen, weshalb die Berechnungen nicht für alle Gebiete ab dem Frühjahr 1995 durchgeführt werden konnten. Zum

ersten wurden für alle 40 Untersuchungsräume die Dichtewerte ab dem Frühjahr 1997 bis einschließlich Frühjahr 2002 einbezogen, wobei für das Gebiet 70205-10 der Wert für das Frühjahr 2002 gleichgesetzt wurde mit dem aus 2001, da hier keine Zählung durchgeführt werden konnte. Die Berechnungen des Programms wiesen zwei deutlich verschiedene Grobcluster aus, wobei der Datenpool in eine höhere und eine niedrigere Dichteklasse geteilt wurde (Abb. 4-4). Allgemein fiel die Differenzierung in der als „niedriger“ bezeichneten Klasse weniger deutlich aus.

Hervorgehoben wird die Sonderstellung des Gebiets „Wesselburener Koog“ mit seinen weit überdurchschnittlichen Hasenpopulationen. Auch das Gebiet auf der Insel Pellworm ist aufgrund der hohen Besätze abgegrenzt von den anderen Zählgebieten. Auffallend war, dass von den zehn dichtbesiedelten Hasengebieten acht in den Marschlandschaften lagen und nur je eines auf der Geest und im östlichen Hügelland.

Ein ähnliches Bild ergab sich, wenn die Frühjahrswerte von 1996 bis 2002 und die Herbstwerte von 1995 bis 2001 aus 39 Referenzgebieten in die Analyse einfließen. Unter anderem durch den Wegfall des Gebietes „Wesselburener Koog“ ist eine gewisse Neuordnung der Klassenzugehörigkeiten erfolgt. Es bestätigte sich jedoch, dass die Marschen eindeutig dichter besiedelt sind als die übrigen naturräumlichen Großeinheiten (Abb. 4-5). Die am geringsten besiedelten Bereiche befanden sich nach dieser Berechnungsgrundlage im östlichen Hügelland südlich des Naturraums Angeln und in einigen Geestbereichen.

Für achtzehn Gebiete liegen die Taxationsdaten bereits seit dem Frühjahr 1995 vor, so dass mit verringerter Stichprobenzahl die gleiche Analyse durchgeführt werden konnte. Die längere Zeitreihe lässt keine weiteren Interpretationen zu, bestätigt aber die gute Besiedlung der Marschen mit der ständigen Ausnahme eines einzigen Untersuchungsgebietes.

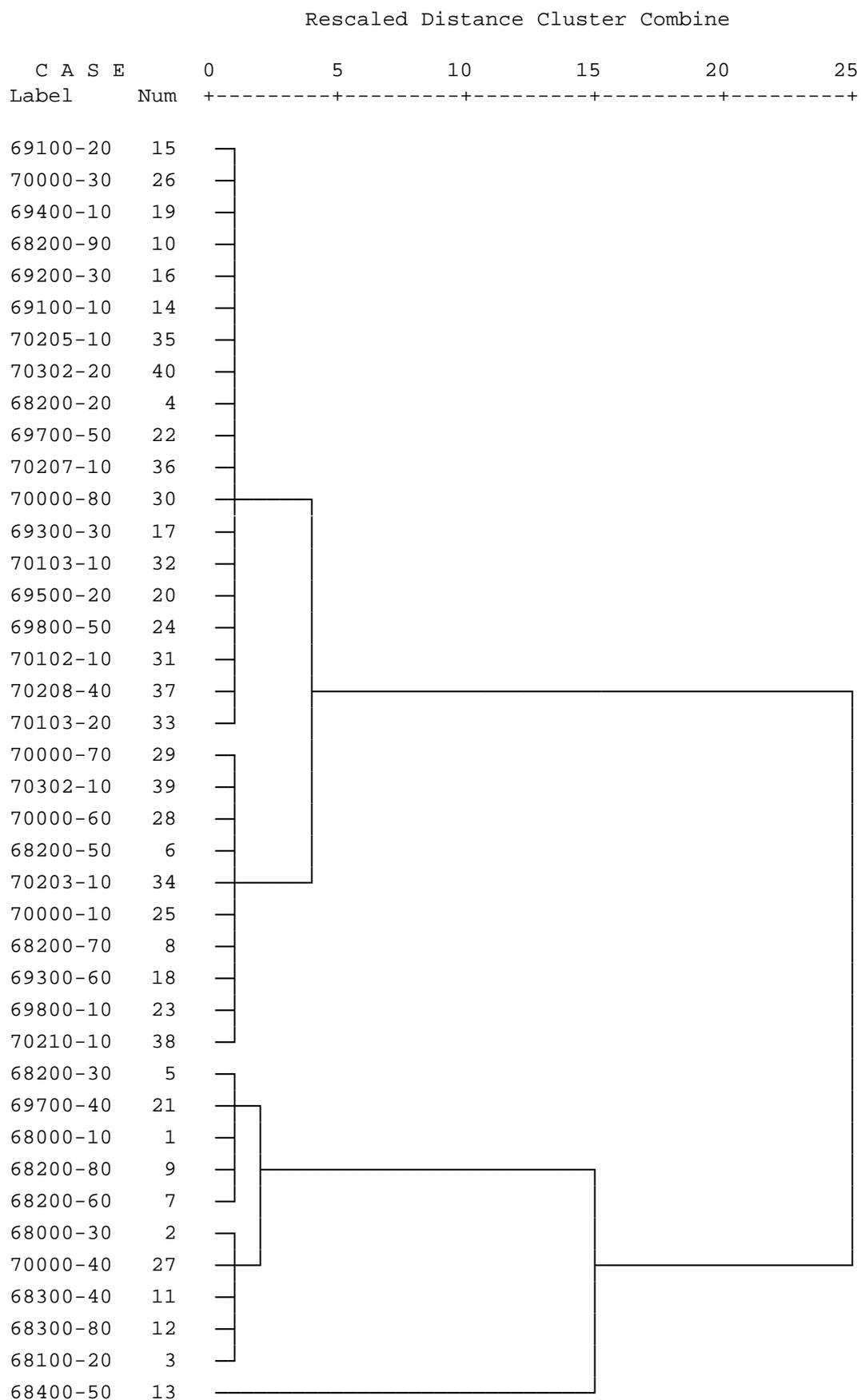


Abb. 4-4: Dendrogramm der Clusteranalyse der Dichtewerte ab dem Frühjahr 1997

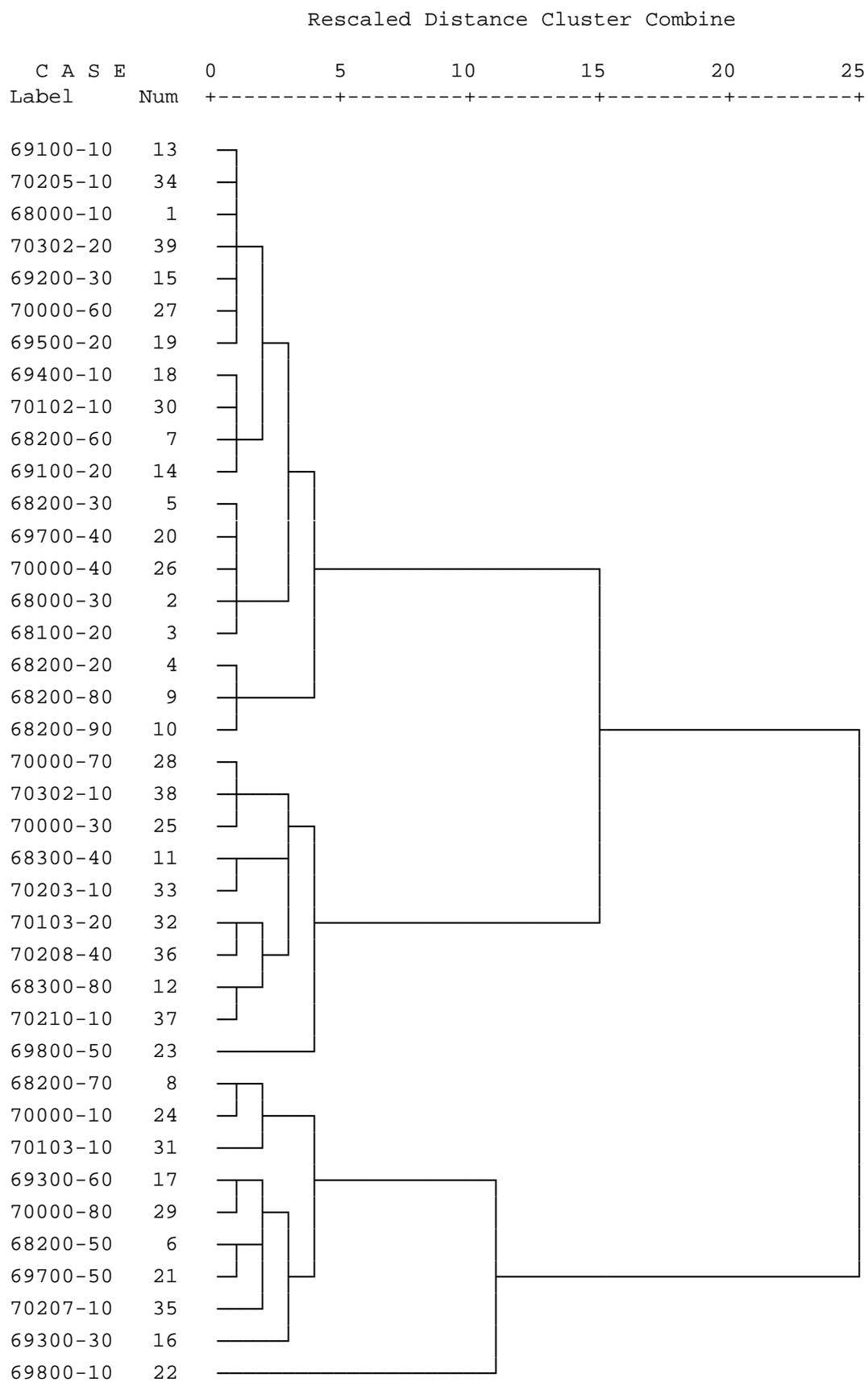


Abb. 4-5: Dendrogramm der Clusteranalyse der relativen Dichtewerte ab Herbst 1995 bis Frühjahr 2002

4.1.3.4 Entwicklung der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten

Auf der Grundlage von Einordnungen der Gebiete in Dichtekategorien ist eine Beschreibung der Populationen nur unzureichend möglich, da die Trends oder periodischen, bzw. episodischen Schwankungen damit nicht berücksichtigt sind. Eine Hauptaufgabe des Populationsmonitorings ist es aber, diese Vorgänge zu beschreiben und zu interpretieren.

Anhand der vorhandenen Dichteberechnungen für die Referenzgebiete wurde daher im Vorfeld der Faktorenanalyse versucht, eine Beschreibung der Feldhasenpopulationen im Hinblick auf einen möglichen Entwicklungstrend für den Untersuchungszeitraum durchzuführen.

Dazu wurden zunächst für die Stichprobenjahre aller Referenzgebiete lineare Einfachkorrelationsanalysen erstellt, um so gerichtete sukzessive Populationsveränderungen aufzudecken.

Für die 40 Untersuchungsgebiete ergaben sich aus den Frühjahrszählungen für 18 Probeflächen ein Stichprobenumfang von $n=8$ Untersuchungsfrühjahren, für 21 Flächen von $n=7$ Untersuchungsjahren und einmal von $n=6$. Bei den Herbstzählungen lagen aus 39 Gebieten je sieben Zählungen vor, aus einem 5 (Anhang 8-3 und Anhang 8-4).

Die Freiheitsgrade zur Bestimmung der kritischen Werte des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten ergeben sich aus $n=x-1$.

Im Hinblick auf diese Berechnungsart ist zu sagen, dass statistisch gesehen die vorhandenen Stichprobengrößen als gering zu bezeichnen sind. Daher können die im folgenden benannten Entwicklungstrends nicht als Basis für Entwicklungsprognosen dienen. Die eingesetzte Korrelationsanalyse bietet aber für die Untersuchungsperiode die Möglichkeit, Entwicklungstendenzen in den Referenzgebieten nach der Stärke des eventuell vorhandenen Trends zu beurteilen.

Als eindeutiger Trend wird eine Entwicklung gewertet, die bei der Bestimmung des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten ein Signifikanzniveau $p < 0,01$ erreicht. Bleibt das Signifikanzniveau unter 5%, gilt dies als deutlicher Hinweis für einen möglichen Populationstrend.

Nach diesem Beurteilungsschema zeigten nach den Ergebnissen zur Frühjahrsdichte fünf Referenzgebiete einen eindeutig positiven Bestandstrend, bei dreien war ein solcher mit geringerer statistischer Sicherheit vorhanden. Bei drei weiteren Untersuchungsgebieten war ein sehr deutlicher Negativtrend vorhanden, für drei weitere konnte er mit geringerer Wahrscheinlichkeit angenommen werden.

Die Herbstbesätze entwickelten sich in zwei Gebieten signifikant positiv, in dreien deutlich negativ. Weniger klare Tendenzen waren auf neun Probeflächen festzustellen, in vier Fällen konnten sich die Hasenpopulationen vergrößern.

Insgesamt ist somit sowohl im Frühjahr als auch im Herbst in 14 Referenzgebieten (35%) ein stetiges Wachsen bzw. Schrumpfen der Feldhasenpopulation festgestellt worden. Dabei galt für elf Gebiete eine gerichtete Entwicklung im Frühjahr wie im Herbst, während sechs Mal nur für eine Jahreszeit eine Populationsveränderung über die Jahre beschrieben wurde.

Im großnaturräumlichen Kontext bedeutet dies, dass sich die Frühjahrsbesätze in drei von dreizehn Marschrevieren (23%) und Herbstbesätze in vier von dreizehn (31%) im Untersuchungszeitraum verringert haben, während ein Positivtrend für beide Jahreszeiten in jeweils nur für zwei (15%) Reviere auf der Halbinsel Eiderstedt verzeichnet werden konnte. Rückläufige Feldhasenpopulationen wurden in einem Referenzgebiet auf der Insel Föhr und der ehemaligen Insel Nordstrand sowie in zwei vornehmlich ackerbaulich genutzten Kögen der nordfriesischen Marsch festgestellt.

Im Geestbereich Schleswig-Holsteins entwickelten sich die Stammbesätze von drei der elf Referenzgebiete positiv, in zwei anderen war ein Rückgang zu verzeichnen. Die Populationsdaten aus den Herbstzählungen wiesen nur je ein Revier mit signifikant positivem Populationstrend aus. In einem Revier der holsteinischen Vorgeest war ein beständiger Anstieg in Frühjahr und Herbst zu verzeichnen, während ein Referenzgebiet in den Eider-Treene-Niederungen bei extensiver Grünlandwirtschaft und hohem Sukzessionsflächenanteil beständig an Hasenbesatz verlor. Eine positive Frühjahrsbesatzentwicklung konnte für ein weiteres Gebiet der holsteinischen Vorgeest und der Heide-Itzehoer Geest in direkter Nachbarschaft zum Nord-Ostseekanal beschrieben werden. Im Zivilisationsgürtel um Hamburg, auf der Barmstedt-Kisdorfer Geest, waren im Untersuchungszeitraum für ein dort lokalisiertes Referenzgebiet deutliche Rückgänge der Frühjahrsbesätze aufgefallen.

Zu der großnaturräumlichen Einheit des Östlichen Hügellandes gehören 16 Referenzgebiete der vorliegenden Untersuchung. Für die Regionen Angeln sowie Schwansen und der Dänische Wohld, wo neun Untersuchungsgebiete liegen, ist nur in einem Gebiet Angelns ein negativer Trend bei der Herbsthasendichte festzustellen. Ansonsten sind diese Regionen in Bezug auf den Feldhasenbesatz sehr stabil.

Südöstlich davon, im Östlichen Seen- und Hügelland, welches nach dem Statistischem Landesamt in einen Nord-West und Süd-Ost Teil unterteilt ist, entwickelten sich in drei Gebieten sowohl die Frühjahrs- als auch die Herbstbesätze mit variierendem Korrelationskoeffizienten tendenziell positiv. Nur in einem Referenzgebiet deutet sich ein negativer Trend an. Auf der Ostseeinsel Fehmarn, wo Feldhasenbesätze in zwei Untersuchungsräumen beobachtet werden, fiel für das östlich liegende Gebiet eine Negativbilanz der Untersuchungsjahre auf.

Um die Trendentwicklungen in Frühjahr und Herbst gemeinsam zu analysieren, wurden die Korrelationskoeffizienten als Variablen des zugehörigen Referenzgebietes hierarchisch gelustert. Es empfiehlt sich, wie bei den vergleichenden Analysen der absoluten Dichtewerte

(siehe oben) nach der hierarchischen Clusteranalyse bei Anwendung der Ward-Methode mit dem quadrierten euklidischen Distanzmaß (SPSS 10.07) zu operieren.

Nach diesem Vorgehen schien es sinnvoll, den Datenpool nach vier Hauptgruppen zu unterscheiden, wobei das relative Distanzmaß, das damit als trennend wirksam wird, mit dem Wert „3“ zunächst niedrig erscheint (Abb. 4-6). Bei Betrachtung der zugrunde liegenden linearen Korrelationskoeffizienten der Herbst- und Frühjahrsentwicklung der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten wird diese Differenzierung aber begründbar.

Die erste Clustergruppe enthielt die sieben Gebiete, die sowohl im Herbst als auch im Frühjahr hohe negative Korrelationskoeffizienten erhielten. Eine zweite Fünfergruppe enthielt alle Referenzflächen, deren Koeffizienten eine tendenziell stark positive Entwicklung des Frühjahrsbesatzes bei gleichzeitig deutlichem Rückgang der Herbstdaten anzeigten.

Recht undifferenziert schloss sich eine Gruppe von vierzehn Referenzgebieten an, die in der Regel niedrige Korrelationskoeffizienten in beiden Jahreszeiten aufzuweisen hatten und demnach vereinfachend als stabil bezüglich der Feldhasenbestände zu bezeichnen waren.

Vierzehn weitere Untersuchungsgebiete waren durch positive Korrelationskoeffizienten für die Frühjahrs- und Herbstergebnisse ausgezeichnet, wobei die Höhe der Signifikanzniveaus von oben nach unten zunimmt (Abb. 4-6).

Nicht nur aufgrund der statistisch problematisch geringen Stichprobenreihe musste eine weitere Form der Populationsbeschreibung eingesetzt werden, denn eine lineare Trendausgabe ist für die Beschreibung einer Population nicht immer ausreichend, da plötzliche Ereignisse den Besatz nachhaltig beeinflussen können, was in einer linearen Korrelationsanalyse aber nicht als signifikant herausgestellt wird. Auch jährliche unregelmäßige Schwankungen überfordern eine solche Analyse. Desweiteren ist aus den bisherigen Analysen nur bedingt ersichtlich, in welcher Größenordnung ein Rückgang oder ein Anstieg der Population im Untersuchungszeitraum von statten ging.

Da eine Zeitreihenanalyse aufgrund der Stichprobenumfänge in keiner Weise ausreichend zuverlässig ist, wurde, um eine Populationsveränderung festzustellen, eine relative Beschreibung der Feldhasendichten vorgenommen. Für die Frühjahrs- wie für die Herbstwerte wurde das Jahr 1997 mit 100% festgesetzt, da alle 40 berücksichtigten Referenzgebiete in diesem Jahr Feldhasentaxationen durchführen konnten.

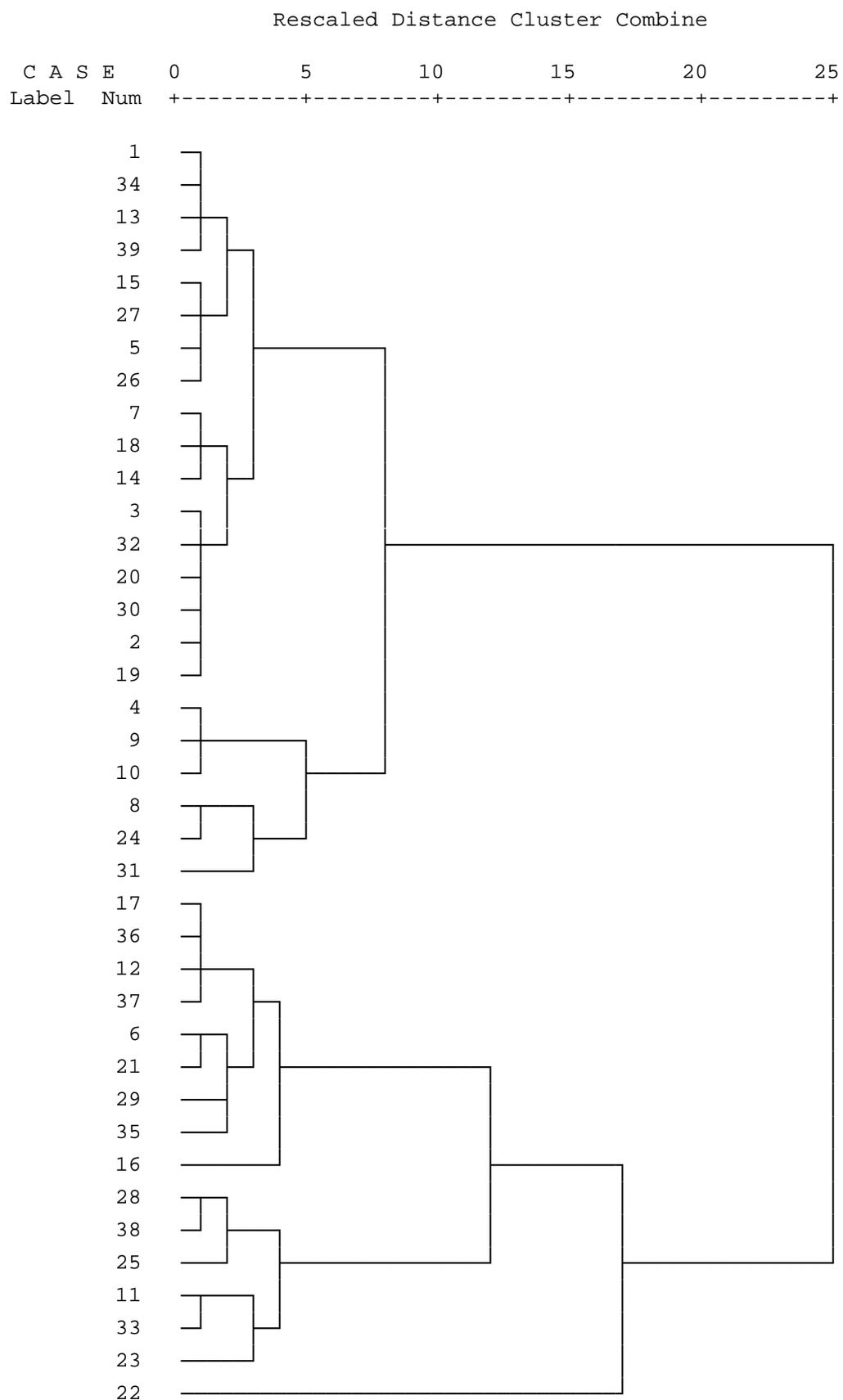


Abb. 4-6: Dendrogramm der Clusteranalyse der linearen Trendentwicklung in den Referenzgebieten

Die Besitzveränderungen wurden im ersten Schritt im direkten Vergleich der Frühjahrsergebnisse von 1997 und 2002 sowie der Herbstergebnisse von 1997 und 2001 ermittelt und in fünf Kategorien eingeteilt: 1. Steigerung auf über 150%, 2. Steigerung zwischen 115% und 150%, 3. etwa gleichbleibend bei Variation zwischen 115% und 85%, 4. Verringerung auf unter 85% bis 50% und 5. Verringerung auf unter 50%. Mit dieser Festlegung der Bandbreiten von 30% bzw. 35% sind die drei inneren Kategorien direkt vergleichbar.

Da diese Ergebnisse durch den direkten Vergleich der Besitzveränderung des Jahres 1997 zu 2001 bzw. 2002 entstanden sind, blieben dabei die übrigen Untersuchungsjahre unberücksichtigt. Aus den Zahlenreihen wird ersichtlich, dass die Unterschiede insbesondere der Herbstbesätze von einem Jahr zum nächsten nicht selten über 100% betragen können und im folgenden Jahr wieder ausgeglichen sind (Anhang 8-5 und Anhang 8-6).

Bei der vergleichenden Betrachtung anderer Untersuchungsjahre würden demnach wohl sehr verschiedene Ergebnisse resultieren, so dass diese Form der Bestandsbewertung nicht als Interpretationsbasis genutzt wurde.

Wurden für die einzelnen Referenzgebiete die Minimum- und Maximumwerte der relativen Feldhasendichte in Frühjahr und Herbst aus der Untersuchungsperiode berechnet und anschließend für die 40 Untersuchungsgebiete arithmetisch gemittelt, schwankten diese im Vergleich mit dem auf 100% festgesetzten Untersuchungsjahr 1997 im Frühjahr durchschnittlich zwischen 72% und 148%. Bei den Herbstwerten betrug die mittlere Variationsbreite sogar 90% und schwankte zwischen 78% und 168% (Anhang 8-9).

Um die Besitzveränderungen über die Einzeljahre Dichte unabhängig darzustellen, wurde die hierarchische Clusteranalyse, wie sie für die wie oben beschriebene absolute Feldhasendichte eingesetzt wurde, angewendet.

Das Dendrogramm, das den Fusionierungsablauf der Clusterung (Abb. 4-7) von 39 Referenzgebieten darstellt, zeigt eine Aufteilung der Gebiete in 6 Cluster, wenn der relative Koeffizient als Abstandsmaß jeweils mindestens 5 betragen soll. Die Mittelwerte der relativen Populationsdichte sind als Entwicklungsreihen der einzelnen Untersuchungsperioden in den Balkendiagrammen dargestellt, während die Originaldaten dem Anhang 8-5 zu entnehmen sind.

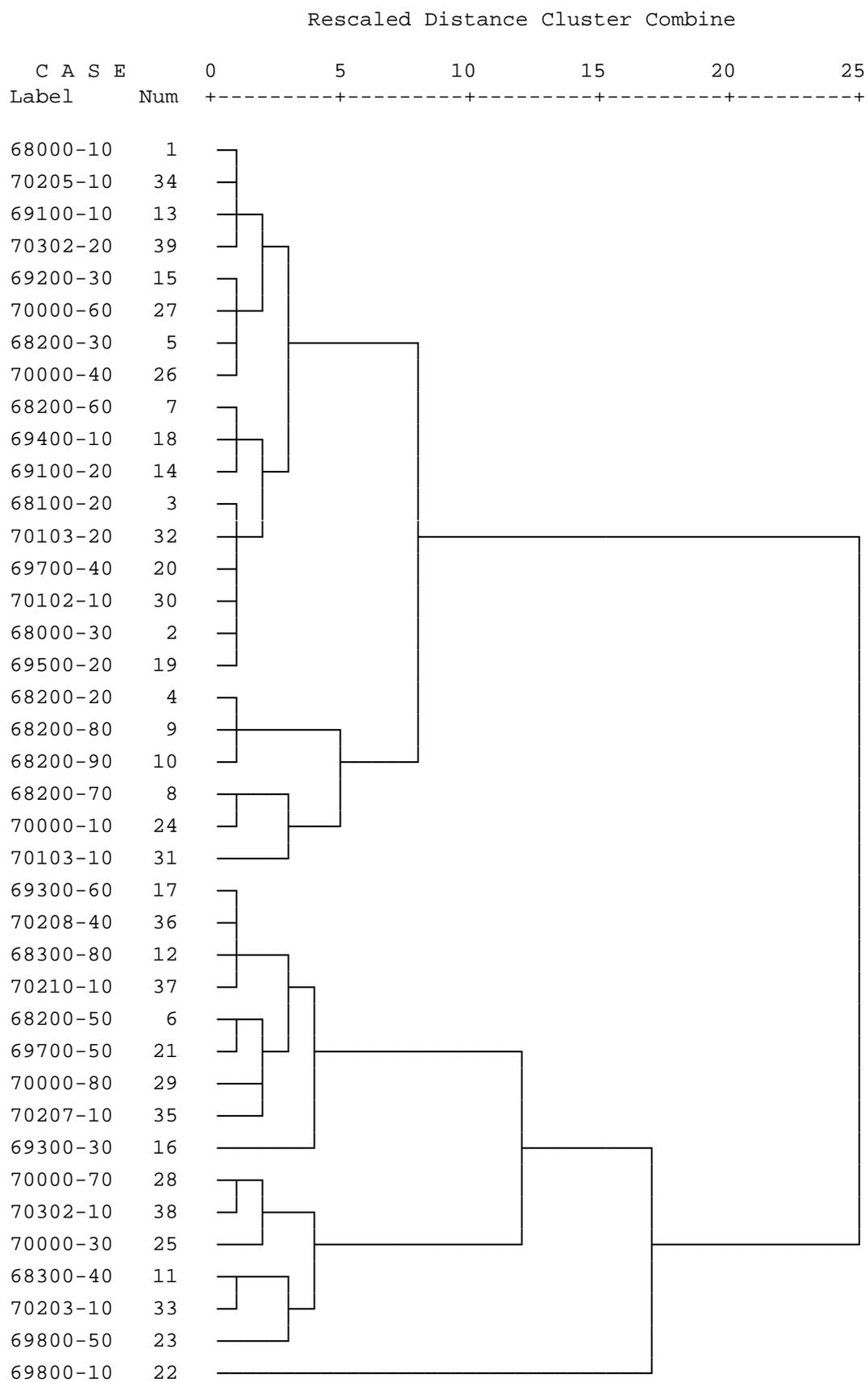


Abb. 4-7: Dendrogramm der Clusterung der relativen Dichtewerte seit Herbst 1995

Dabei zeigte sich eine bemerkenswerte Einzelstellung der Probefläche 69800-10, die darauf zurückzuführen ist, dass im Jahr 1997, insbesondere im Herbst hier äußerst niedrige relative Dichten bestimmt wurden, wodurch eine einzigartige Populationsvergrößerung auf fast 400% bis zum Herbst 2001 berechnet wurde. Diese populationsbiologische Sondersituation kann nach den derzeitigen Ergebnissen als Ausnahme bezeichnet werden und führt bei dieser Betrachtungsform zur Isolation des Untersuchungsgebietes.

Dem Verlauf der Populationsentwicklung nach würde das Gebiet am ehesten dem Cluster 3 zugeordnet werden, welches aus insgesamt neun Referenzgebieten bestand. Aus den Mittelwerten der relativen Dichteangaben wurden deutliche Zuwächse der Besätze sowohl im Frühjahr wie im Herbst im Vergleich zum Jahr 1997 beschrieben, wobei die Zunahmen der Herbstwerte relativ größer ausfielen. Im Cluster 2, das sechs Referenzgebiete zusammenfasste, die ebenfalls eine generell positive Entwicklung der Populationen zeigten, war die Steigerungsrate der Frühjahrsbesätze jedoch deutlich höher als die der Herbstbesätze.

Die Fusionierung zum Cluster 4 aus drei Referenzgebieten wies im Verlauf der Untersuchungsjahre das Frühjahr 1997 als das mit der höchsten Hasendichte aus, während im selben Jahr die Tiefstwerte der Herbstbesätze erreicht wurden, die sich in den übrigen Zählperioden konstant darstellten. Die Frühjahrswerte schienen sich seit 1999 bei etwa 75% des '97er Bestandes stabilisiert zu haben.

Drei Referenzgebiete, die sich bereits mit der linearen Trendanalyse als rückläufig im Bezug auf den Hasenbesatz herauskristallisiert hatten, wurden auch mit dieser Methode als Pessimallbiotope für den Untersuchungszeitraum in ein eigenes Cluster 5 gestellt. Die Entwicklung wies sowohl für die Frühjahrs- wie für die Herbstwerte abfallende Tendenzen auf.

Aus achtzehn Referenzgebieten fusioniert, vereinigte das sechste Cluster fast 50% der Untersuchungsflächen. Die arithmetischen Mittelwerte der relativen Dichteangaben zeigten, dass es sich offenbar um Reviere mit jährlich sehr geringen Variationen im Untersuchungszeitraum handelte. Statistisch waren aus diesem Homogenat der relativen Dichtewerte aus achtzehn Teilräumen zunächst keine Tendenzen herzuleiten, was aber bei genauer Betrachtung der einzelnen Gebiete und Kenntnis der Ergebnisse aus der linearen Trendanalyse zu hinterfragen ist.

Bei dem zunächst gewählten relativen Abstandsmaß der hierarchischen Clusteranalyse von mindestens 5 (Abb. 4-7) verwischten Populationsentwicklungen in einigen Gebieten sehr stark. Im Vergleich mit den Resultaten der Trendanalyse wurde sichtbar, dass bei dieser recht groben Form der Fusionierung beispielsweise die Negativentwicklungen in den Revieren 68000-10, 69100-10, 70205-10 und 70302-20 verborgen blieben, da die Veränderung der relativen Dichte offenbar nicht deutlich genug ausfiel. Es würde sich anbieten, die Clusterzahl auf elf zu erhöhen, womit die genannte Vierergruppe getrennt aufgeführt wäre, allerdings wäre das Distanzmaß zwischen den einzelnen Fällen damit so niedrig, dass die

Individualität der Entwicklungen in den Referenzgebieten zu stark betont werden und eine Clusteranalyse überflüssig werden würde.

Die hierarchische Clusteranalyse aller relativen Bestandsdaten bestätigte also teilweise die Befunde aus der linearen Trendanalyse, jedoch verwischen oder ignorieren beide methodischen Ansätze bestimmte Populationsentwicklungen. Für die Bewertung der beiden Methoden „lineare Korrelationsanalyse“ und „hierarchische Clusteranalyse“ war daher zu vermerken, dass aufgrund der Komplexität der populationsbiologischen Zusammenhänge und Wirkmechanismen sowie der Zahl der Untersuchungsgebiete für die spätere Interpretation und Bewertung der Feldhasenpopulationen beide Vorgehensweisen parallel zum Einsatz kommen mussten.

Um zum Ende dieses deskriptiven Teilkapitels eine naturräumliche Zuordnung der Referenzgebiete in Bezug auf ihre Entwicklungstendenzen darzustellen, waren die geschilderten Ergebnisse zur Populationsdynamik und -entwicklung in einer Karte Schleswig-Holsteins abgebildet (Abb. 4-8). Dabei wurde deutlich, dass die untersuchten Hasenpopulationen im Großnaturraum Marsch, der im vorangegangenen Kapitel zwar als am dichtesten besiedelt herausgestellt wurden, durchschnittlich aber nur mit geringen Zuwächsen aufwarten konnten. Nur für zwei benachbarte Referenzgebiete der Halbinsel Eiderstedt wurde mit beiden beschriebenen Methoden ein Populationswachstum deutlich. Drei bis vier Referenzgebiete wurden je nach Methode mit rückläufigen Tendenzen ausgewiesen (Abb. 4-8), während die übrigen der insgesamt elf untersuchten Marschgebiete als stabil zu bezeichnen waren. Umgekehrt waren für den tendentiell gering besiedelten Raum des Östlichen Hügellandes für acht von sechzehn (50%) der Referenzgebiete nach der hierarchischen Clusteranalyse positive Bestandsentwicklungen festgestellt worden und lediglich zweimal erfolgte eine Zuordnung von Hügellandflächen zu einem Cluster mit negativen Entwicklungstendenzen. Für die weniger dicht besiedelten Geestbereiche sind ähnliche Resultate entstanden.

Anscheinend waren mit wenigen Ausnahmen die zu Untersuchungsbeginn gut besiedelten Landschaften an einer derzeitigen Kapazitätsgrenze des Feldhasenbesatzes angelangt, während aus bis hier unbekanntem Ursachen einige schwach besiedelten Referenzgebiete eine beachtliche Steigerung der Dichtewerte erzielen konnten. Der relativ hohe Anteil an Referenzgebieten der dicht besiedelten Marschen mit rückläufigen Tendenzen zeigt, dass scheinbar die Pufferkapazität dieser Populationen gering ist und eine erhöhte Anfälligkeit gegen populationsbestimmende Wirkparameter besteht.

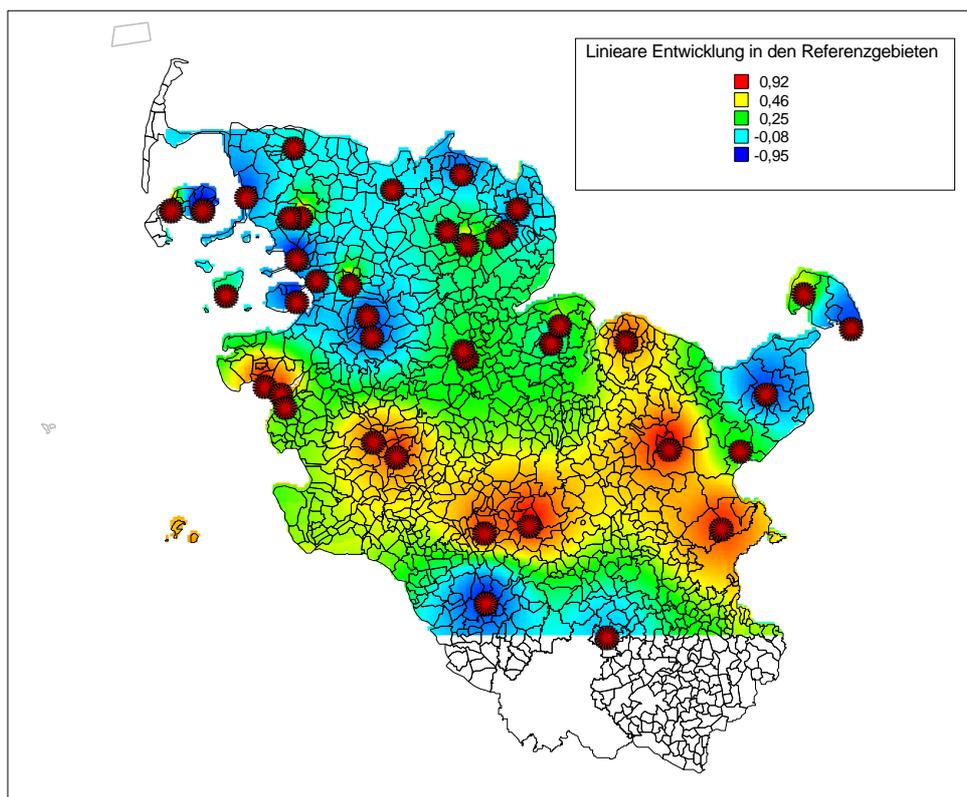


Abb. 4-8: Entwicklungstendenzen nach Berechnung des linearen Korrelationskoeffizienten der Feldhasenbesätze über die Untersuchungsjahre

4.1.3.5 Jährlicher Nettozuwachs der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten

Der jährliche Nettozuwachs war die mit der Methode der Scheinwerfertaxation messbare Nettobilanz der Reproduktionsperiode der Feldhasenpopulation. Er gab in der Darstellung als Prozentwert der Veränderung von Frühjahrs- zu Herbstbesatz Auskunft über die relativen, von Populationsdichten unabhängigen Zugewinne oder Verluste während einer Fortpflanzungsperiode. Die Vergleiche der absoluten Zugewinne oder Verluste waren nicht unabhängig von der Feldhasendichte im Referenzgebiet und boten daher zusätzliche Interpretations- und Beurteilungsmöglichkeiten zur Frage der Reproduktionsleistung des Feldhasen.

Da der Nettozuwachs nur berechnet werden kann, wenn sowohl die Frühjahrs- als auch die Herbstzählung durchgeführt wurde, basierten die im folgenden beschriebenen Ergebnisse der Mittelwert- und Medianberechnungen für achtzehn Referenzgebiete auf sieben Untersuchungsjahren, für 21 auf sechs und für ein Gebiet auf fünf Jahren.

Wie bei den vergleichenden Berechnungen der Dichtewerte ist es aufgrund der jährlich starken Schwankungen auch beim Parameter „Zuwachs“ wichtig, sowohl das arithmetische Mittel wie den Median zu bilden.

Für die Beurteilung der relativen wie der absoluten Populationszuwächse wurden sechs Klassen gebildet. Für die Klassifizierung der prozentualen Zuwachsraten wurden der untersten Stufe die Referenzgebiete zugeordnet, die unter 10% Nettojahreszuwachs seit Untersuchungsbeginn aufzuweisen hatten. Daran schlossen sich mit einer Klassenbreite von je 10% kontinuierlich die weiteren Stufen an, so dass ein Zuwachs von 40% bis 50% die fünfte Klasse darstellte. Untersuchungsgebiete, in denen eine Nettoerproduktionsrate von über 50% erreicht wurde, bildeten das sechste und höchste Cluster (Tab. 4-4).

Tab. 4-4: Nettozuwachsraten der Feldhasenpopulationen

Mittelwerte aus Zuwachs				
	Gesamt Anzahl	Anzahl Marsch	Anzahl Geest	Anzahl Hügelland
unter 10%	4	1	1	2
10 bis 20%	4		2	2
20 bis 30%	9		4	5
30 bis 40%	9	6	1	2
40 bis 50%	7	3	2	2
50 bis 75%	5	2	1	2
75 bis 100%	2	1		1
über 100%	0			

Analog dazu erfolgte die Einteilung nach absoluten Nettozuwachswerten in den Referenzgebieten. Bei einem Klassenumfang von je 2,5 Hasen pro 100 ha Zuwachs wurde die niedrigste Klasse als Nettozuwachs von unter 2,5 Hasen je 100 ha definiert. Die höchste Zuwachsklasse fasste die Gebiete mit einem absoluten Nettozuwachs von mehr als 12,5 Hasen je 100 ha zusammen.

Die Betrachtung der relativen Werte zeigte, dass eine Beurteilung des Zuwachses über den Median einen Verteilungsschwerpunkt mit 30% in der Klasse zwischen 20% und 30% ergab, während aus der Analyse des arithmetischen Mittelwertes kein eindeutiges Verteilungsmaximum resultierte, sondern die beiden Klassen zwischen 20% und 40% mit je etwa 20% Anteilen an der Gesamtheit der Referenzgebiete am häufigsten zugeordnet werden konnten (Abb. 4-9).

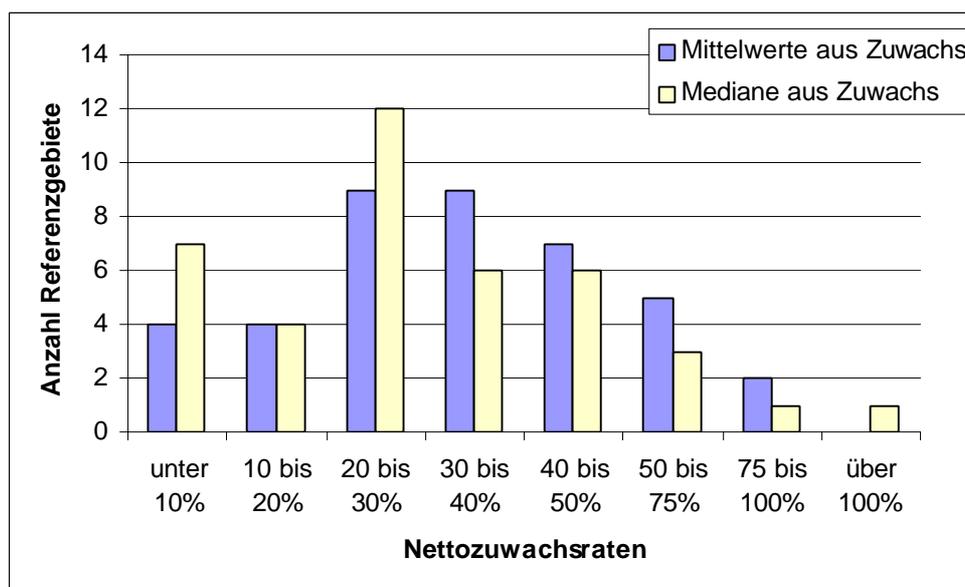


Abb. 4-9: Vergleich der Zuwachsraten aus Medianen und Mittelwerten

Wurden die Feldhasenpopulationen der untersuchten Referenzgebiete nach dem Median der Untersuchungsjahre sortiert, stellte sich die Clusterzuordnung demnach weniger günstig dar als bei der Einteilung über die arithmetischen Mittelwerte. Dies kann als Indiz dafür gewertet werden, dass die Ausreißerwerte mit überdurchschnittlichem Nettozuwachs die Jahre mit unterdurchschnittlichen Zuwachswerten überwogen.

Wie bei der Analyse der Dichtewerte wurde auch in diesem Kapitel nach den Hauptnaturräumen differenziert. Während sich in der Marsch für elf von dreizehn Untersuchungsgebiete bei Betrachtung des arithmetischen Mittels Nettozuwachswerte von über 30% bestätigen ließen, näherten sich die Zahlen der Geest- und Hügellandgebiete im Balkendiagramm einer Normalverteilungskurve einem Maximum im Intervall zwischen 20% und 30% (Abb. 4-10).

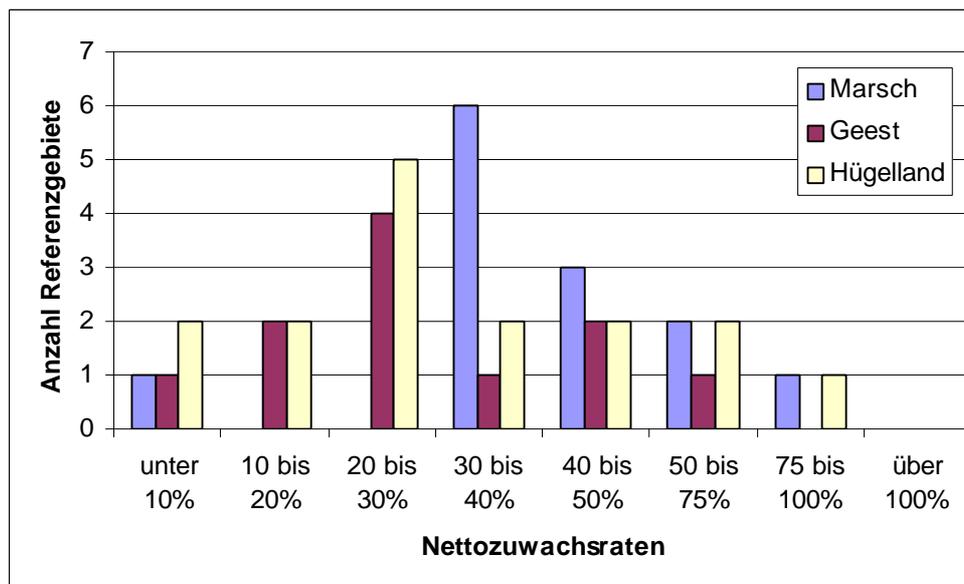


Abb. 4-10: Nettozuwachsrate nach Berechnung des Mittelwertes in den Hauptnaturräumen

Wurden die Ergebnisse aus der Berechnung des Median nach Großnaturräumen verglichen, wird eine deutlich verschiedene Clusterzuordnung ersichtlich. Die Geestgebiete fielen zu über 50% in die Kategorie mit einer Zuwachsleistung von unter 20%, während Marsch und Hügelland ihr Verteilungsmaximum jeweils in der Klasse von 20% bis 30% Zuwachs hatten. In den Clustern mit höherem Nettozuwachs dominierten sehr deutlich die Marschgebiete, wo in der Summe über 50% der untersuchten Zählgebiete ihre Frühjahrsbesätze um mehr als 30% vergrößerten. Dagegen war dies in dieser Zuwachsklasse auf der Geest nur etwa zu 27%, im östlichen Hügelland immerhin zu 37,5% der Fall (Abb. 4-11).

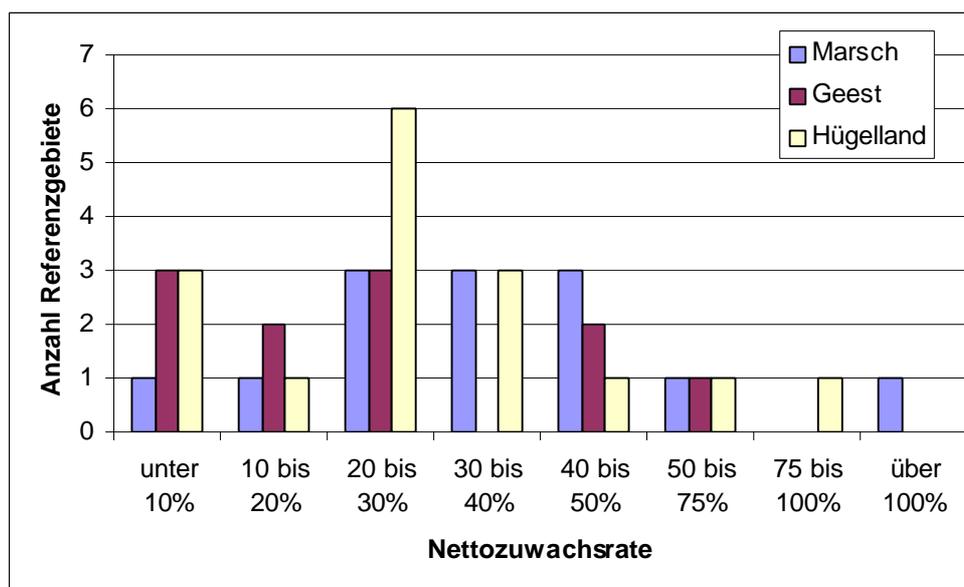


Abb. 4-11: Vergleich der Nettozuwachsrate nach Berechnung der Mediane nach Hauptnaturräumen

Für die Auswahl der Geestgebiete der vorliegenden Untersuchung fehlte nach der Mediananalyse der relativen Zuwachswerte der Bereich zwischen 30% und 40%, was wohl auf eine große Inhomogenität des Großnaturraumes bezüglich Feldhasenpopulation zurückzuführen ist.

Ein vergleichbares Bild erhält man für die Geest, wenn die absoluten Zuwachsbilanzen nach dem Median beurteilt werden. Hier fehlt die Kategorie mit einer Zuwachleistung zwischen 5 und 7,5 Hasen je 100ha, so dass auf die Cluster mit einem jährlichen Nettozugewinn von unter 5 Hasen je 100ha etwa 75% der Untersuchungsgebiete entfielen und die übrigen 25% auf die Bereiche zwischen 7,5 und 12,5 Individuenzugewinn je 100 ha. Für die dreizehn Marschgebiete konnte für die Zahl der den Zuwachsklassen zugeordneten Referenzgebiete von der niedrigsten bis zur höchsten Klasse eine Steigerung nachgewiesen werden, während diese Verteilung für die sechzehn Hügellandgebiete gerade umgekehrt verlief.

In der Gesamtschau der 40 untersuchten Referenzgebiete blieben die Unterschiede zwischen den Berechnungen des Median bzw. des arithmetischen Mittels weitgehend verborgen und die Verteilung der Gebiete in die sechs unterschiedenen Zuwachsklassen glich einer negativ exponentiellen Verteilungskurve.

Neben der vorgestellten Zusammenfassung der Nettozuwachsrate aller Untersuchungsjahre in einem Wert war es für die Charakterisierung der Reviere und der Entwicklung des Zuwachses der Feldhasenpopulationen in den Referenzgebieten notwendig, die Einzelwerte der sechs Untersuchungsjahre von 1996 bis 2001 in ihrer jeweiligen Ausprägung vergleichend zu analysieren. Mit der hierarchischen Clustermethode nach Ward unter Verwendung des quadrierten euklidischen Distanzmaßes sollten die Referenzgebiete zu einem Cluster fusioniert werden, deren Nettozuwachsbilanzen der Jahre sich in Höhe und Verlauf ähneln.

Dabei erfolgte eine Trennung der Cluster, wenn der relative Abstand der Cluster (SPSS 10.07) größer als 5 war.

Auch hier wurde der Datenpool zum einen nach den relativen, zum anderen nach den absoluten Zuwachswerten analysiert.

Die Berechnungen ergaben eine Aufteilung der 40 Referenzgebiete in sechs nach den geschilderten Vorgaben unterscheidbare Cluster, wenn als Datenbasis die relativen jährlichen Nettozuwächse gewählt wurden.

Isoliert bildete das Referenzgebiet 70103-20 ein eigenständiges Kompartiment, da hier ein nahezu unrealistisch scheinender Zuwachs von 357% im Jahr 1996 den fünf folgenden Untersuchungsjahren mit einem mittleren Zuwachs von nur etwa 20% vorangeht (Abb. 4-12). An diesem Beispiel wurde deutlich, dass eine Betrachtung von Feldhasenpopulationen einzig anhand des arithmetischen Mittelwertes zu Besatzbeurteilungen ohne ausreichende Populationsbeschreibung führen würde. Synoptisch nahmen auch die Gebiete Borgsum auf der Insel Föhr und Barsbek in der Probstei, Östliches Hügelland aufgrund der andauernd sehr hohen Reproduktionsleistung von nahezu 100%, eine Sonderstellung ein.

In einem dritten Cluster waren elf Untersuchungsflächen, je vier aus Marsch und Geest sowie drei aus dem Hügelland, fusioniert. Der Verlauf der annualen Zuwachsraten begann in 1996 mit dem Spitzendurchschnittswert von knapp 98%, um im Folgejahr auf den Minimalwert von etwa 13% abzusinken. Die Jahre danach entwickelten sich sukzessiv ansteigend bis zum Jahr 2000 und erst im Jahr 2001 trat wieder eine Stagnation ein.

Neun weitere Gebiete wurden zu einem nächsten Cluster vereinigt, das vergleichsweise niedrige Zuwächse in 1996 zeigte, ebenso das Jahr 1997, das ohne nennenswerte Aufzuchterfolge blieb. Mit guten Reproduktionsjahren warteten hier die Jahre 1998 und 2000 auf, wobei sich 2001 wieder eine pessimale Entwicklung abzeichnete.

Aus ebenfalls neun Flächeneinheiten setzte sich die fünfte fusionierte Gruppe zusammen. Vergleichbar im Verlauf bilden sich im Balkendiagramm die Jahre 1996 und 1997 ab, wobei sich im Unterschied zu den vorangegangenen Entwicklungsmodellen auf das Pessimaljahr 1997 eine kontinuierliche Steigerung des Reproduktionserfolges bis ins Jahr 2001 folgte.

Während sich in den bisher beschriebenen Clustern das Jahr 1997 als das Jahr mit den geringsten Aufzuchterfolgen präsentierte, musste für die verbleibenden acht Referenzgebiete das Gegenteil festgestellt werden. Mit über 75% durchschnittlichem Nettozuwachs lag dieser Wert weit über denen der übrigen Untersuchungsjahre. Diese Besonderheit im Verlauf der Nettozuwachsrate war ausschlaggebend für die erfolgte Fusionierung. Als durchschnittlich sehr schwaches Jahr in dieser Achtergruppe wurde das Jahr 2001 ausgewiesen.

Die beschriebene Fusionierung von mehreren Referenzgebieten zu einem Cluster erforderte einen hohen Abstraktionsgrad, wodurch bestimmte Informationen aus einzelnen Gebieten verloren gingen. Die Klassifizierung ist aber notwendiger Bestandteil für eine später folgende Modellbildung, die Gesetzmäßigkeiten zur Populationsdynamik und -entwicklung des Feldhasen aufdecken soll. Für die Interpretation der Balkendiagramme ist nämlich weniger die Höhe der Nettozuwachsrate in Prozentsätzen entscheidend, sondern der Verlauf und die Ausprägung des Reproduktionserfolges in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

Die Analyse des Zuwachses zeigte, dass dieser populationsbeschreibende Parameter nur ausnahmsweise linearen Trends folgte und episodisch sehr starken Schwankungen unterlag. Eine gerichtete Entwicklung deutete sich lediglich für eine Neunergruppe von Referenzgebieten an.

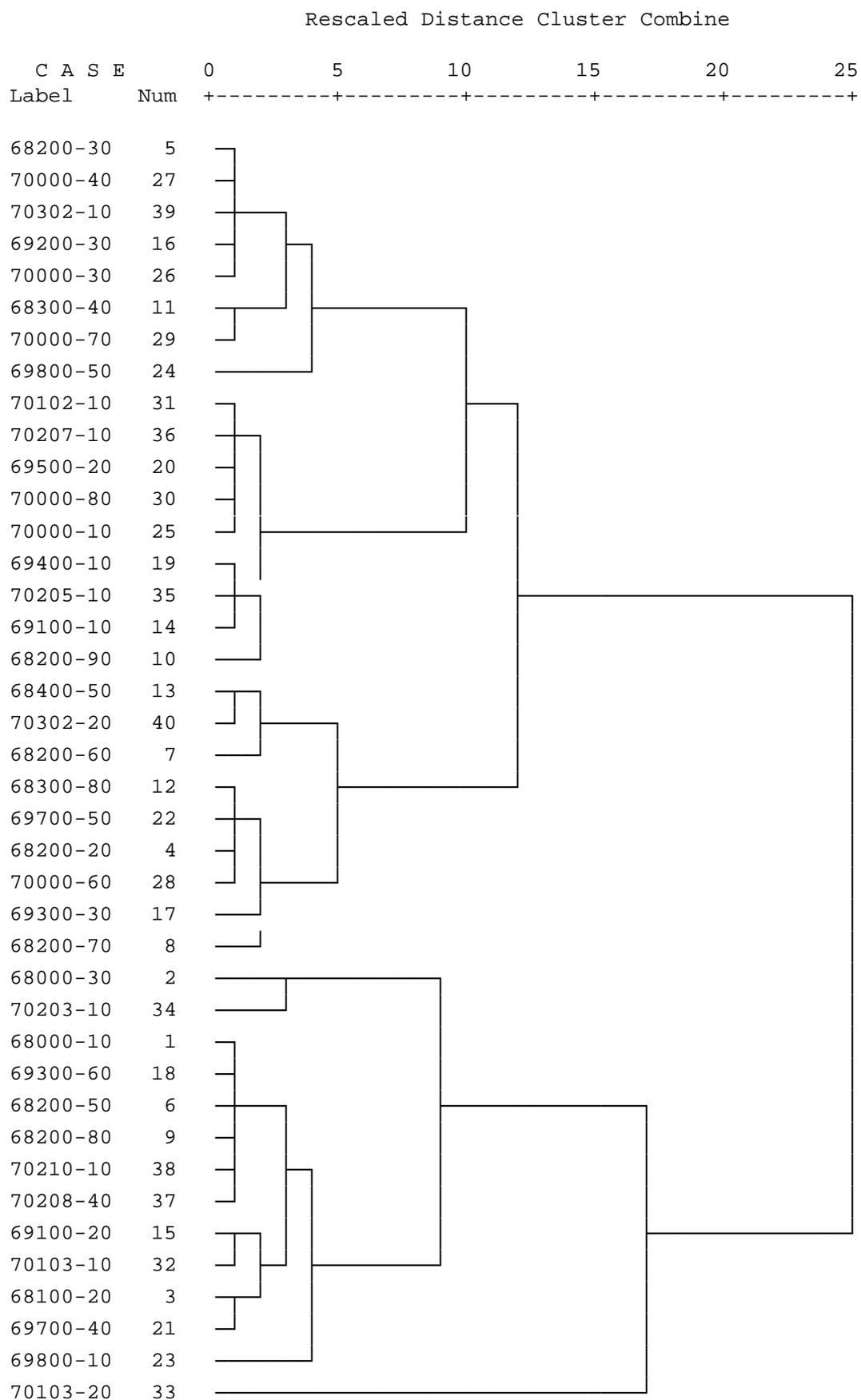


Abb. 4-12: Dendrogramm der Clusteranalyse der relativen Zuwachsraten in den Jahren 1996 bis 2001

Die Reproduktionsleistung einer Feldhasenpopulation war nach den vorliegenden Daten primär nicht von kontinuierlichen Ereignissen im Ökosystem abhängig, denn anhand der umfangreichen Datenanalysen konnten keine konkreten Hinweise dazu aufgedeckt werden. Vielmehr variierte die Reproduktionsleistung der Art, dass ursächlich diskontinuierliche oder abrupte Ereignisse angenommen werden konnten. Am Beispiel der Fortpflanzungsperiode des Jahres 1997, das für die Mehrzahl der Untersuchungsgebiete mit geringem Aufzucherfolg endete, lag aufgrund der überregionalen Ausprägung die Vermutung nahe, dass hier klimatische Besonderheiten eine bedeutende Rolle spielten. Andererseits wirkten offenbar auch punktuelle Ereignisse ausschlaggebend (Abb. 4-13), deren Kausalzusammenhänge im Speziellen erst in einem späteren Kapitel umschrieben werden.

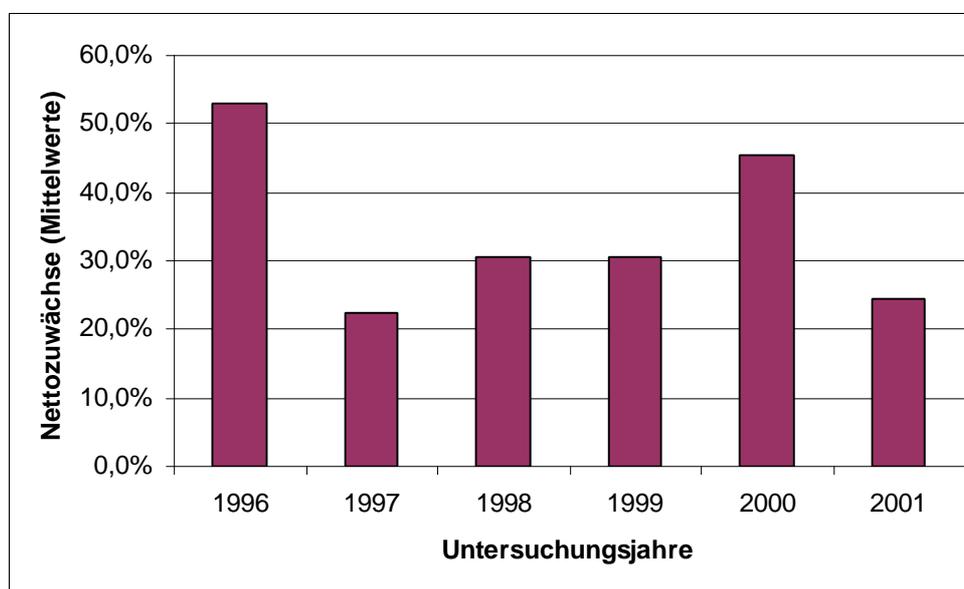


Abb. 4-13: Durchschnittliche Reproduktionsleistung während der Untersuchungsjahre 1996 bis 2001

Ergänzend zur relativen Zuwachsbestimmung wurde nach der beschriebenen Methode auch eine Clusterung der Referenzgebiete nach den absoluten Zuwachszahlen vorgenommen. Nach der Beurteilung der Zuordnungsübersicht (SPSS 10.07; Ward-Methode, Quadriertes euklidisches Distanzmaß) schien die Zuordnung der Untersuchungsgebiete zu fünf verschiedenen Clustern als optimal. Wegen weit überdurchschnittlicher Zuwächse wurden die Gebiete 68400-50 und 68000-30 als eigenständige Gruppe deutlich von den übrigen abgesetzt. Ebenfalls eine Sonderstellung nahm das Referenzgebiet auf der Insel Pellworm ein. Durch äußerst hohe Differenzen zwischen den Jahren (Abb. 4-14), hätte eine Fusionierung dieses Gebietes mit anderen zu einem Cluster eine zu hohe Abstraktion erfordert. Zwei weitere Cluster, eines aus elf und das zweite aus sieben Referenzgebieten, zeigten in den Jahren 1996 bis 1999 diametral entgegengesetzte Zuwachsentwicklungen, während sich die Jahre

2000 und 2001 im Verlauf ähnelten, wobei die in Cluster 3 (Abb. 4-14) fusionierten Gebiete durchweg größere Individuenzugewinne aufzuweisen hatten.

Das fünfte Cluster mit 19 Referenzgebieten (47,5%) hatte als primäres Identifizierungsmerkmal einen geringen Individuenzuwachs je Flächeneinheit (Abb. 4-14). Hier zeigte sich deutlich die offensichtlich geringe Überlebensrate von Junghasen bzw. hohe Sterberate von Althasen im Jahr 1997. Wie bereits in allen voran beschriebenen Clustern, wurde auch hier eine gute Reproduktionsleistung im Jahr 2000 sichtbar, wogegen das Jahr 2001 wieder pessimisere Umweltbedingungen geboten hatte.

Für die Bewertung von Lebensräumen und die Erkennung von Wirkgrößen und Wirkmechanismen, die die Feldhasenpopulation beeinflussten, ist die kombinierte Darstellung von relativen und absoluten Nettozuwächsen notwendig und Basis für die spätere Kausalanalyse.

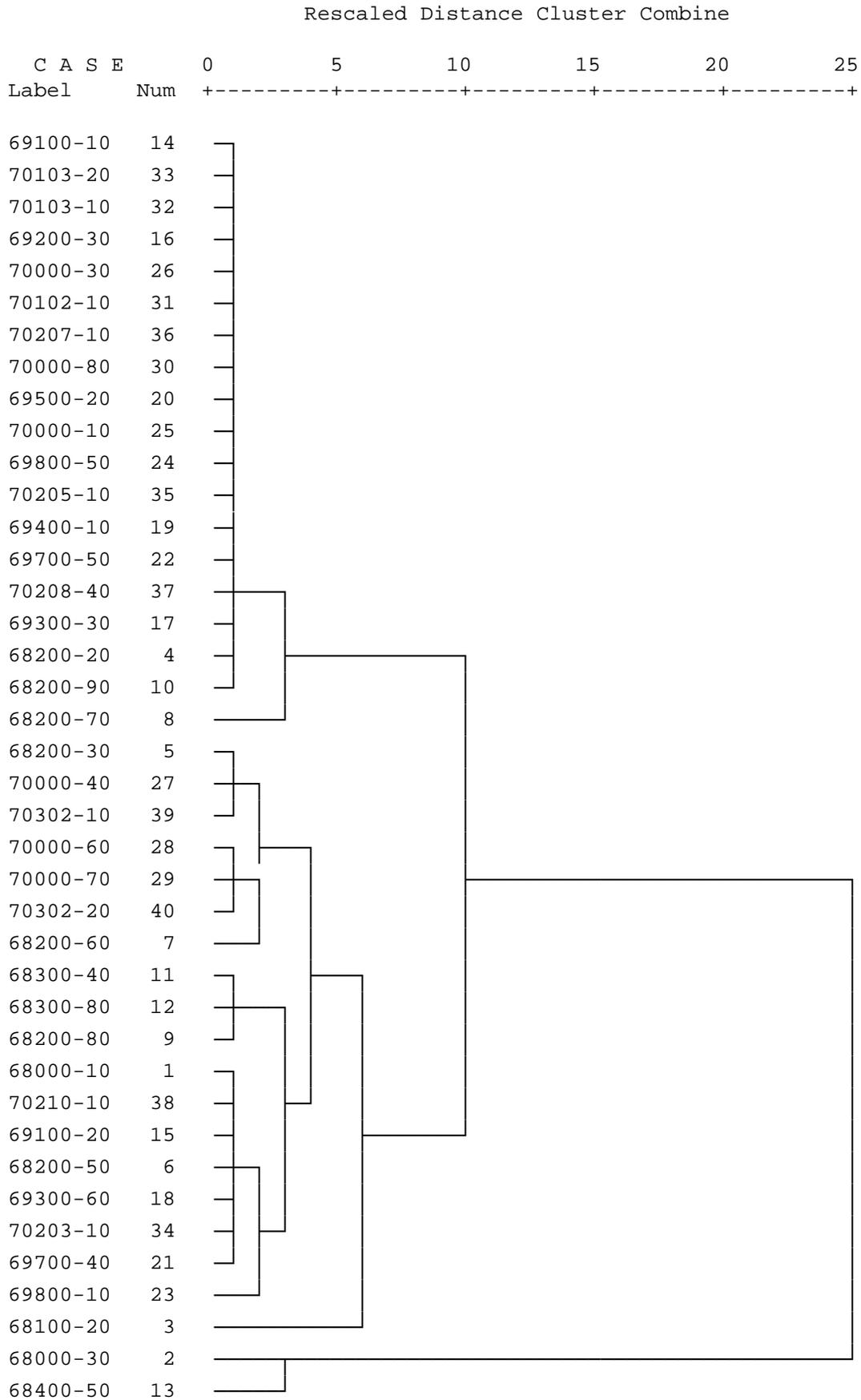


Abb. 4-14: Dendrogramm der Clusteranalyse der absoluten Zuwachszahlen

4.1.3.6 Jährliche Nettosterblichkeit der Hasenpopulationen in den Referenzgebieten

Analog den Analysen der vorangestellten Populationsparameter wurden die Referenzgebiete auch bezüglich der Nettosterblichkeit zunächst über den Median und das arithmetische Mittel sortiert. Die Verlustrate, die als Prozentwert der Wintersterblichkeit bezogen auf die ermittelte Herstdichte berechnet wurde, zeigte, dass für die meisten Referenzgebiete die Winterverluste zwischen 15% und 25% vom Herbstbesatz betragen (Abb. 4-15).

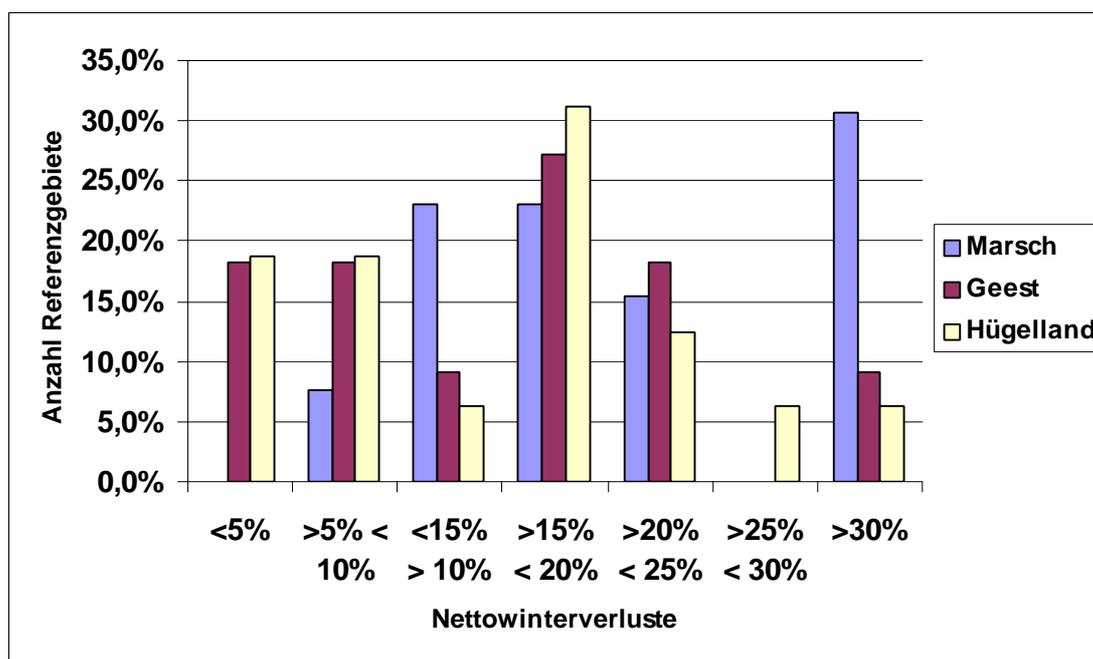


Abb. 4-15: Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten nach den Medianwerten

Wurde die Zuordnung der Referenzgebiete nach Naturräumen mit dem Median durchgeführt, wurden die elf Gebiete der Geest relativ gleichmäßig über die gebildeten sechs Klassen verteilt, wohingegen die Marsch- und Hügellandgebiete Kumulationen im Bereich zwischen 15% und 25% Winterverlust zeigten (Abb. 4-15). Ein zweiter, schwächer ausgeprägter Peak wurde durch drei von dreizehn Marschgebieten mit Verlustraten von über 30% hervorgerufen.

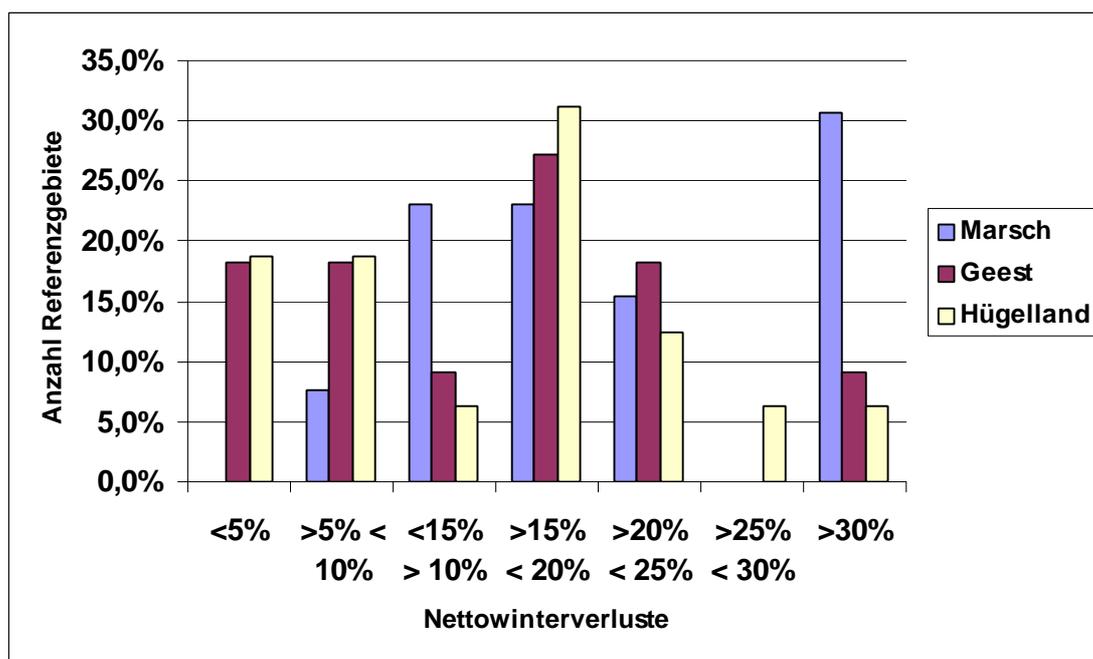


Abb. 4-16: Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten nach den Mittelwerten

Wurden die Daten über die Mittelwerte sortiert, ergaben sich für die Referenzgebiete der Marsch in dieser höchsten Verlustklasse sogar das Verteilungsmaximum (Abb. 4-16), während das Gros der Untersuchungsflächen im Verlustbereich zwischen 15% und 20% angesiedelt war.

Die zweite Darstellungsform der Winterverluste in den untersuchten Populationen war die Differenz der Dichte zwischen dem Herbstbesatz und dem Frühjahrsbesatz des Folgejahres. Als Maßeinheit wurde wie bei der Angabe der Populationsdichten die Individuenzahl je 100 ha verwendet. Eine Einteilung der 40 Referenzgebiete erfolgte in fünf Kategorien. Die erste Klasse umfasste alle Gebiete mit Nettoverlusten <3 Individuen je 100 ha. Darauf folgten drei Kategorien mit einer Klassenbreite von je 3 Individuen je 100 ha und eine letzte Klasse, die die Gebiete mit den höchsten Winterverlusten von über 12 Tieren je 100 ha zusammenfasste.

Die Gesamtschau aller 40 Referenzgebiete bezüglich ihrer Nettowintersterblichkeit, vergleichend analysiert nach dem Median und dem arithmetischen Mittel der einzelnen Untersuchungsjahre, ergab für beide Methoden ein ähnliches Bild mit den Verteilungsschwerpunkten in den beiden Verlustklassen <6 Individuen je 100 ha. Eine Verteilungsumkehr zeigte das Diagramm in den Kategorien zwischen 6 und 12 Individuenverlusten je 100 ha, wobei nach den Medianberechnungen die Verluste höher eingestuft waren (Abb. 4-17). Wurde die Nettowintersterblichkeit nach den Hauptnaturräumen getrennt betrachtet, ergab sich das aufgrund der oben geschilderten Dichteabhängigkeit erwartete Ergebnis dieses Beurteilungsschemas, dass nämlich die Verluste in der Marsch tendentiell höher waren als in den beiden

anderen Naturraumeinheiten. Nach der Darstellung der Mediane fielen 80% der Hügellandreviere in die Klassen mit Verlustwerten <6 Individuen je 100 ha. Von den Geestgebieten lagen fast 75% in diesen tiefen Verlustklassen, während hier nur unter 40% der Marschgebiete einzuordnen waren (Abb. 4-18).

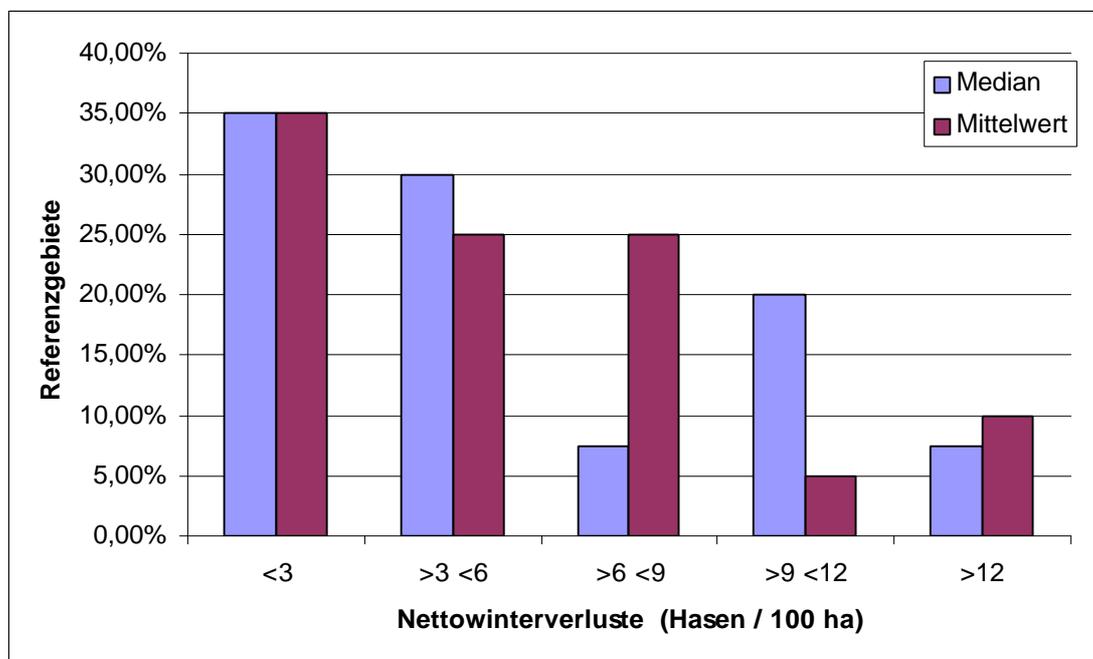


Abb. 4-17: Vergleich der Zuordnungen der absoluten Wintersterblichkeit über den Median und das arithmetische Mittel

Noch deutlicher wurde dieser Unterschied bei der Betrachtung der Mittelwerte. Während Geest- und Hügellandgebiete annähernd die gleiche Verteilung aufwiesen, erfolgte die Klassenzuteilung der Marschgebiete in fast umgekehrter Weise (Abb. 4-19).

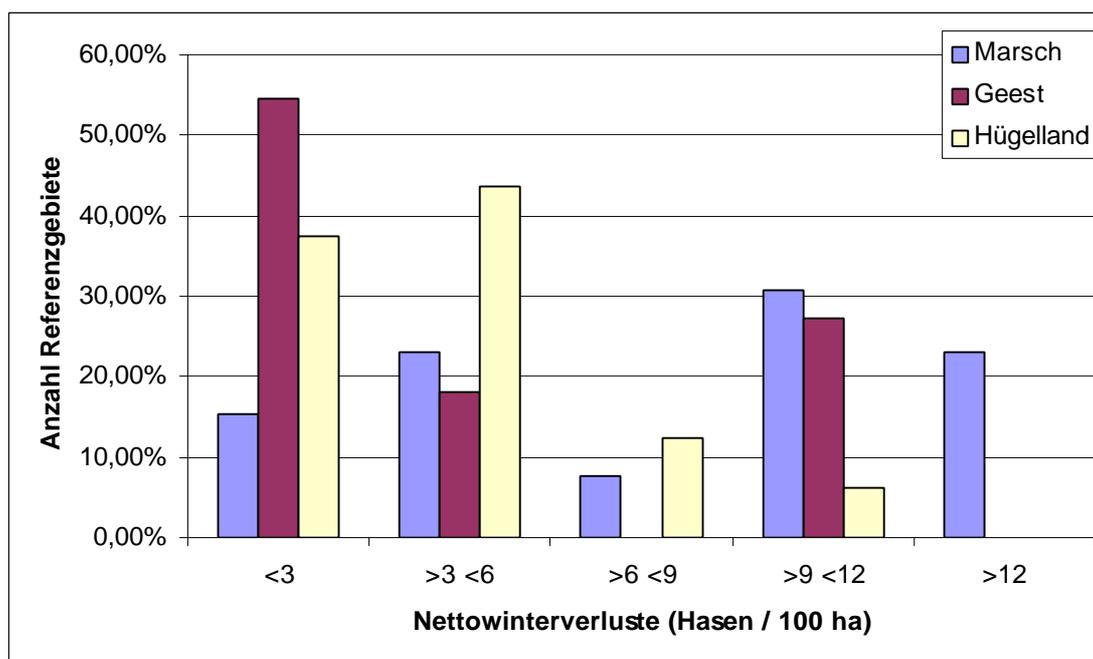


Abb. 4-18: Absolute Winterverluste in den Referenzgebieten nach Hauptnaturräumen (Mediane)

Da die Frühjahrsdichten bis zum Jahr 2002 für die vorliegende Arbeit zur Verfügung standen, sind für 39 Gebiete insgesamt sieben Untersuchungsjahre in die folgende hierarchische Clusteranalyse eingeflossen. Das Gebiet 68400-50 war nicht berücksichtigt, da die Datensätze hier nicht vollständig vorlagen und das Statistikprogramm SPSS 10.07 nicht mit leeren Datenfeldern operieren kann. Die Fusionierung zeigte eine recht differenzierte Aufteilung in sieben Cluster sowohl für die relative Wintersterblichkeitsrate als auch für die absoluten Verlustwerte. Dies ergab die Analyse der durch das Programm SPSS 10.07 ausgegebenen Zuordnungsübersicht, wobei das relative Distanzmaß, welches im Dendrogramm die Clusterzuordnung graphisch definiert, bei der Betrachtung der Absolutwerte der Wintersterblichkeit mindestens 5 betragen musste, während der Wert 7,5 erreicht werden musste, wenn die relative Sterblichkeitsrate Grundlage der Berechnungen war.

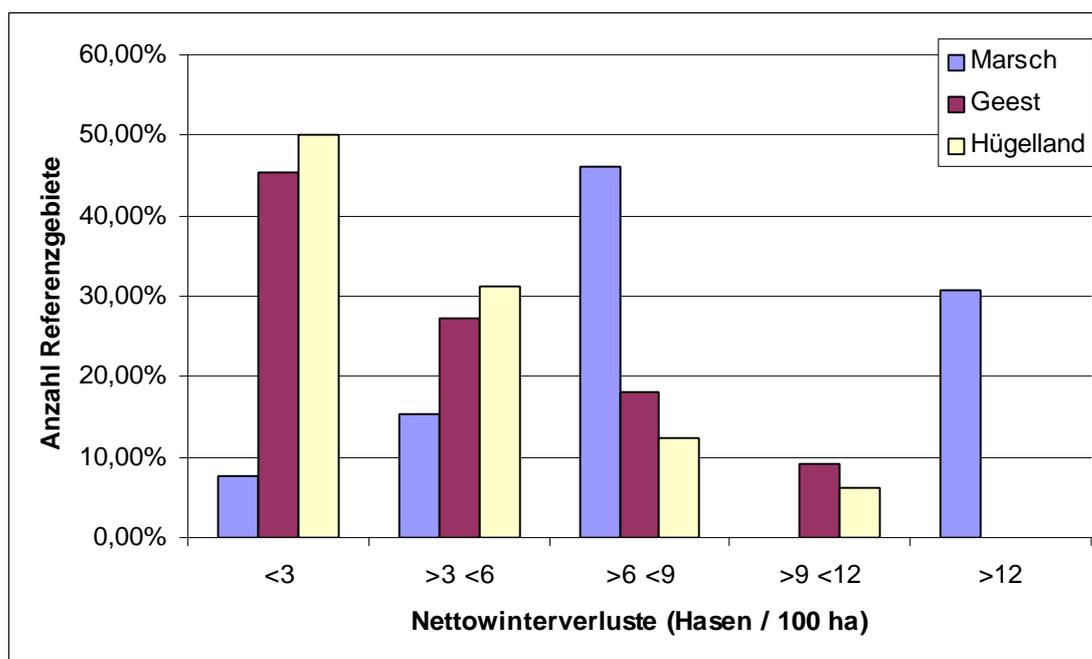


Abb. 4-19: Absolute Winterverluste in den Referenzgebieten nach Hauptnaturräumen (Mittelwerte)

Trotz gleicher Clusteranzahl unterschied sich die Gruppenzugehörigkeit deutlich zwischen verschiedenen Zahlengrundlagen.

Nach den absoluten Verlustzahlen, ausgedrückt in Individuen je 100 ha Fläche, wurde das Föhrer Inselrevier 68000-30 aufgrund überdurchschnittlicher Winterverluste isoliert in ein eigenes Cluster gestellt. Die übrigen Cluster waren wegen der Abhängigkeit der absoluten Verlustwerte der Feldhasendichte im jeweiligen Referenzgebiet dieser Populationsdichte entsprechend fusioniert, wobei das Gros aller Geest- (64%) und Hügellandgebiete (69%) in einem Hauptcluster mit insgesamt 20 (50%) Referenzgebieten zusammengefasst wurde. Die geringe Anzahl von nur zwei Marschgebieten in diesem Großcluster unterstrich die These, dass zum einen die Marschen die am dichtesten besiedelten Landschaften darstellten, zum anderen, dass die absolute Sterblichkeit in direktem Beziehung zur Populationsdichte stand.

Da in die hierarchische Clusteranalyse die Werte der einzelnen Untersuchungsjahre eingingen, konnte die chronologische Ausprägung der jährlichen Wintersterblichkeit zum Ausdruck gebracht werden. Dabei zeigte sich in den meisten der 39 analysierten Referenzgebiete ein Vorherrschen geringer Verlustwerte in den Winterhalbjahre 1997/98 und 2001/02. Tendenziell hohe Verluste ergaben sich für die Mehrzahl der Untersuchungsgebiete im Herbst/ Winter 1996/97 (Anhang 8-8).

Bei der Betrachtung der relativen Wintersterblichkeitsrate ohne Berücksichtigung des Populationsdichtespektes ergab sich überwiegend ein buntes Bild verschiedener Gruppierungen ganz im Gegensatz zu der zuvor beschriebenen Analyse.

Während ein Cluster aus elf Referenzgebieten konstant hohe Verlustraten über die Untersuchungsjahre zeigte, war die Schwankungsbreite bei den sechs anderen Fusionierungen beachtlich. Entscheidend für eine Clusterzuordnung war dabei anscheinend ein charakteristischer, episodischer Wechsel zwischen Verlusten während der Wintermonate und einem durch Zuwanderung bedingten Wachsen der Populationen. Es handelte sich bei den zunächst nicht zu erwartenden Zuwachsraten während der kalten Jahreszeit wohl nur in Einzelfällen um methodische Unzulänglichkeiten. Dieses Phänomen leitete sich letztlich aufgrund der Parallelität der Entwicklungen in den verschiedenen Gebieten aus regionalen oder überregionalen Ursachen ab, auf die zu einem späteren Zeitpunkt nochmals eingegangen wird.

4.1.3.7 Analyse der Populationsparameter Feldhasendichte, Nettozuwachsrate und Wintersterblichkeit

Die Parameter Dichte, Nettozuwachs und Wintersterblichkeit waren die mit der Methode der Scheinwertf taxation direkt bestimmbaren Größen und stellten die Interpretationsbasis für die Beschreibung der Feldhasenpopulationen in den Untersuchungsgebieten dar.

Im einzelnen sind die Werte in relativer und absoluter Darstellung in den vorherigen Kapiteln analysiert worden, und es haben sich für mehrere Referenzgebiete auffällige Parallelen ergeben, die in diesem Kapitel einer detaillierten Betrachtung unterzogen werden.

Die Clusteranalysen der jeweiligen Parameter ergaben erwartungsgemäß zum Teil sehr verschiedene Fusionierungen, so dass eine gemeinsame Analyse aller relativen und absoluten Populationsdaten durchgeführt wurde. Da die Variablen, also die Jahreswerte der verschiedenen Populationselemente, nicht das gleiche Wertniveau besaßen und die Streuung der innerhalb der zu vergleichenden Variablen verschieden war, musste eine Z-Transformation aller Zahlenwerte erfolgen. Durch diese Standardisierung wurde erreicht, dass die Variablen in den gleichen relativen Maßeinheiten vorliegen und damit unbeabsichtigte Gewichtungen des einen oder anderen Parameters ausgeschlossen werden konnten. In der vorliegenden Untersuchung würden ohne diese Nivellierungen die Prozentwerte aufgrund ihrer höheren Zahlenwerte sonst überproportional in die Auswertung einfließen.

Die analysierte Datentabelle bestand aus 40 Zeilen, in denen die Zahlen der zu untersuchenden Werte eingetragen sind. In Spalten sind die absoluten und relativen Dichtewerte, beginnend im Herbst 1995 bis zum Frühjahr 2002, in chronologischer Reihenfolge aufgeführt. Desweiteren waren die Nettozuwachsrate sowie die absoluten Zuwachswerte der Jahre 1996 bis 2001 aufgeführt und analog dazu die relativen und absoluten Populationsverluste der Winterhalbjahre 1995/96 bis 2001/02. Insgesamt wurden so 54 Variablen für jedes Referenzgebiet für die hierarchische Clusteranalyse herangezogen, wobei das Gebiet 68400-50 nicht berücksichtigt wurde, da hier die Werte vor dem Frühjahr 1997 fehlten. Das

Gebiet nahm wegen der weit überdurchschnittlichen und damit im Rahmen dieser Untersuchung unvergleichlichen Feldhasendichte ohnehin eine Sonderstellung ein, die es in den folgenden Kapiteln erforderlich werden ließ, dieses als Einzelfall weiter zu verfolgen. Die Möglichkeit, die Zahl der Variablen zu reduzieren und die Daten aller Gebiete erst ab dem Frühjahr 1997 zu betrachten, wurde außer acht gelassen, da die Zahl der Untersuchungsjahre für entscheidender bewertet wurde als die Hinzunahme eines Sondergebietes in diese Analyse, zumal die Sonderstellung zu einem späteren Zeitpunkt aufgeklärt werden konnte.

Die hierarchische Clusteranalyse, die zunächst auf Grundlage der je Referenzgebiet 54 z-transformierten Variablenwerte durchgeführt wurde, differenzierte aus dem Datenpool sechs fusionierte Gruppen. Dabei musste deutlich werden, dass diese Gruppenbildung nur eine grobe Einsortierung der Referenzgebiete darstellte und nicht im einzelnen auf die diffizilen Unterschiede in der Ausprägung der verschiedenen Parameter eingehen konnte. So bot das Programm SPSS 10.07 bei dieser Vorgehensweise die Möglichkeit, die Parallelen der Populationsentwicklung und der Populationsdichte in den Referenzgebieten bezüglich des Feldhasenbesatzes aufzuzeigen.

Für die Fusionierung spielten die absoluten Populationsdichten eine entscheidende Rolle und stellten wie bereits in einigen vorherigen Analysen einen Großteil (67%) der Marschgebiete in ein gesondertes Cluster. Analog dazu waren je zwei Gebiete des Hügellandes und zwei der Geest diesem Cluster mit den hohen Frühjahrs- und Herbstdichten, hohen Nettozuwachsrate (Mittelwert aus 12 Referenzgebieten: 41%) und hohen Winterverlusten (27%) zugeordnet. Auch aus den vorangegangenen Kapiteln war bei der Betrachtung der absoluten Zahlenwerte erkennbar geworden, dass die Populationen dieser vier Nichtmarschgebiete eine sehr hohe statistische Affinität zu den gut besetzten westküstennahen Untersuchungsflächen zeigten.

Eine Einzelstellung erhielt wie bei den Analysen der relativen Populationsdichten das Referenzgebiet 69800-10, das aufgrund der Steigerung der Herbstdichten von 1997 zu 2001 auf nahezu 400% eine Besonderheit darstellte, die bei dem eingesetzten Verfahren den Zuteilungsprozess dominieren würde und deshalb zu der isolierten Sonderstellung führte. Der Median der Frühjahrsdichten aus dem Revier betrug knapp 20 Hasen je 100 ha, im Herbst wurden 26 Individuen je 100 ha erreicht. Die mediane Zuwachsrate der Untersuchungsjahre von 1996 bis 2001 lag bei über 40% Nettozuwachs, dem ein Winterverlust von 25% gegenüber stand.

Gemäß diesen Populationsindices fand sich das Referenzgebiet 69800-10 zwischen dem zuerst beschriebenen Cluster und einer Gruppe aus fünf sich tendentiell positiv entwickelnden Untersuchungsflächen mit Frühjahrsbesätzen um 13 Hasen je 100 ha und Herbstbesätzen um 18 Hasen je 100 ha. Die Nettozuwachsrate lag bei diesen im mittleren Bereich um 35%, während die relativ niedrige Wintersterblichkeit um 20% variierte.

Die fehlenden 21 Referenzgebiete wurden von der Statistiksoftware in zwei etwa gleich große Cluster aufgeteilt, ohne dass bei Betrachtung der Medianwerte (Abb. 4-20) eine Kongruenz der einzelnen Werte zu bemerken war. Das Programm bildete eine Gruppe aus neun Referenzgebieten, die sich aus jeweils drei Gebieten der Hauptnaturräume zusammensetzten. In dieser Gruppe überwogen Reviere mit Frühjahrs- und Herbstdichten von unter 20 Individuen je 100 ha und es war offenbar ausschlaggebend, dass sowohl Zuwachs- als auch Sterblichkeitsparameter relativ breit um niedrige Werte streuten. Die Zuteilungen, die durch das Programm SPSS 10.07 nach der Ward-Methode vorgesehen sind, erforderten in den folgenden Faktorenanalysen kritische Überprüfung.

Ebenso wurde diese Prüfung für das noch fehlende Cluster notwendig, das aus insgesamt 12 Referenzgebieten bestand. Vornehmlich waren hier Gebiete mit durchschnittlich sehr niedrigen Feldhasenbesätzen von unter 15 Tieren je 100 ha zusammengefasst. Die weiteren Parameter, die den relativen und absoluten Nettozuwachs bzw. die Wintersterblichkeit beschrieben, divergierten in diesem Cluster in den Einzelwerten sehr stark, so dass dies die Softwareleistung dahingehend zu überfordern schien, dass die Zahlenreihen Fusionierungen zur Folge hatten, die nach populationsbiologischen Maßstäben nur noch teilweise Kongruenzen erkennen ließen.

Als zweite Möglichkeit der Z-Transformation wurden nachfolgend alle 54 Variablenwerte eines Referenzgebietes dieser statistischen Nivellierung unterzogen und mittels der hierarchischen Clusteranalyse gruppiert. Diese Form der Datenstandardisierung rückte die Entwicklung der einzelnen Parameter über die Untersuchungsjahre stärker in den Vordergrund, wodurch der Einfluss der Populationsdichte kaum ausschlaggebend wirkte. Bei dieser Herangehensweise lösten sich die oben gefundenen Übereinstimmungen der Mehrzahl der Marschgebiete auf und es waren nach naturräumlichen Grenzziehungen kaum Konvergenzen zu finden. In diesem Kontext fiel jedoch ein Cluster aus einem Hügelland- und fünf Marschgebieten auf, dessen Zusammensetzung sehr verschieden zu den Resultaten aus der vorgenannten Analyse war. Vier der hier aufgeführten Untersuchungsflächen aus den nord-seenahen Tiefländern sind im Kapitel „Entwicklung der Hasenpopulationen“ bereits in eine Gruppe gestellt worden, da hier deutliche, einem linearen Trend folgende Bestandsverluste während der Untersuchungsperiode festzustellen waren.

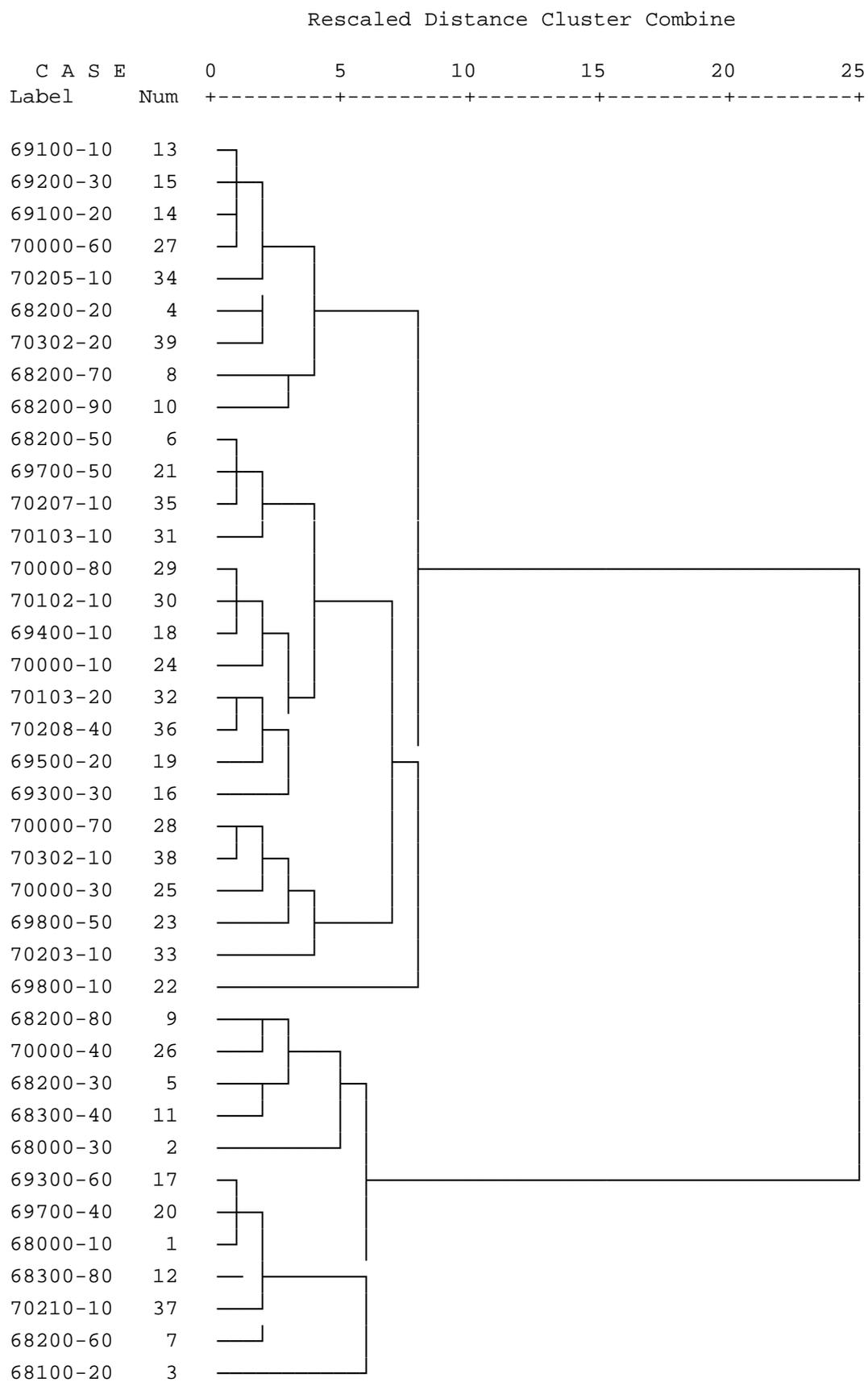


Abb. 4-20: Dendrogramm der Clusteranalyse aller z-transformierten Populationsdaten

4.2 Jagdstrecke als Teil der Populationsdynamik

4.2.1 Jagdstrecke in den Referenzgebieten als Teil der Nettosterblichkeit

Feldhasen sind ein bedeutendes Jagdwild in Mitteleuropa, wobei die Intensität der jagdlichen Eingriffe in die Populationen regional sehr unterschiedlich ist. Als zum Teil bedeutender Mortalitätsfaktor muss die Jagdstrecke in der vorliegenden Analyse der Populationsentwicklung und -dynamik des Feldhasen unbedingt berücksichtigt werden, um die eventuell vorhandene Wirkung auf das Populationsgeschehen zu prüfen. Darüber hinaus werden diese Aussagen später im Bezug auf die Nachhaltigkeit der Nutzungsform „Jagd“ diskutiert und erhalten damit einen jagd- und naturschutzpolitischen Hintergrund.

Der Datenpool zur Jagdstrecke besteht aus den jährlich erlegten Individuen in den Referenzgebieten bzw. den Jagdbezirken, in denen die Referenzgebiete liegen, wobei das Jagdjahr jeweils vom 01.04. eines Jahres bis zum 31.03. des Folgejahres gerechnet wird. Die absolute Höhe der Jagdstrecke wird angegeben als Zahl erlegter Feldhasen je 100 ha jagdbare Fläche eines Referenzgebietes, bzw. des Jagdbezirktes und als prozentualer Anteil der erlegten Individuen am durch die Scheinwerfertaxation ermittelten Herbstbesatz (3.1.3).

Für die Auswertung standen die Jagdergebnisse aus 39 Referenzgebieten zur Verfügung, wobei für das Gebiet 68400-50 erst seit dem Jahr 1997 Scheinwerfertaxationsdaten vorliegen. Hier konnten demnach auch keine Angaben zur relativen Jagdstrecke im Bezug zum Herbstbesatz erfolgen, während die absoluten Jagdstrecken retrospektiv bis zum Jagdjahr 1989/90 vorlagen. In den Clusteranalysen ebenfalls nicht berücksichtigt wurden die jagdlichen Abschusszahlen des Gebietes 70205-10, da hier der Wert des Jagdjahres 2001/02 fehlte und SPSS für die Clusteranalyse keine Leerstellen zulässt und eine Interpolation nicht möglich erscheint.

Wie nach den Ergebnissen aus den oben behandelten Populationsparametern zu erwarten, waren auch die absoluten Jagdstrecken deutlich mit der im Referenzgebiet bestimmten Hasendichte korreliert. Die Zahl geschossener Feldhasen je 100 ha war demnach im Hauptnaturraum Marsch am höchsten. Während in 90% der untersuchten Geestgebiete und sogar 100% der Hügellandgebiete weniger als 6 Hasen je 100 ha bejagbarer Fläche je Jagdjahr erlegt wurden, war dies für die Marschen in nur etwa 30% der Fall (Abb. 4-21).

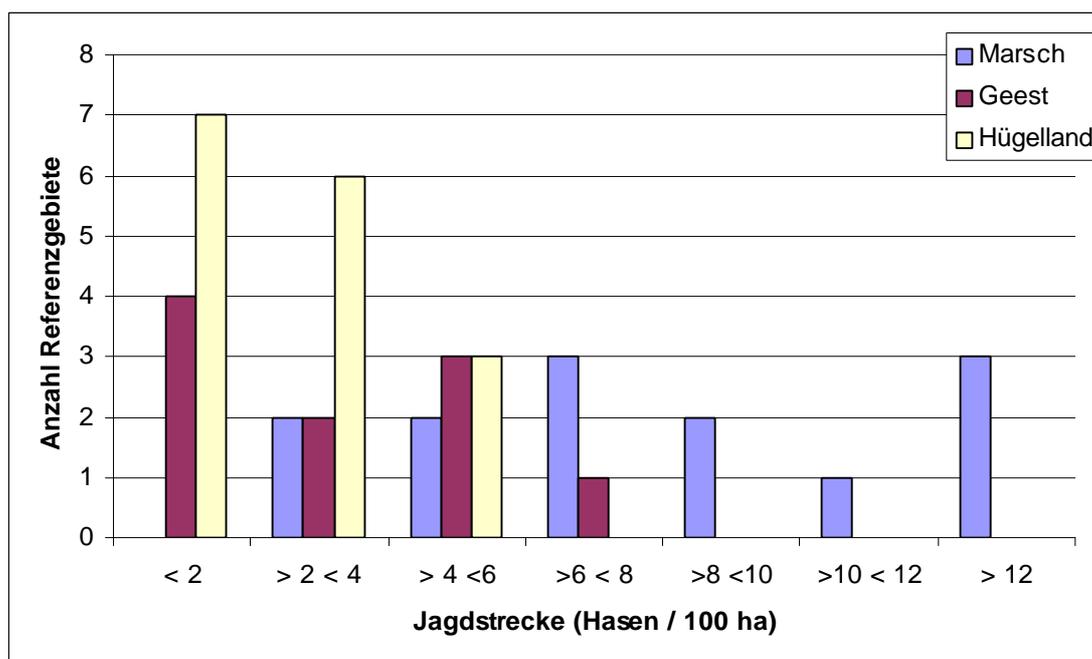


Abb. 4-21: Absolute Jagdstrecke je 100 ha Jagdfläche nach Hauptnaturräumen

Auch die hierarchische Clusteranalyse mit dem Programm SPSS 10.07 ergab ein vergleichbares Bild. Sonderstellung erhielten hier die Nordseeinselgebiete 68300-30 auf Föhr und 68100-20 auf Pellworm mit dem Gemüseanbauggebiet der Dithmarscher Marsch 68400-50, wo jährlich im Mittel etwa 20 Hasen je 100 ha gestreckt werden. Die übrigen 35 Referenzgebiete wurden in zwei große Cluster aufgeteilt. Daraus wurden zehn Gebiete mit mittleren bis hohen Hasenstrecken fusioniert, davon sieben in der Marsch. Das einzige Hügellandgebiet in dieser Gruppe lag auf der Insel Fehmarn, die traditionell jagdlich intensiv genutzt wird. Die verbleibenden 25 Referenzgebiete wurden dieser Gruppe gegenüber gestellt und bildeten die Gebiete mit der geringsten jagdlichen Ausbeute je Flächeneinheit und Jahr. Darin enthalten waren auch drei Untersuchungsflächen aus der nordfriesischen Marsch, die aber bereits in den vorangegangenen Kapiteln mit negativen Populationstrends beschrieben wurden und daher nur noch mit geringerer Intensität bejagt wurden (Abb. 4-22).

Bei der Betrachtung des prozentualen Anteils der Jagdstrecke am Herbstbesatz, was als Indikator für die Jagdintensität auf den Feldhasen gesehen werden kann, wurde die Sonderstellung des Föhrer Gebietes 68000-30 weiter betont, da hier nach der Medianberechnung über die Jahre 1995 bis 2001 über 50% der gezählten Herbstbesätze zur Strecke kamen.

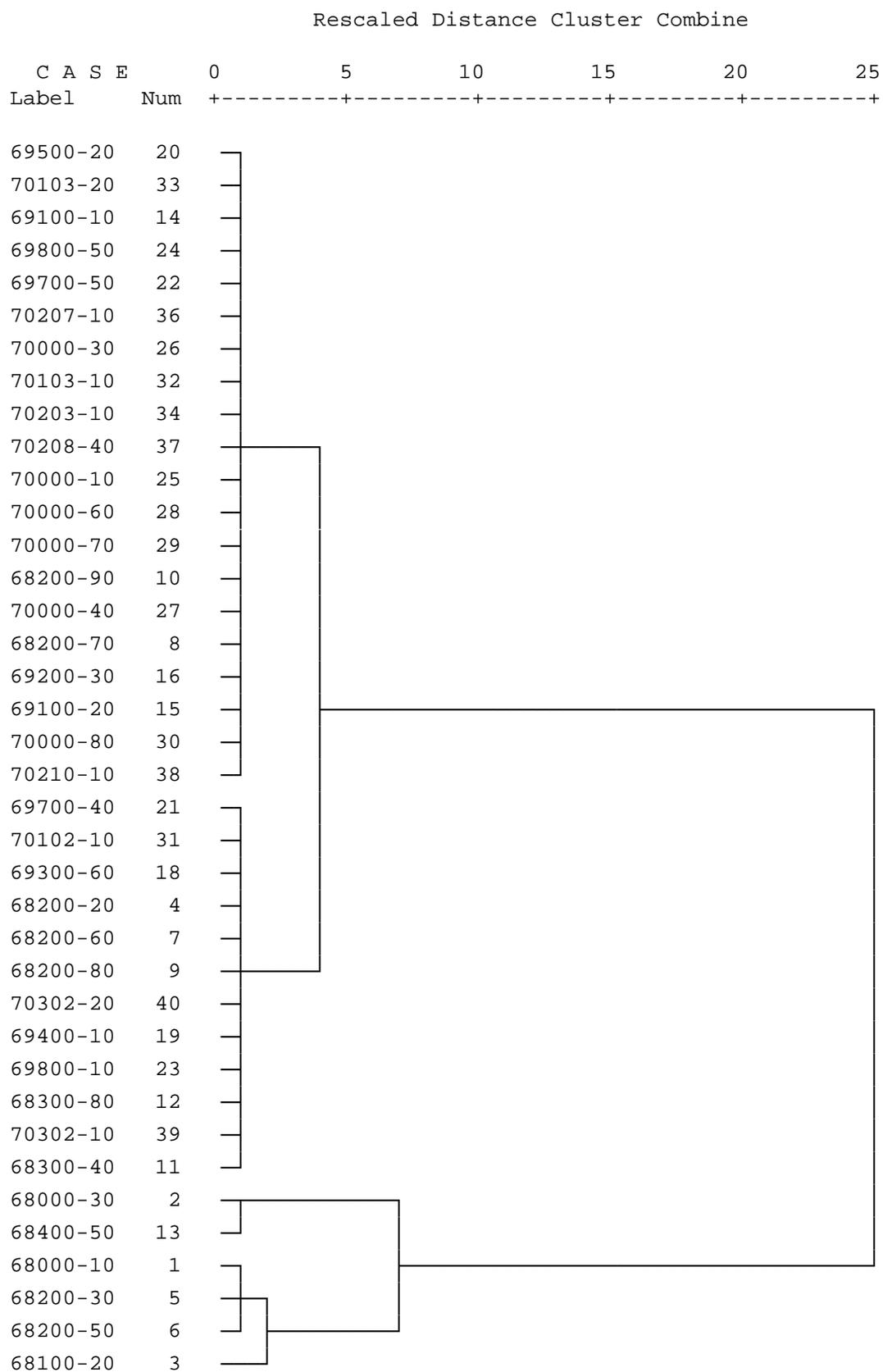


Abb. 4-22: Dendrogramm der Clusteranalyse der absoluten Jagdstrecken (Stck./100 ha Jagdfläche)

Auf hauptnaturräumlicher Betrachtungsbasis wurden in über 60% der untersuchten Marschgebiete mehr als 20% des Herbstbesatzes im Mittel der Jagdjahre erlegt, während dieses Jagdergebnis nur in 20% der Geest- und 25% der Hügellandgebiete erreicht wurde. Nach diesen Befunden nahm also die absolute Ausbeute je 100 ha Jagdfläche als auch die Jagdintensität auf den Feldhasen mit zunehmender Dichte der Feldhasenpopulation zu (Abb. 4-23).

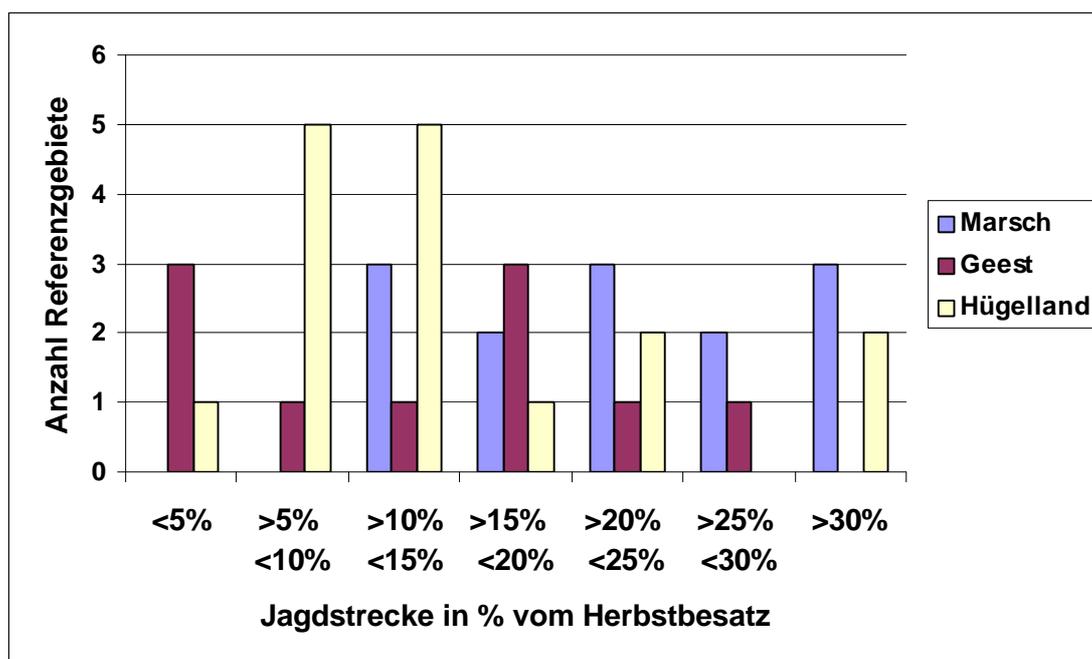


Abb. 4-23: Relative Jagdstrecke (% des Herbstbesatz) in den Hauptnaturräumen

In der hierarchischen Clusteranalyse wurden auf Datengrundlage der relativen Feldhasenjagdstrecke mit Ausnahme des Einzelbetrachtungsobjektes 68000-30 drei Cluster gebildet. Hohe jagdliche Ausbeuten von mehr als 20% wurden neben fünf Marschgebieten bemerkenswerter Weise auf der Ostseeinsel Fehmarn erreicht, des weiteren in einem Hügellandrevier und zwei Geestrevieren. Ein zweites Cluster mit einer mittleren Jagderfolgsquote zwischen 10% und 20% des Herbstbesatzes enthielt Referenzgebiete aus allen drei Hauptnaturräumen zu etwa gleichen Teilen. Die dritte erwähnte Fusionierung vereinigte die Gebiete mit den geringsten relativen Abschusszahlen. Auffallend ist in dieser Gruppe das Marschgebiet 68200-80, das bei relativ hohen Dichtewerten für den Untersuchungszeitraum einen negativen Populationstrend aufwies. Eine für die Region geringe Jagdintensität führte demnach im Zeitfenster dieser Untersuchung nicht zu einer Erholung der Feldhasenbesätze.

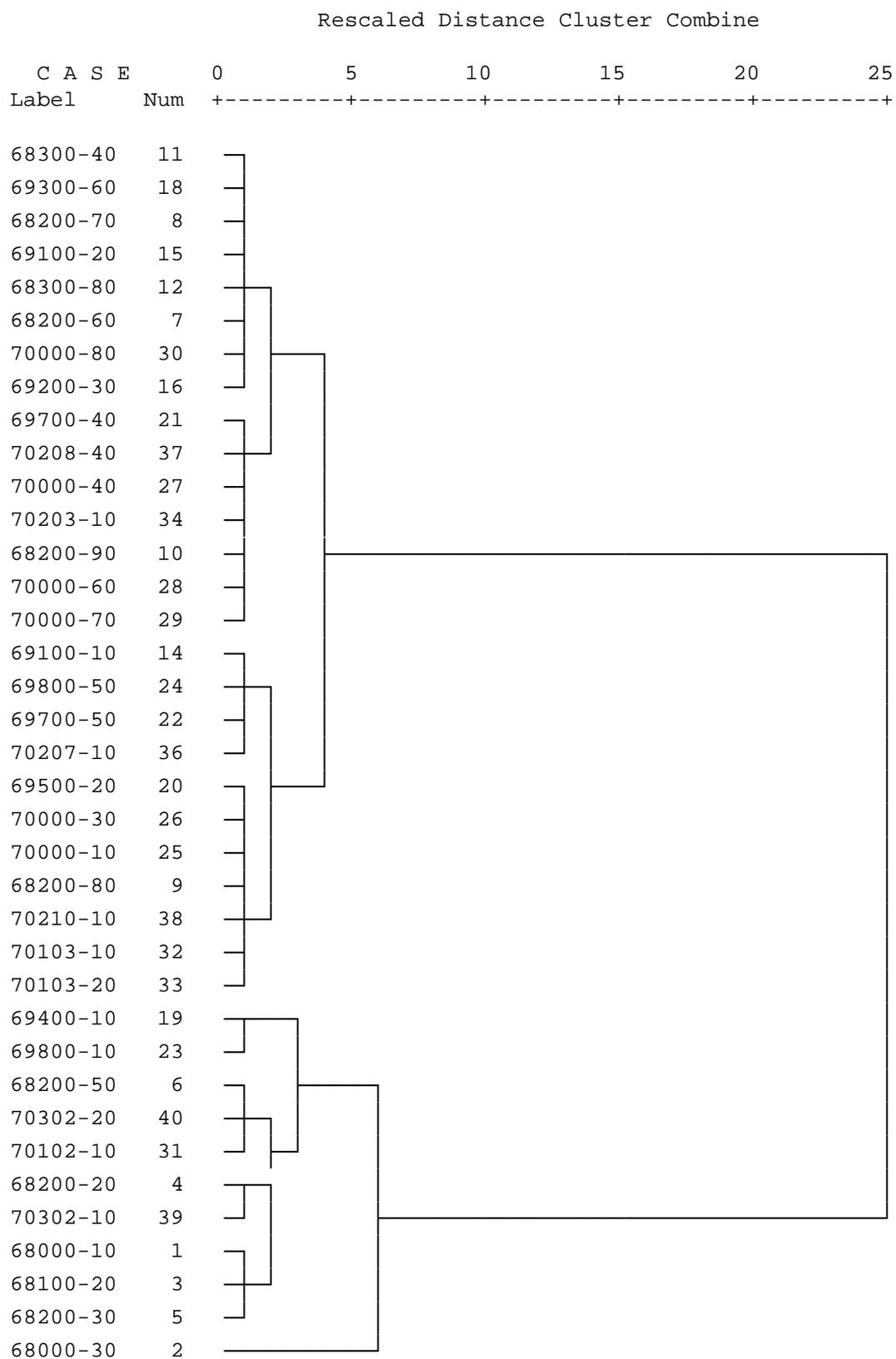


Abb. 4-24: Dendrogramm der Clusteranalyse der prozentualen Anteile der Jagdstrecke am Herbstbesatz

Mit der Möglichkeit der Z-Transformation konnten die beiden Betrachtungsansätze der absoluten und relativen Jagdstrecke zusammen analysiert werden, was zu einer Sonderstellung der beiden bereits oben genannten Inselreviere auf Föhr und Pellworm führte. Drei etwa gleich viele Gebiete umfassende Cluster unterschieden darüber hinaus nach hohem, mittlerem und niedrigem Jagderfolg und analog dazu nach der relativen Ausbeute, was allerdings nicht zu weiteren Erkenntnissen bzw. entscheidenden Neuordnungen unter den Referenzgebieten führte.

4.2.2 Jagdstrecken im Vergleich zur Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten

Um den Anteil der Jagdstrecke an den Gesamtverlusten zu quantifizieren und einen eventuell vorhandenen Einfluss des Jagens auf das Populationsgeschehen zu beschreiben, werden in diesem Kapitel die beiden Parameter Jagdstrecke und Winterverluste erörtert. Die Betrachtung erfolgte über die absoluten Zahlenwerte als Angabe von Individuen je 100 ha Fläche oder als prozentualer Anteil des jeweiligen Parameters am Herbstbesatz. Bevor die Einzelwerte aller Jahre aus jedem Referenzgebiet analysiert wurden, erfolgte eine Kausalanalyse über den Median der Werte der jeweiligen Referenzgebiete, wobei die Stichprobe auf 39 verringert werden musste, da aus dem Gebiet 69300-30 keine Jagdstreckenangaben vorlagen.

Der Median wurde gewählt, da die Einzelwerte der Jahre sehr stark schwankten und die Extremwerte das arithmetische Mittel zu stark beeinflusst hätten.

Um einen eventuellen Zusammenhang zwischen den Variablen „Jagdstrecke“ und „Nettowintersterblichkeit“ ausfindig zu machen, wurden die Wertepaare bivariat korreliert und das Signifikanzniveau bestimmt. Die Korrelationskoeffizienten nach Pearson (SPSS 10.07) wurden für die Kombinationen der Parameter „Jagdstrecke“ zu „Nettowinterverlusten“ und „Jagdstrecken“ zu „sonstigen Verlusten“ ermittelt, wobei sonstige Verluste als Differenz zwischen Nettosterblichkeit und Jagdstrecke definiert wurden.

Die Fragestellung, die hinter der Korrelation von Jagdstrecke zu Winterverlusten steht, befasste sich grundsätzlich mit der Problematik, ob die Jagd eine additive oder kompensatorische Sterblichkeitskomponente darstellte.

Wurden die Mediane der Jagdstrecke und der Nettowintersterblichkeit der sieben Untersuchungsjahre als prozentuale Anteile des medianen Herbstbesatzes in den 39 Referenzgebieten korreliert, resultierte daraus keine statistische Signifikanz. Dies bedeutet, dass der Prozentsatz der Veränderung der jeweiligen Referenzgebietspopulation, die sich in den Winter-

monaten in der Regel als Verlust äußerte, nicht in mathematischem Zusammenhang zur Jagdstrecke stand, wenn diese ebenfalls als relativer Anteil am Herbstbesatz in die Berechnungen einging (Tab. 4-5).

Tab. 4-5: Korrelationen der Populationsverluste

		Verluste abs. Median	Verluste rel. Median	Strecke abs. Median	Strecke rel. Median	sonst. Ver- luste	sonst. Verl. %
Verluste abs. Median	Korrelation nach Pearson	1,000	,694**	,784**	,307	,663**	,255
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,000	,057	,000	,112
	N	40	40	39	39	40	40
Verluste rel. Median	Korrelation nach Pearson	,694**	1,000	,492**	,293	,541**	,532**
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,001	,070	,000	,000
	N	40	40	39	39	40	40
Strecke abs. Median	Korrelation nach Pearson	,784**	,492**	1,000	,685**	,065	-,212
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,001	,	,000	,695	,196
	N	39	39	41	39	39	39
Strecke rel. Median	Korrelation nach Pearson	,307	,293	,685**	1,000	-,325*	-,647**
	Signifikanz (2-seitig)	,057	,070	,000	,	,043	,000
	N	39	39	39	39	39	39
sonst. Verluste	Korrelation nach Pearson	,663**	,541**	,065	-,325*	1,000	,703**
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,695	,043	,	,000
	N	40	40	39	39	40	40
sonst. Verl. %	Korrelation nach Pearson	,255	,532**	-,212	-,647**	,703*	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,112	,000	,196	,000	,000	,
	N	40	40	39	39	40	40

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Folglich sind die prozentualen Verluste einer Feldhasenpopulation bei der hier analysierten Stichprobe während der Wintermonate nicht dominiert durch die Jagd, so dass eine niedrige jagdliche Abschöpfrate des Herbstbesatzes nicht zwingend eine geringe Verlustrate bedeutete. Wenn die relative Jagdstrecke als Zeiger für Jagderfolg und letztlich für Jagdintensität

steht, geht aus dieser Korrelation hervor, dass die ausgewählten Referenzgebiete nicht mit vergleichbarer Systematik bejagt wurden und den unterschiedlichen Landschaften, die durch die Referenzgebiete widergespiegelt werden, nicht identische Sterblichkeitsraten zugrunde lagen.

Die Tabelle zeigt weiter, dass keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den absoluten Winterverlusten und dem prozentualen Anteil der Jagdstrecke am Herbstbesatz bestanden. Dies bedeutet, dass die jagdliche Abschöpftrate als Prozentsatz des ermittelten Herbstbesatzes, in gewisser Weise also die Jagdintensität, in den Referenzgebieten nicht die Höhe der absoluten Winterverluste bestimmte, was auf die sehr divergierenden Feldhasendichten in den Gebieten zurückzuführen war.

Signifikante Zusammenhänge ergaben sich aus den Korrelationen der absoluten Anzahl erlegter Hasen in den Referenzgebieten und den absoluten wie relativen Winterverlusten. Eine geringe Anzahl jagdlich entnommener Individuen ging demnach sowohl mit einem geringen Gesamtindividuenverlust als auch einer geringen relativen Verlustrate einher.

Eine weitere interessante Komponente bei diesen mathematischen Analyseansätzen war durch die Hinzunahme der sonstigen Wintersterblichkeit gegeben, die aus der Differenzbildung der Gesamtwinterverluste und der Jagdstrecke resultiert. Die sonstigen Verluste korrelierten als absolute Zahlen wie als Prozentwerte in der Regel mit den Gesamtverlusten (Tab. 4-5). Während die Korrelationen der sonstigen Verluste mit den absoluten Jagdstreckenergebnissen aus den Referenzgebieten keine Signifikanzen erkennen ließen, ergaben sich bei der Gegenüberstellung mit den relativen Jagdstrecken bemerkenswerte negative Zusammenhänge (Tab. 4-5). Dieses belegte bei der gewählten Stichprobe auf dem Signifikanzniveau von 0,01 bzw. 0,05 (Tab. 4-5), dass als Folge einer hohen jagdlichen Ausbeute eine niedrige sonstige Mortalität resultierte. Damit werden dem jagdlichen Eingriff im Hinblick auf die Gesamtsterblichkeit der Populationen kompensatorische Tendenzen zugewiesen.

4.2.3 Jagdstrecken im Vergleich zum Herbstbesatz in den Referenzgebieten

Der Umgang mit Jagdstrecken als Populationsweiser wird häufig kontrovers diskutiert, wenn es um die Verwertbarkeit der Daten als Monitoringgrundlage geht. Daher wurden in der vorliegenden Arbeit die Jagdstrecken aus den Referenzgebieten mit den Herbstdichtewerten korreliert, um mögliche Zusammenhänge aufzudecken.

In der bivariaten Korrelation nach PEARSON wurden mit dem Programm SPSS 10.07 die Werte der ermittelten Herbstdichten als Median der Untersuchungsperiode den Medianen

der absoluten und relativen Jagdstrecken gegenübergestellt (Tab. 4-6). Die Stichprobe umfasste 39 Referenzgebiete, da aus einem Gebiet die Jagdstrecken nicht vorlagen.

Tab. 4-6: Korrelationen zwischen Herbstdichte und Jagdstrecke

		Korrelationen		
		Median Herbst	Strecke abs. Median	Strecke rel. Median
Median Herbst	Korrelation nach Pearson	1,000	,840**	,304
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,060
	N	40	39	39
Strecke abs. Median	Korrelation nach Pearson	,840**	1,000	,682**
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,000
	N	39	39	39
Strecke rel. Median	Korrelation nach Pearson	,304	,682**	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,060	,000	,
	N	39	39	39

** . Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Auf hohem Signifikanzniveau korrelierten die Dichtewerte mit den Zahlen der erlegten Individuen, was allerdings nicht für die Betrachtung der relativen Jagdstrecke zutrifft. Damit kann aus dieser Stichprobe gefolgert werden, dass zum einen die Zahl der erlegten Individuen bei hoher statistischer Wahrscheinlichkeit in engem Zusammenhang zum Herbstbesatz steht, womit die Jagdstrecke hier als Populationsweiser eingesetzt werden kann. Zum anderen fand sich aber keine Bestätigung dafür, dass der Prozentsatz der vom Herbstbesatz entnommenen Individuen generell von der Herbstdichte im Referenzgebiet abhängt. Damit wurde gezeigt, dass eine hohe Jagdintensität nicht zwingend mit einem hohen Besatz einher gehen muss.

Nach dem gleichen Ansatz wurden in einem weiteren Schritt alle verfügbaren Einzeldaten der Herbstdichten und der Jagdstrecken korreliert, womit die Gesamtstichprobe aus sieben Untersuchungsjahren maximal 280 betragen konnte. Durch verschiedene Ausfälle von Einzeldaten wurde sie auf 270 bzw. 267 reduziert. Wie bereits bei der Betrachtung der Mediane wurden die geschilderten Befunde bestätigt (Tab. 4-5), allerdings ist durch die erheblich größere Stichprobe auch eine Signifikanz zwischen den relativen Streckenwerten und der Herbstdichte herausgestellt worden, wobei das Signifikanzniveau deutlich unterhalb der beiden vorgenannten Korrelationen lag. Demnach wurde also doch ein gewisser Zusammenhang zwischen der Zahl vorhandener Feldhasen im Herbst und dem Prozentsatz der davon erlegten Hasen hergestellt, was sowohl auf eine erhöhte Jagdintensität in gut besetzten Gebieten als auch auf einen erschwerten Jagderfolg bei niedrigen Besätzen zurückzuführen sein kann. Dieser letztgenannte Zusammenhang muss jedoch im Einzelfall bewertet werden,

eine pauschale Aussage über den Zusammenhang zwischen hohem Herbstbesatz und hoher Jagdstrecke ist nicht gerechtfertigt.

4.2.4 Entwicklung der Feldhasenbesätze in Korrelation zur Jagdstrecke

Die Jagd muss als Nutzungsform von Wildtieren den Prinzipien der Nachhaltigkeit entsprechen, um nicht die Populationen in Ihrem Fortbestand negativ zu beeinträchtigen und damit sich selbst in Frage zu stellen. Einer Beantwortung der Frage nach der populationsbiologischen Folgewirkung eines jagdlichen Eingriffs kann nur über einen längeren Untersuchungszeitraum nachgegangen werden, wobei sowohl die Informationen zur Jagdstrecke als auch zur Populationsdichte vorliegen müssen. Die Informationen über die Entwicklungstendenzen der Populationsdichten in Frühjahr und Herbst wurden bereits in linearen Trendregressionen in Kap. 4.1.3.4 gewonnen und gingen als Korrelationskoeffizienten (Anhang 8-9) in die folgenden Berechnungen ein.

Diesen wurden die absoluten und relativen Streckenergebnisse als Median der sieben Untersuchungsjahre gegenübergestellt. Die bivariate Korrelation nach Pearson ließ deutlich werden, dass hier mathematisch keine signifikanten Zusammenhänge bestanden, was dahingehend interpretiert werden kann, dass die Jagd als Nutzungsform weder einen bestandsreduzierenden noch einen fördernden Einfluss auf die Populationen besitzt und damit konform zur Forderung der Nachhaltigkeit ist. Es kann gefolgert werden, dass durch Kenntnis der lokalen Bestandssituationen seitens der betreuenden Jäger in den 39 berücksichtigten Referenzgebieten jeweils den Populationen angepasste Managementpläne aus der Jagdpraxis entstanden sind, die die Arterhaltung sichern.

Tab. 4-7: Korrelation zwischen Jagdstreckenergebnissen und linearen Korrelationskoeffizienten der Populationsentwicklung

		Strecke abs. Median	Strecke rel. Median	Entwicklung	E._Herbst
Strecke abs. Median	Korrelation nach Pearson	1,000	,685**	,075	-,142
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,652	,387
	N	39	39	39	39
Strecke rel. Median	Korrelation nach Pearson	,685**	1,000	-,088	-,157
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,593	,340
	N	39	39	39	39
Entwicklung	Korrelation nach Pearson	,075	-,088	1,000	,772**
	Signifikanz (2-seitig)	,652	,593	,	,000
	N	39	39	40	40
E._Herbst	Korrelation nach Pearson	-,142	-,157	,772**	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,387	,340	,000	,
	N	39	39	40	40

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

4.3 Dichtermittlungen der Raubsäuger

4.3.1 Fuchssichtungen während der Scheinwerfer-taxationsfahrten

In 38 Referenzgebieten wurden die Fuchssichtungen während der Scheinwerfertaxation notiert und im Folgenden als Anzahl gesehener Füchse je 1.000 ha abgeleuchteter Fläche angegeben. Wie in Kap. 3.1.4.2 beschrieben, wurden die Beobachtungen aller Taxationsfahrten zusammen gezogen und in einer Zahl, die als Zeiger der relativen Abundanz genutzt wurde, angegeben. Anzumerken ist, dass die drei Inselreviere auf Föhr und Pellworm fuchsfrei sind, weshalb diese Sondergebiete nicht in die Durchschnittsberechnungen einbezogen wurden.

Die Anzahl der verwendbaren Protokollbögen aus 35 Referenzgebieten mit Informationen zum Rotfuchs (n=887) variierte um einen arithmetischen Mittelwert von 26 zwischen minimal 14 und maximal 30 Taxationsfahrten. Dabei errechneten sich Sichtungsfrequenzen zwischen minimal 0,38 gesehene Füchsen je 1.000 ha und maximal 7,12 Füchsen je 1.000 ha. Der Mittelwert lag bei 2,5, der Median bei 2,1 gesehene Füchsen je 1.000 ha Zählfläche.

Differenziert nach den Hauptnaturräumen ergab sich für die Marsch der Wert 2,27, für die Geest 2,68 und für das östliche Hügelland 2,57, allerdings waren die Schwankungsbreiten in den Gebieten der inhomogenen Naturräume so hoch, dass aus diesem Mittelwert keine Rückschlüsse auf die Fuchspopulationen gezogen werden konnten.

Die vorgestellten Zahlenwerte gehen in einem späteren Kapitel in die multifaktorielle Analyse ein und werden daher an dieser Stelle nicht weiter erörtert.

4.3.2 Jagdstrecken des Rotfuchses und anderer Raubsäuger in den Referenzgebieten

Die Jagdstrecken der Raubsäuger wurden in diesem Kapitel analog den Untersuchungen zum Feldhasen in ihrer Funktion als Populationsweiser erläutert und analysiert. Die Mittelwerte sind dabei aus maximal 13 Jagdjahren (ab 1989/90) errechnet, um die Resultate besser gegen Extreme abzusichern.

Da aus vier Referenzgebieten keine Streckenberichte dieser Tierarten vorlagen und die Nordseeinseln keine der berücksichtigten Raubsäuger beherbergen, war die Stichprobengröße auf 33 reduziert, wobei in die spätere multifaktorielle Analyse die Inselgebiete als Nullflächen eingingen.

Das am häufigsten erlegte Raubwild in den Referenzgebieten war der Rotfuchs. Im Mittel der berücksichtigten Probeflächen wurden 1,2 Füchse je 100 ha und Jagdjahr durch jagdliche Aktivitäten zur Strecke gebracht. Die Variationsbreite um das arithmetische Mittel umfasste dabei eine Spanne von 0,1 und 3,8 erlegten Füchsen je 100 ha Jagdfläche.

Die verbleibenden acht Referenzgebiete der Marsch brachten im Schnitt der Jahre 0,6 Füchse je 100 ha Jagdfläche zur Strecke, die neun Geestgebiete lagen mit 1,2 im Schnitt der Gesamtstichprobe, während in den fünfzehn Hügellandgebieten 1,7 Füchse auf 100 ha Jagdfläche jagdlich erbeutet wurden.

In den Streckenmeldungen mit nächst geringerer Häufigkeit ist der Steinmarder vermerkt, der in den Referenzgebieten im Mittel der Jahre mit 0,5 (Median = 0,3) Individuen je 100 ha Jagdfläche erbeutet wurde. Dabei schwankten die durchschnittlichen Streckenangaben zwischen null und 2,1 Mardern je 100 ha Jagdfläche.

Mit noch größerer Differenz zwischen Maximum- und Minimumwert und einem Mittelwert von 0,3 (Median = 0,1) erlegten Tieren je Flächeneinheit wurden Iltisse zur Strecke gebracht. Bei einem Minimum von null erbeuteten Iltissen wurden maximal 4,3 Tiere je 100 ha bejagbarer Fläche erlegt.

Angemerkt werden muss, dass die Höchstwerte für Steinmarder und Iltis im Referenzgebiet 70103-20 erreicht wurden, das durch einen Berufsjäger hauptamtlich betreut wird. Der Vergleich zu den übrigen Referenzgebieten (Anhang 8-19) zeigte die Sonderstellung dieses Gebietes in Bezug auf die Raubwildbejagung insbesondere bei den letzt genannten Marderar-

ten, worin auch die Ursache für den gegenüber dem arithmetischen Mittel deutlich herabgesetzten Median zu suchen war.

Aufgrund seiner relativ geringen Dichte in den durchweg waldarmen Referenzgebieten, der kurzen Jagdzeit (01.08. bis 31.10.) und der nahezu reinen Nachtaktivität wurde der Dachs recht selten erlegt. Dies spiegelte sich erwartungsgemäß in den geringen Zahlen aus den Streckenberichten wider, wo er im arithmetischen Mittel nur mit 0,05 (Median = 0,02) erlegten Individuen je 100 ha Jagdfläche erwähnt wurde. Während er in etlichen Gebieten gar nicht zur Strecke kam, wurde im Mittel der berücksichtigten dreizehn Jagdjahre im Referenzgebiet 70205-10 immerhin etwa ein gestreckter Dachs je 300 ha gemeldet.

Diese Streckenerfassung des Raubwildes blieb auf die vier genannten Arten beschränkt, da sie für die Region zahlenmäßig bis auf die Mustela-Arten am bedeutendsten sind. Auf die Hinzunahme von Wiesel und Mauswiesel, die jedenfalls mit einer der beiden Spezies nahezu flächendeckend vorkommen dürften, musste verzichtet werden, da die Jagdintensität hier unkalkulierbar ist und die Strecken bei einem intensivem Nachstellen so hoch werden, dass eine Vergleichbarkeit nicht mehr sinnvoll erscheint. Zu dem Aspekt des potentiellen Einflusses der Mustela-Arten, die eventuell Bedeutung bei der Dezimierung der Junghasen haben könnten, empfehlen sich gesonderte Untersuchungen.

Baumarder wurden mit den oben genannten Arten im entsprechenden Jagdstreckenabfragebogen berücksichtigt. Da die Fangrate bei der gewählten Stichprobe von Referenzgebieten aber sehr gering war und die Überschneidungen der Lebensräume von Baumarder und Feldhase eher in Randzonen Bedeutung hat, wurde er in dieser Untersuchung nicht als potentieller Prädator diskutiert.

Der Rotfuchs, aufgrund seiner Größe und Häufigkeit wohl die dominierende Raubwildart in den Untersuchungsgebieten, wurde in den in späteren Kapiteln folgenden multifaktoriellen Statistiken sowohl gesondert als auch mit den drei berücksichtigten Marderarten gemeinsam auf sein mögliches Wirken auf die Feldhasenpopulation überprüft. Die in diesem Abschnitt erarbeiteten Streckenstatistikdaten wurden dazu zu einem Gesamtraubwildindex summiert, der die Jagdergebnisse der vier Wildarten als Angaben erlegter Individuen je 100 ha Jagdfläche enthält. Das Gesamtstreckenaufkommen addierte sich demnach zu maximal 10,2 erbeuteten Raubwildindividuen je 100 ha Jagdfläche im bereits erwähnten Gebiet 70103-20 und zu minimal 0,09 erbeuteten Tieren je Flächeneinheit in einem Referenzgebiet in der Nordfriesischen Marsch (Anhang 8-19). Diese Differenzen mit dem Faktor 100 zeigten, dass hier extreme Dichteunterschiede und/oder eine nicht vergleichbare Jagdintensität in den Referenzgebieten existiert, so dass dies später unter den Aspekten der Landschaftsausstattung sowie der Jagdintensität analysiert wird.

4.3.3 Jagdintensität auf die Raubwildarten Rotfuchs, Dachs, Steinmarder und Iltis

Die Erlegung von Dachsen ist unter den gegebenen landschaftlichen Bedingungen stark vom Zufall geprägt, weshalb eine gezielte Dachsbejagung in der vorliegenden Untersuchung die Ausnahme darstellte. Da seine Erlegungshäufigkeit zudem wie beschrieben gering ist, wurde für ihn keine gesonderte Beschreibung der Jagdintensität durchgeführt und es scheint ausreichend, wenn die Streckenzahl in die Faktorenanalyse einbezogen wird.

Wesentlich häufiger und oft auch sehr gezielt wurden Rotfuchs, Steinmarder und Iltis bejagt. Während die erfolgreichste Jagdtechnik auf die beiden Marder aus den Erfahrungen in der Jagdpraxis wohl der Fallenfang ist, sind die Jagdsysteme auf den Rotfuchs, wo jedes für sich effizient sein kann, umfangreicher.

Deshalb wurde mittels eines Fragebogens (Kap. 3.1.4.4 und 3.1.4.3) versucht, die Jagdintensität auf den Rotfuchs zu beschreiben und interpretierbar zu machen. Von 36 Referenzgebieten lagen die ausgefüllten Bögen vor und entsprechend der Beschreibung im Methodenkapitel der vorliegenden Arbeit wurden die Aspekte Jungfuchsbejagung, Fallenjagd, Baujagd, Ansitzjagd und Gesellschaftsjagd erörtert und bewertet, wobei die drei Nordseeinselngebiete fuchsfrei sind und daher als Nullflächen in die Auswertung eingingen.

Zur Beurteilung der Bejagungsintensität auf die Marderartigen konnte aus diesem Fragebogen der Abschnitt zur Fallenjagd ebenfalls Verwendung finden, wobei aufgrund der weiträumigen und zum Teil überlappenden oder alternierenden Verbreitung der Arten Iltis und Steinmarder bereits die Höhe der Jagdstrecke eine Aussage zur Jagdintensität zuließ, da eine dauerhaft erfolgreiche Marderjagd (hier 13 Jahre) nur mit hohem Aufwand erreicht werden kann. Zu diesem Zweck wurden die Jagdergebnisse der beiden Marder aus den Referenzgebieten addiert und zu einem Index zusammengeführt. Bei höchstem jagdlichem Aufwand wurden dabei im Untersuchungszeitraum in dem professionell betreuten Revier 70103-20 in der Summe 6,4 Marder je 100 ha bejagbarer Fläche erbeutet. Die Durchschnittswerte lagen jedoch weit niedriger bei 0,8 (Median = 0,5) (Anhang 8-19).

Erwartungsgemäß ergab die Auswertung der Fragebogenaktion für das Berufsjäger betreute Gebiet in der Summe über alle fünf Sparten die volle Punktzahl von achtzehn. Der Mittelwert aus 33 Gebieten mit Fuchsvorkommen betrug 12,6. Ohne Fuchsbejagung und somit mit null Punkten bewertet präsentierte sich nur eines der Referenzgebiete (Anhang 8-21).

Nach den einzelnen Fuchsjagdmöglichkeiten ergab die Gesamtauswertung den höchsten Mittelwert von 3,4 bei maximal erreichbaren 4 Punkten für die Baujagd, die sehr intensiv in den meisten Gebieten praktiziert wird.

Ebenfalls sehr verbreitet sind die Entnahme von Jungfüchsen (Mittelwert 3,2) und die Ansitzjagd (Mittelwert 3,2).

Auf Gesellschaftsjagden werden mit einer Ausnahme in allen Referenzgebieten Füchse zur Erlegung frei gegeben und darüber hinaus in fast zwei Drittel der Gebiete besondere Fuchsjagden durchgeführt, die teilweise auch über die Jagdbezirks Grenzen hinaus organisiert waren.

Während die bisher behandelten Jagdmöglichkeiten auf den Rotfuchs von vielen ausgeschöpft wurden, ist dies bei der Fallenbejagung bei weitem nicht der Fall. Bei vier möglichen Punkten erreichte der Mittelwert aus diesem Fragenblock lediglich 1,1. Als vermutete Folge der Fangjagdverordnung des Landes Schleswig-Holstein und der geringen Akzeptanz der Fallenjagd in der Bevölkerung sowie des hohen Zeitaufwandes verzichtete die Mehrzahl der Jäger völlig auf diese Jagdmethode. In siebzehn von 33 Gebieten wurden keine Fallen gestellt und in zwölf weiteren betrug die Dichte der regelmäßig fängisch gestellten Fallen weniger als eine je 250 ha jagdbarer Fläche.

4.3.4 Geheckdichte des Rotfuchses

Die Bestimmung der Geheckdichte in einem Referenzgebiet musste als sichere Methode gelten, um Informationen zum Vorkommen des Rotfuchses zu erlangen. Nach der eingesetzten Methode (Kapitel 3.1.4.1) konnten für insgesamt 36 Referenzgebiete die Angaben zur Geheckdichte je 100 ha in Erfahrung gebracht werden. Die drei Referenzgebiete auf den Nordseeinseln Föhr und Pellworm sind fuchsfrei.

In den übrigen Referenzgebieten variiert die Dichte der festgestellten Mutterbaue zwischen 0,0 und 4,9 je 1.000 ha (Anhang 8-19).

4.3.5 Beurteilung der Besatzdichte des Rotfuchses

Anhand der erläuterten Versuche, Informationen zur Dichte der Raubsäuger, insbesondere des Rotfuchses zu erhalten, soll nun eine abschließende Beurteilung der Besatzdichten vorgenommen werden.

Es korrelierten auf dem Signifikanzniveau von $p = 0,005$ (Tab. 4-8) die Fuchsstrecken mit der Geheckdichte und ebenfalls ergaben sich eindeutige statistische Zusammenhänge zwischen

der Fuchsstrecke und der summierten Raubsäugerstrecke ($p < 0,001$). Dies bedeutete zum einen, dass der Rotfuchs unter den berücksichtigten Raubsäufern die zentrale jagdliche Rolle spielte, zum anderen ergab die Korrelation zwischen Geheckdichte und Fuchsstrecke, dass der Jagderfolg auf den Rotfuchs dichteabhängig war. Dies wurde unterstützt durch die Ergebnisse der Ermittlung der Jagdintensität in den Referenzgebieten. Es zeigte sich, dass mit einer Ausnahme (Referenzgebiet 69500-20) die Jagdintensität normalverteilt in mittleren bis hohen Bereichen anzusiedeln war. Diese Verteilung lässt den Schluss zu, dass der Jagddruck in den Referenzgebieten auf vergleichbarer Höhe lag.

Tab. 4-8: Korrelationen der Parameter zur Abundanzbestimmung des Rotfuchses

		Fuchs- strecke	Summe Raubwild	Geheck- dichte	Füchse je 1000 ha geleuchtet	Jagdintens. Fuchs
Fuchsstrecke	Korrelation nach	1,000	,879**	,481**	,123	,118
	Pearson					
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,005	,487	,526
	N	36	36	33	34	31
Summe Raubwild	Korrelation nach	,879**	1,000	,373*	-,028	,327*
	Pearson					
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,032	,873	,072
	N	36	36	33	34	31
Geheckdichte	Korrelation nach	,481**	,373*	1,000	,246	-,008
	Pearson					
	Signifikanz (2-seitig)	,005	,032	,	,161	,968
	N	33	33	36	34	30
Füchse je 1000 ha geleuchtet	Korrelation nach	,123	-,028	,246	1,000	,107
	Pearson					
	Signifikanz (2-seitig)	,487	,873	,161	,	,566
	N	34	34	34	38	31
Jagdintens.Fuchs	Korrelation nach	,118	,327	-,008	,107	1,000
	Pearson					
	Signifikanz (2-seitig)	,526	,072	,968	,566	,
	N	31	31	30	31	33

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Dadurch und durch die genannte Korrelation zwischen Geheckdichte und Fuchsstrecke kann die Fuchsstrecke als relatives Maß für die Abundanz gesehen werden.

Weitere Unterstützung erhielt diese These durch die Sichtungen von Füchsen bei der Scheinwertfartaxation. Zwar waren die Korrelationen unterhalb des Signifikanzniveaus von $p = 0,05$, bewegten sich aber im positiven Bereich. Die schwachen Zusammenhänge waren wahrscheinlich begründet in einer verminderten Sichtbarkeit und der erhöhten Versteckmöglichkeit für den Fuchs in den Landschaften mit größerem Knickvorkommen.

4.4 Mäuseartige

Um zu verwertbaren Aussagen zur Populationssituation der Mäuseartigen zu gelangen, musste der Umweg über die jährlichen Bruterfolge der Schleiereule gegangen werden, die eng mit dem jeweiligen Mäusevorkommen korrelieren (FINKE 1998, FINKE aktualisiert in BERNDT et al. 2002). Die Daten waren - wie erwähnt - nicht lokal erhältlich, so dass für die Auswertung die regionale Zusammenfassung der Ergebnisse auf Basis der naturräumlichen Haupteinheiten erfolgen musste.

Bei der Analyse ergaben sich also zum einen Unschärfen daraus, dass nicht direkt die Zielartengruppe erfasst wurde, zum anderen, dass die großräumige Homogenisierung lokale Effekte völlig verwischt. Unter Kenntnis dieser Schwierigkeiten wurden die Ergebnisse der Bruterfolgskartierung (MECKEL 1995 bis 2001) der Schleiereule dennoch genutzt, um den Zusammenhang zwischen Mäusevorkommen, dem daraus ableitbaren Prädationsdruck und der Reproduktionsleistung beziehungsweise der Populationsentwicklung des Feldhasen herzustellen. Denn für die in der vorliegenden Arbeit untersuchte Frage der Populationsentwicklung und -dynamik hat die Untersuchung einer Entlastung bzw. Verschärfung des Prädationsdruckes auf den Feldhasen in guten bzw. schlechten Mäusejahren einen hohen Stellenwert.

Ziel weiterer Untersuchungen sollte in diesem Kontext eine Differenzierung der Bruterfolge der Schleiereule auf kleinräumiger Ebene sein.

Die Gesamtbruterfolge der Schleiereule zeigten für den Untersuchungszeitraum sowohl jährliche als auch räumliche Unterschiede. Das Jahr 1997 stach durch seine überregional geringen Bruterfolge besonders deutlich hervor (Abb. 4-25 und Tab. 4-9), während beispielsweise im Jahr 1995 nur die Marsch mit niedrigen Bruterfolgen aufwartete. Nach den arithmetischen Mittelwerten über die sieben Untersuchungsjahre ergab sich ein West-Ost-Gefälle, das die Marsch mit niedrigeren durchschnittlichen Werten auszeichnete als die Geest und Hügellandbereiche.

Tab. 4-9: Gesamtbruterfolge der Schleiereule in Schleswig-Holstein (nach Meckel 1995 bis 2001)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Marsch	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93
Geest	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52
Hügelland	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82
Stichproben							
n Marsch	103	107	78	116	97	138	147
N Geest	139	282	167	199	291	318	425
n Hügelland	72	200	102	115	198	204	352
n gesamt	314	589	347	430	586	660	924

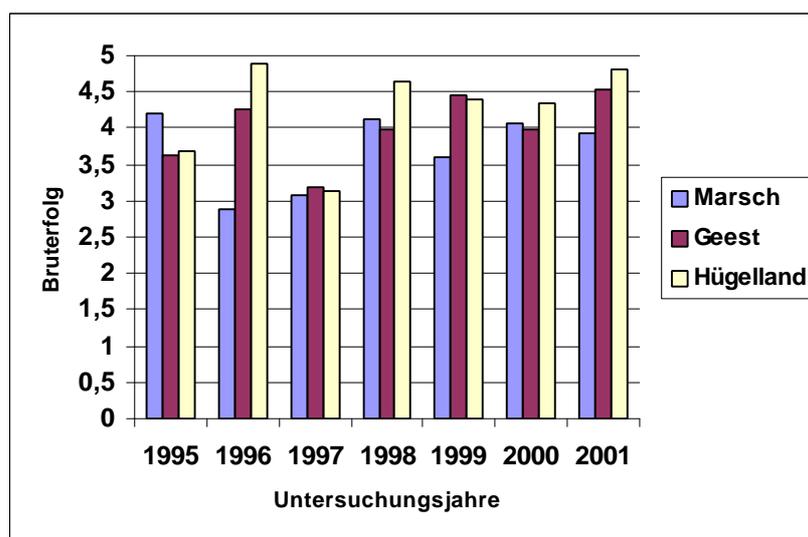


Abb. 4-25: Bruterfolge der Schleiereule in Schleswig-Holstein von 1995 bis 2001 (nach MECKEL 1995 bis 2001)

Unter der Voraussetzung der vermuteten Zusammenhänge zwischen Schleiereulenbruterfolg, Mäusevorkommen und Prädation konnte bereits zu diesem Zeitpunkt ein direkter Zusammenhang zwischen Feldhasendichte und Mäusevorkommen ausgeschlossen werden, da die Marsch mit den höchsten Feldhasendichten die niedrigste Mäusedichte aufwies. Allerdings wären die episodischen Mäusegradationen daraufhin zu überprüfen, in wieweit sie die Nettoerproduktionsleistung oder den Herbstbesatz des Feldhasen einer Fortpflanzungsperiode durch das vorhandene oder nicht vorhandene Angebot an Alternativnahrung für die potentiellen Beutegreifer beeinflussen.

Es wurden die Bruterfolgsraten der Schleiereule der einzelnen Jahre und Naturräume jeweils dem Herbstbesatz des Feldhasen in einem Referenzgebiet nach seiner Zugehörigkeit zum Hauptnaturraum zugeordnet und korreliert. Signifikant positive Korrelationen ($p < 0,05$) ergaben sich für die Referenzgebiete Hattstedter-Marsch (68200-60), Wiemersdorf (69800-10) und Tüttendorf (70103-10) (Anhang 8-9), so dass hier als Interpretation der Daten die Aussage zutreffen könnte, dass Jahre mit hohen Mäusedichten auch hohe Feldhasendichten erbringen. Eine signifikant negative Korrelation zeigte sich in den Referenzgebieten Pellworm (68000-10) und Jersbek (69500-20) (Anhang 8-9). Die übrigen 35 Referenzgebiete zeigten keine signifikanten Korrelationswerte und ein Mittelwert aus der Gesamtstichprobe ergab einen nicht bedeutenden Koeffizienten nahe null.

Mit der eingesetzten Methode ließen sich keine Anhaltspunkte dafür finden, dass ein verstärktes Auftreten von Mäusen eine hohe Reproduktionsleistung des Feldhasen erbringt. In der Konsequenz muss künftig die Haltbarkeit der Methodik zur Beantwortung dieser oder ähnlicher Fragestellungen geprüft werden.

Aus den bisherigen Ergebnissen muss die These der Funktion der Mäuseartigen als Alternativbeute potentieller Prädatoren des Feldhasen abgelehnt werden.

4.5 Brutpaardichten des Mäusebussards

Der Mäusebussard ist die häufigste Greifvogelart Mitteleuropas und wird aufgrund seines lokal hohen Dichtevorkommens möglicherweise als Prädator von Junghasen (POHLMAYER, mündl.) diskutiert. Um für den Untersuchungsraum einen möglichen Einfluss zu erörtern, wurden im Folgenden die Ergebnisse aus der im Methodenkapitel beschriebenen Erfassung vorgestellt.

Die 40 zu analysierenden Referenzgebiete lagen nach MEYNEN (1962) in insgesamt 19 naturräumlichen Untereinheiten, aus denen insgesamt 181 auswertbare Stichproben aus der genannten Erhebung im Jahr 1997 hervorgingen. Diese setzten sich zusammen aus Referenzgebieten des Wildtierkatasters Schleswig-Holstein, Jagdbezirken des Landes oder forstlichen Abteilungen bzw. Revierförstereien. Bei der Auswertung wurden Referenzgebiete und Jagdbezirke nicht differenziert betrachtet und den forstfiskalischen Revieren aus den genannten Gründen (Kap. 3.1.6) gegenübergestellt. Ferner standen der Auswertung 150 Stichproben aus privat verpachteten Jagdbezirken oder privaten Eigenjagden und 31 forstfiskalischen Revieren zur Verfügung. Dies entsprach im Mittel 12,7 % der Fläche der 19 tangierten

Naturräume, wobei der Erfassungsgrad zwischen 1,5 % in der Dithmarscher Marsch und 82,9 % im Oldenburger Graben variiert (Tab. 4-10).

Tab. 4-10: Brutpaardichten des Bussards in Naturräumen Schleswig-Holsteins

Naturraum (NR)	Stichprobe	BP / 100ha	Suchfläche	BP/100ha ohne Forst	Fläche NR	Erfassung (%)
68200	9	0,11	10230	0,11	57435	17,8%
68300	6	0,12	6676	0,12	50479	13,2%
68400	1		1060	0,10	70461	1,5%
69100	4	0,90	4065	0,89	45973	8,8%
69200	3	0,14	6200	0,14	52126	11,9%
69300	32	0,43	19938	0,44	130315	15,3%
69400	7	0,88	7690	0,91	47925	16,0%
69500	13	0,52	7867	0,50	70194	11,2%
69700	11	0,54	10459	0,38	103180	10,1%
69800	15	0,41	15298	0,46	115346	13,3%
70000	20	0,53	12917	0,52	102080	12,7%
70102	2	0,63	1110	0,63	9376	11,8%
70103	13	0,79	7977	0,68	38630	20,6%
70203	8	0,54	4238	0,54	46427	9,1%
70205	6	0,36	3644	0,36	4396	82,9%
70207	7	0,60	4668	0,66	16387	28,5%
70208	17	0,51	7256	0,51	54372	13,3%
70210	4	0,17	2942	0,12	39870	7,4%
70302	3	0,04	2385	0,04	18276	13,0%

Nach Hauptnaturräumen zusammengefasst wurden auf 10,1 % der Fläche der Nordseemarschen Brutpaardichten des Mäusebussards von 0,11 Brutpaaren je 100 ha festgestellt, während sich auf der Geest bei einem Erfassungsgrad in den berücksichtigten Naturräumen von 12,7 % der Fläche eine Brutpaardichte je 100 ha von 0,42 errechnete. Das östliche Hügelland, das auf 14,3 % der Fläche nach Bussardbruten abgesucht wurde, ist demnach mit einer Dichte von 0,46 Brutpaaren je 100 ha besiedelt. Diese großnaturräumliche Gliederung ist jedoch mit zu großen Unschärfen versehen, so dass es angebracht erscheint, die Faktorenanalysen mit den ermittelten Dichtewerten aus den naturräumlichen Untereinheiten durchzuführen. Allerdings müssen die hier vorgestellten Resultate mit Einschränkung betrachtet werden, da die Erfassungsgrade durchweg als zu gering erachtet wurden und eventuelle Korrelationen einer weiteren Prüfung bedürfen.

Als Ergebnisse wurden den Referenzgebieten der Marsch generell die Brutpaardichten von 0,11 je 100 ha zugeordnet. Diese Vereinfachung schien gerechtfertigt, da in der äußerst baumarmen Landschaft kaum Brutmöglichkeiten bestehen und die Ergebnisse aus der Nordfriesischen Marsch und von der Halbinsel Eiderstedt diese Zahl vorgaben. Für die Dithmarscher Marsch wurde dieser Wert wegen des geringen Zahlenmaterials interpolierend angenommen. Der möglicherweise resultierende Fehler aus dieser Betrachtung fiel bei der Fragestellung um den Einfluss des Bussards auf den Feldhasen in der vorliegenden Arbeit nicht ins Gewicht, da die hier angenommene Dichte ohnehin als zu gering erachtet wurde, als dass sich damit bei diesem Untersuchungsansatz ein merklicher Einfluss validieren ließe. Die eingesetzten Dichtewerte dürften also in dieser Form nicht als Basis in Hochrechnungen einfließen und fehlgedeutet werden.

Den Referenzgebieten außerhalb der Marsch wurden jeweils die Brutpaardichten zugeordnet, die sich aus der Lage der Untersuchungsflächen in der naturräumlichen Untereinheit ergaben. Die Dichteangaben sind im einzelnen Tab. 4-10 zu entnehmen. Daraus wurden sowohl die Dichten aus der Gesamtstichprobe ($n = 181$), der Stichprobe der rein forstfiskalischen Reviere ($n = 31$) und der nichtstaatlichen Reviere inklusive der Referenzgebiete ($n = 150$) ersichtlich.

Die möglichen Interaktionen zwischen Bussard und Feldhase wurden auf Basis der nichtstaatlichen Reviere überprüft, da diese Werte im Vergleich mit anderen Untersuchungen weitgehend zur Deckung gebracht werden konnten. Für den Dänischen Wohld (Naturraum 70103) lagen sogar seit 1978 Zählraten zum Bussardbrutvorkommen vor (MARTENS, briefl.), so dass diese Dichtewerte zur Verifizierung der eigenen Erhebungen verglichen werden konnten. Nach den Angaben von MARTENS (vgl. auch GRÜNKORN 2000) schwankte die Brutpaardichte in den vergangenen 24 Jahren zwischen 0,36 und 0,75 Brutpaaren je 100 ha, während die eigenen Resultate des Jahres 1997 mit 0,68 im Mittelfeld der Paralleluntersuchung lagen. Ein weiteres Beispiel, das das Heranziehen der genannten Datenbasis außerhalb der Marsch rechtfertigt, stammt aus einem 1.000 km² großen Untersuchungssektor von GRÜNKORN (2000) in der Umgebung von Schleswig. Naturräumlich liegt dieses Gebiet größtenteils in den Sanderflächen der Schleswiger Vorgeest, so dass die Dichtewerte auch mit diesem Bezugsraum vergleichbar waren. GRÜNKORN (2000) gab die Dichte in seinem Sektor mit 0,37 Brutpaaren je 100 ha an, während die Berechnungen für die Schleswiger Vorgeest mit 0,38 Brutpaaren damit annähernd identisch waren.

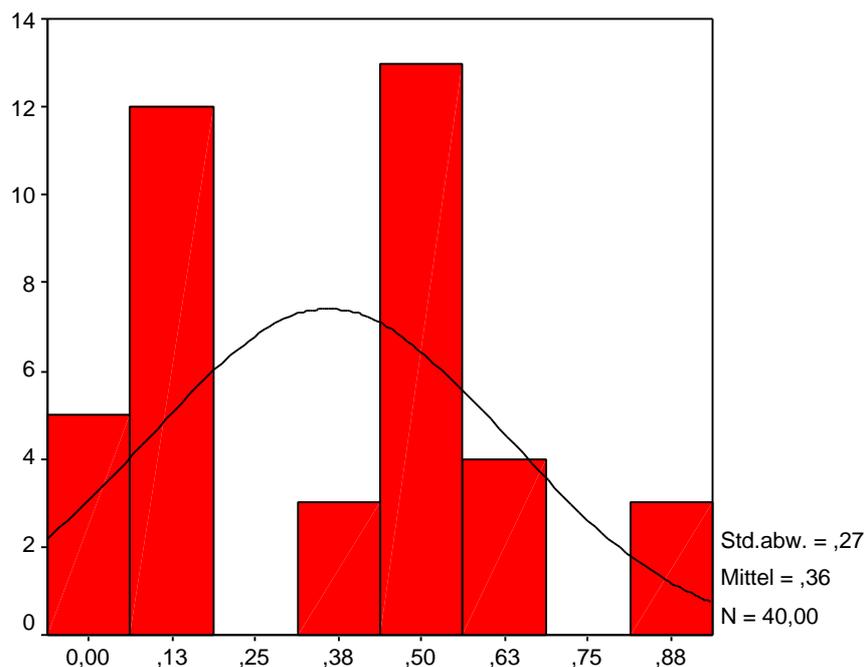


Abb. 4-26: Verteilung der Brutpaardichten des Mäusebussards in der Stichprobe (n=40) nach Naturräumen (vgl.Tab. 4-10 und Anhang 8-27)

Die auf der Basis der Brutpaarverteilung des Bussards nach den Naturräumen (MEYNEN et al. 1962) erreichte Zuordnung zu den Referenzgebieten ergab eine nicht normal verteilte Stichprobe (Tab. 4-10), weshalb hier eine Korrelationsberechnung nach der Methode von KENDALL durchgeführt wurde. Diese ergab eine zweiseitige Signifikanz ($p < 0,001$ bzw. $p = 0,03$) bei negativer Korrelation zwischen der Brutpaardichte des Mäusebussard und den Feldhasenbesätzen (

Tab. 4-11).

Tab. 4-11: Korrelationen der Brutpaardichte des Mäusebussards mit den Medianwerten der Feldhasendichten sowie der Nettozuwachsrate der Untersuchungsperiode

Kendall-Tau-b		Feldhase Frühjahr	Feldhase Herbst	Median Zuwachs
Brutpaardichte Bussard	Korrelations- koeffizient	-,339**	-,416**	-,197
	Sig. (2-seitig)	,003	,000	,081
	N	40	40	40

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

4.6 Die Grundlagenkarten der Referenzgebiete

Digitale Basiskarten lagen für 34 Referenzgebiete vor, für zwei weitere konnten die Angaben der Flächenzusammensetzung analysiert werden. Anhand dieser Karten waren die Flächengrößen der Referenzgebiete ebenso wie die Flächenanteile von Wald und Siedlung berechenbar. Des Weiteren wurden die Längenabmessungen der linearen Strukturen wie Hecken und Knicks, Gewässer und Verkehrsnetz messbar. Im Vergleich der Referenzgebiete wurden sowohl die Flächen- als auch die Längenangaben bezogen auf 100 ha Referenzgebietsfläche angegeben. Im Kapitel 2.2 wurden bereits die Gebietbeschreibungen im einzelnen vorgenommen, weshalb hier eine zusammenfassende Auswertung der geographischen Daten folgte.

Die folgenden Angaben beziehen sich auf die in Tabelle Tab. 4-12 ersichtlichen Ergebnisse. Insgesamt umfassten die 40 Referenzgebiete eine Fläche von etwa 38.100 ha, was einer durchschnittlichen Größe von 952 ha entsprach. Die Siedlungsanteile betragen für die Gebietsauswahl 4,7 % der Gesamtfläche, was unter dem Durchschnittswert für Schleswig-Holstein (Stat. LA, 2001) von 6,2 % rangiert. Dies erklärt sich daraus, dass städtische Bereiche nicht geeignet sind für derartige Untersuchungen und somit der ländliche Raum überrepräsentiert ist.

Tab. 4-12: Kartierergebnisse in den Referenzgebieten (Angaben Größe in ha; Siedlung, Wald in ha/100ha; Angaben Verkehrsnetz, Knicks, Gewässer (hier lineare) in km/100ha)

Referenzgebiet	Gebietsnummer	Größe	Siedlung	Wald	Verkehrsnetz	Knicks	Gewässer
Pellworm	68100-10	894,0	6,2	0,0	2,6	0,0	13,2
Wrixum	68000-10	975,0	3,9	1,5	3,8	0,1	9,5
Borgsum	68000-30	550,6	6,4	1,1	4,5	3,6	7,8
Reußenköge	68200-20	971,3	2,4	0,2	3,0	0,4	7,6
Bargum	68200-30	944,0	4,9	0,8	3,2	0,3	15,0
Langenhorn	68200-50	1082,0	2,8	0,1	3,2	0,0	12,8
Hattstedt	68200-60	919,7	1,7	0,3	3,6	0,0	30,0
Süderlügum	68200-70	1000,0					
Galmsbüll	68200-80	1011,2	0,9	0,0	2,5	0,0	16,0
Nordstrand	68200-90	962,5	4,3	0,4	7,3	0,1	7,3
Welt	68300-40	924,0	4,0	0,7	3,0	0,0	9,0
Katinger Watt	68300-80	975,0	0,0	38,4	3,8	0,0	6,1
Wesselburener Koog	68400-50	1084,2	5,8	0,5	2,1	0,0	6,2
Ostenfeld	69100-10	1048,6	1,3	20,2	2,1	8,7	7,4
Immenstedt	69100-20	1119,0	3,7	5,3	3,2	0,6	3,8
Wildes Moor	69200-30	947,7	0,0	1,6	2,6	0,1	17,2
Arkebek	69300-30	614,4	3,7	24,4	3,6	6,1	1,3
Beldorf	69300-60	1020,0	5,0	11,9	4,4	8,8	1,4
Bokholt_Hanredder	69400-10	1010,7	17,4	11,9	4,1	4,1	3,7
Jersbek	69500-20	629,0		19,4			
Alt Duvenstedt	69700-40	972,4	2,4	6,3	4,5	6,7	5,8
Timmersiek	69700-50	892,0	5,5	2,7	3,2	4,0	5,0
Wiemersdorf	69800-10	864,2	3,5	0,2	4,0	4,9	1,6
Kellinghusen	69800-50	1074,7	8,0	6,0			
Schwackendorf	70000-10	1024,0	7,6	2,4	7,4	4,4	4,1
Langballig	70000-30	1215,8	7,9	6,2	3,7	3,8	0,7
Stangheck	70000-40	660,2	4,8	1,0	2,1	6,3	0,3
Hostrup	70000-60	1263,7	3,9	4,3	2,8	1,6	1,3
Norderbrarup	70000-70	978,0	8,7	5,1	3,5	4,6	1,5
Struxdorf	70000-80	969,1	6,4	2,5	3,3	1,1	1,5
Ramsdorf	70102-10	600,0	8,3	3,3	2,7	8,3	0,5
Tüttendorf	70103-10	955,3	4,5	0,7	3,0	5,3	1,3
Grönwohld	70103-20	1142,0	7,4	11,2	3,6	3,9	1,2
Barsbek	70203-10	1005,4	3,8	2,0	2,8	4,1	6,9
Antoinettenhof	70205-10	756,0	1,2	5,2	1,1	0,7	0,9
Ottendorf	70207-10	1097,8	7,2	0,4	3,0	6,9	4,2
Bösdorf	70208-40	1000,0					
Bad Schwartau	70210-10	880,3	0,8	6,4	3,2	3,4	1,6
Schlagsdorf	70302-10	1115,7	3,4	0,1	3,2	4,5	1,5
Katharinenhof	70302-20	946,0	3,2	0,4	2,0	3,7	0,6

Ebenfalls niedriger als der Landesdurchschnitt von 9,5 % (Stat. LA, 2001) war der Waldanteil mit 5,4% in den bewertbaren Referenzgebieten. Dies begründet sich daraus, dass bei der Zielart Feldhase als vornehmliche Offenlandart die Waldareale nicht vergleichbar bedeutend für die Populationen sind. Zudem ist aus technischen Gründen die Scheinwertf taxation zur Besatzermittlung in Wäldern methodisch nicht durchführbar. Organisatorisch hatte sich erge-

ben, dass die mitarbeitenden Gebietsbetreuer nur ausnahmsweise aus forstfiskalischen Reservieren stammten, die landeseigenen Forstflächen aber das Gros des Waldanteils in Schleswig-Holstein ausmachen, weshalb sich auch aus der ungleichmäßigen Verteilung des Waldbesitzes eine Unterrepräsentanz ergab.

Die linearen Strukturen konnten nicht vergleichend mit den Landeswerten angegeben werden, da die dafür notwendigen ATKIS – Daten nicht vom Landesvermessungsamt zur Verfügung gestellt wurden und teilweise auch dort noch nicht vorliegen.

Das Verkehrsnetz maß im Durchschnitt der 36 Referenzgebiete 3,4 km, was die insgesamt ländliche Struktur der ausgewählten Untersuchungsflächen weiter unterstreicht.

Ökologisch interessant war das Vorkommen von linearen Gewässerstrukturen und dem Hecken- bzw. Knicknetz. Im Mittel der Gebietsauswahl betrug die Länge der Heckenstrukturen 3,1 km je 100 ha Fläche und die der Wasserläufe 6,0 km je 100 ha.

In diesem Kontext würde eine differenzierende Berechnung der Längenparameter nach der Hauptnaturraumzugehörigkeit interessant. Die Marschgebiete, die sich fast auf Meeresniveau befinden und in denen eine Bewirtschaftung nur bei entsprechender Entwässerung möglich ist, weisen eine durchschnittliche Länge des Grabensystems von 11,7 km je 100 ha auf, während in dieser fast baum- und strauchfreien Landschaft nur 0,4 km Hecken je 100 ha gemessen wurden. In der Summe der ökologisch als Lebens- und Wanderraum wichtigen Linearstrukturen ergab sich für die Marsch ein Gesamtindex von 12,1 km je 100 ha.

Dieser betrug für die Geestgebiete immerhin noch 10,1 km je 100 ha, setzte sich aber völlig andersartig zusammen. Neben einem Fließgewässer- und Entwässerungsnetz von 5,2 km je 100 ha existierte hier in weiten Teilen ein noch recht umfangreiches Knicknetz mit einer mittleren Längenausdehnung von 4,9 km je 100 ha. Anhand dieser Befunde wurde ersichtlich, dass die Geest ein recht inhomogener Großlebensraum ist, in dem weiträumige Tiefländer der Flüsse und Bäche mit ausgedehnten Grabensystemen existieren und sich mit den Geestrücken mit deren relativ umfangreichem Knicknetz als Begrenzung der Feldflächen abwechseln.

Ein Knicknetz in geringerem Umfang (4,2 km je 100 ha) besteht auch noch in den Referenzgebieten des Östlichen Hügellandes. Allerdings spielt hier die Oberflächenentwässerung eine deutlich geringere Rolle als auf der Geest. Die linearen Gewässerstrukturen setzten sich größtenteils aus natürlichen Gerinnen zusammen und erreichten im Durchschnitt nur 1,9 km Länge je 100 ha Gebietsfläche. In der Summe erreichten die biotopvernetzenden Linearstrukturen des Östlichen Hügellandes nur 6,1 km je 100 ha und lagen damit deutlich unter den Werten der beiden anderen Hauptnaturräume.

Diese Darstellung nach Hauptnaturräumen darf nicht darüber hinweg täuschen, dass die Mittelwertsergebnisse die Inhomogenität in diesen Raumeinheiten kaschieren. Aus diesem

Grund sind die Resultate mit den Ergebnissen aus der Knicklängen- und Gewässerlängenberechnung sowie der Summe aus beiden einer hierarchischen Clusteranalyse unterzogen worden, um die Hypothese zu prüfen, inwiefern die Landschaftsausstattung an naturräumliche Grenzen gebunden ist.

Das Programm SPSS 10.07 bestimmte unter Anwendung der WARD-Methode, bei quadriertem euklidischen Distanzmaß und durchgeführter Z – Transformation drei deutlich getrennte Cluster.

Dabei wurden die Marschgebiete, die ein Grabensystem mit mehr als 10 km Länge je 100 ha aufweisen, sowie das Gebiet in der Eider – Treene – Sorge Niederung (69200-30, Wildes Moor) in ein Cluster gestellt. Die zweite Gruppierung vereinigte die weniger stark strukturierten Marschgebiete mit vier Referenzgebieten, die einen Gesamtlinearindex von unter fünf km Längenausdehnung besaßen.

Alle übrigen Gebiete waren mit dieser Methode und dem eingesetzten Datenpool nicht weiter zu differenzieren.

Das Ergebnis zeigte, dass nach der Referenzgebietsauswahl und bei Verwendung der Daten der Linearstrukturen lediglich die Marschgebiete mit statistischer Methode isoliert werden konnten.

4.7 Flächennutzungskartierung der landwirtschaftlichen Flächen in den Referenzgebieten

4.7.1 Die Verteilung von Ackerland und Grünland

Die Flächennutzungskartierung gliedert die landwirtschaftliche Nutzfläche zunächst nach Dauergrünland- und Ackerflächen. Diese Angaben konnten für 39 Referenzgebiete gemacht werden. Die in Prozentwerten ausgedrückte Verteilung der Grün- und Ackerlandnutzung in den Referenzgebieten wurde in einem ersten Schritt als Einzelergebnis betrachtet und bereits unter Kapitel 2.2 erwähnt. Eine Ergebniszusammenstellung ist Anhang 8-1 zu entnehmen.

Neben der Einzelfallbeschreibung waren Fragen der Repräsentanz von Interesse, wenn die Ergebnisse aus den Referenzgebieten auf größere Raumsysteme extrapoliert werden soll-

ten. Als potentielle Hochrechnungsebene waren zunächst die Hauptnaturräume auf ihre landschaftlichen Ähnlichkeiten mit der hier analysierten Stichprobe aus 39 Referenzgebieten zu prüfen. Die vergleichende Ackerland – Grünland Verteilung sollte in dieser Fragestellung erste Hinweise ergeben.

Die Resultate aus der Stichprobe der 39 Referenzgebiete wurden hierzu mit den Werten aus den Erhebungen der Bodennutzung in Schleswig-Holstein im Jahr 1996 (Stat. LA, 1996) verglichen, da die Basiskartierung in den Untersuchungsflächen ebenfalls aus diesem Jahr stammte.

Für die Marsch sind nach Stat. Landesamt 48,4 % der landwirtschaftlichen Fläche als Ackerland genutzt, während die eigene Stichprobe aus elf Referenzgebieten (ohne die beiden Föhrer Gebiete, die als Geestinseln dementsprechend nicht der Marsch zugeordnet sind) zu einem Anteil von 43,7 % als Ackerland genutzt wurden. Die ackergenutzten Flächen waren damit um 4,7 % gegenüber dem Hauptnaturraumdurchschnitt unterrepräsentiert. Dies sollte bei Weiterführung der Untersuchungen durch eine Stichprobenausweitung ausgeglichen werden, allerdings ist die Differenz der Ergebnisse durchaus tolerabel.

Für eine Extrapolation der Hasenbesätze müssten nach den Ergebnissen aus Kapitel 4.1.3.3 die beiden Föhrer Referenzgebiete der Populationsdichte nach eher als der Marsch zugehörig interpretiert werden. Daher wurden für diese Fragestellung die Landwirtschaftsflächen der nordfriesischen Geestinseln zu den Marschflächen hinzugezogen und die Verhältnisse neu berechnet. Danach errechnete sich laut Statistischem Landesamt ein Ackerlandanteil von 47,1 % und für die eigene Stichprobe der Vergleichswert von 41,3 %, so dass die Differenz mit dieser den Populationsverhältnissen besser angepassten Flächenzuordnung auf 5,8 % erhöht wurde.

Bei den Berechnungen für den Hauptnaturraum „Geest“ wurden dem zu Folge die Flächen der Geestinseln subtrahiert und aufgrund der geringen eigenen Stichprobe aus elf Referenzgebieten zu diesem Zeitpunkt von der Differenzierung nach Hoher Geest und Vorgeest abgesehen. Die Berechnungen für die gesamte Natureinheit ergaben einen Ackeranteil von 38,2 %, die der Referenzgebietsstichprobe 37,2 % und damit ein Ergebnis auf fast gleichem Niveau. Nach dieser Gesamtbeurteilung sind die Resultate zunächst auf vergleichbarem Niveau.

Noch enger zusammen lagen die Werte für die Berechnungen der landwirtschaftlichen Ausrichtung im Östlichen Hügelland. Bei einer Stichprobe aus fünfzehn Referenzgebieten wurden Ackeranteile von 78,9 % bestimmt, die Daten der Landesamtserhebungen lagen bei 78,4 %.

Während also die Referenzgebietsauswahl eine gut vergleichbare Verteilung von Ackerland und Grünland für die Hauptnaturräume aufzeigte, war die Stichprobe nur ausnahmsweise in

der Lage, die einzelnen Naturräume zu repräsentieren (Anhang 8-25). Dies ist zum einen die Folge der zu geringen Anzahl der je Naturraum vorhandenen Untersuchungsgebiete, zum anderen der nicht ausreichenden Untersuchungsfläche. Aufgrund der heterogenen Landschaftsausstattung eines Naturraums würden deutlich mehr Referenzgebiete benötigt, um eine Repräsentanz in den einzelnen Naturräumen zu erreichen.

Eine ideale Anzahl von Referenzgebieten einer bestimmten Größe und des zu berücksichtigenden Flächenanteils ist allerdings nach derzeitigem Wissensstand nicht zu definieren. Diese sollte sich aber bei populationsbiologischen Untersuchungen von Feldarten, bei denen Abundanzen hochgerechnet werden, mindestens an der übereinstimmenden Verteilung von Grünland zu Ackerland orientieren, die in der hochzurechnenden räumlichen Einheit vorherrscht.

Aus den Ergebnissen der 39 Gebietsanalysen konnte keine statistisch begründete Folgerung für die notwendige Anzahl an Referenzgebieten abgeleitet werden, dennoch können nach den Ergebnissen Richtgrößen aus den gesammelten Erfahrungswerten und Ergebnissen für die Weiterführung und / oder die Ausweitung der Untersuchungen angegeben werden.

Unter den Voraussetzungen einer mittleren Referenzgebietsgröße von durchschnittlich 1.000 ha (+/- 50 ha) und einem Anteil landwirtschaftlicher Flächen zwischen 75 und 85 % ist bei einer anzustrebenden Flächendeckung durch die Referenzgebiete von mindestens 7,5 % der landwirtschaftlichen Fläche je Naturraum eine Mindestanzahl von zwei Referenzgebieten zu empfehlen. Die Anzahl müsste sich darüber hinaus an der Naturraumgröße orientieren. Dazu wird der Anteil von 7,5 % der landwirtschaftlichen Fläche bestimmt und über die Basiszahl von zwei Referenzgebieten pro Naturraum je neu angefangene Tausendhektar ein weiteres Referenzgebiet erforderlich. Betragen 7,5 % einer Naturraumfläche fiktive 4.232 ha, werden mindestens sechs Referenzgebiete erforderlich, die in der Summe dieser Landwirtschaftsfläche entsprechen sollten.

Für Schleswig-Holstein wäre unter Einhaltung der genannten Voraussetzungen eine Mindestzahl von 111 Referenzgebieten mit der aus Anhang 8-25 ersichtlichen Naturraumzuteilung notwendig, was allerdings mit einem in dieser Arbeit nicht mehr zu leistenden organisatorischen Aufwand verbunden gewesen wäre. Eine solche Untersuchung bliebe demnach einer erweiterten Organisation mit einer Mehrzahl an geschulten Mitarbeitern unter wissenschaftlicher Anleitung vorbehalten.

Diese Vorgaben sind also wie erwähnt nicht als statistisch gesichert anzusehen und garantieren ohne Prüfung nicht die erforderliche Repräsentanz (siehe Nordfriesische Marsch, Anhang 8-25). Es ist jedoch davon auszugehen, dass damit eine wesentliche Verbesserung des Repräsentativitätsgrades erreicht werden kann (siehe Angeln, Nordoldenburg und Fehmarn, nordfriesische Geestinseln, Anhang 8-25).

4.7.2 Die Ackernutzung auf den Referenzgebietsflächen

Eine Flächennutzungskartierung konnte digital auswertbar für eine reduzierte Stichprobe aus 27 Referenzgebieten erfolgen. Die Auswertung beschränkte sich auf die Hauptfeldfrüchte Weizen (über 90 % Winterweizen), Gerste (über 90 % Wintergerste), Roggen, Mais, Zuckerrüben, Gemüse (allgemein), Hackfrüchte. Darüber hinaus sind die Flächenanteile der landwirtschaftlichen Bracheflächen einbezogen. Mit dieser Gruppe aus neun Ackernutzungsformen sind nach den Angaben des Stat. Landesamtes zur Bodennutzung in Schleswig-Holstein (Stat. LA, 1996) 92,8 % der Ackerflächen abgedeckt. Für die eigene Stichprobe wurden mit dieser Auswahl 93,2 % der Feldflächen beschrieben. Diese hohen Anteilswerte zeigen, dass für Schleswig-Holstein eine weitere Differenzierung bei überregionalen Fragestellungen keine zusätzlichen zielführenden Aspekte erwarten lässt.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse der beiden Vergleichsflächenstichproben ergaben für viele Anbauformen gute Übereinstimmungen, allerdings musste die Anzahl der eigenen Probestellen als zu gering bezeichnet werden, um die jährlich alternierenden und nicht synchronen Fruchtfolgen auf Hauptnaturraumebene ausreichend beschreiben zu können (Anhang 8-28). Die durchweg größten Unterschiede zeigten sich für die Kartierung der Bracheflächen. Bis auf die Vergleichsflächen der Vorgeest waren die Bracheanteile in der Referenzgebietsauswahl unterdurchschnittlich vertreten. Besonders groß war die Differenz im Östlichen Hügelland, wo nach den eigenen Kartierungen die Bracheanteile bei 3,6 % lagen, während die Auswertungen des Stat. Landesamtes 9,5 % ergeben. Diese Differenzen basieren wahrscheinlich nicht auf tatsächlichen Landschaftsunterschieden in dieser Höhe, sondern sind Folge einer nicht kongruenten Kartierweise. Die Mitarbeiter im Wildtierkataster sollten Ackerbrachen sowie Stilllegungsflächen und als dritte Kategorie, „Naturbrachen“ differenzieren. Diese Unterscheidung ist häufig subjektiv geschehen, was resultierende Abweichungen miterklärte. Für künftige Kartierungen ist unbedingt zu empfehlen, den Komplex „Brache“ in seinen Facetten sehr genau zu definieren, da Fehlbeurteilungen sonst nicht auszuschließen sind.

Die Flächennutzungskartierung musste in ihrer Auswertung auf das einzelne Referenzgebiet beschränkt bleiben und kann derzeit nicht in die Flächenrepräsentativitätsanalyse eingehen.

4.7.3 Clusteranalyse der Referenzgebiete in Bezug auf die Landschaftsausstattung

Eine Sortierung der Referenzgebiete wurde mit Hilfe der hierarchischen Clusteranalyse (Ward-Methode, quadriertes euklidisches Distanzmaß) anhand z-transformierter Werte vorgenommen. Darin enthalten waren die Länge der Knicks, der linearen Gewässer sowie die Summe aus beiden Parametern und der prozentuale Ackeranteil, die Anzahl der Feldfrüchte, die Anzahl der dominanten Feldfrüchte sowie der mittlere Anteil der dominanten Feldfrüchte an der Ackerfläche.

Die Analyse konnte für 26 Gebiete durchgeführt werden, da nicht für alle Probeflächen die jeweiligen Daten vorlagen. Die erfolgte Zuordnung zeigte, dass die Naturraumzugehörigkeit nicht ausschlaggebend war. So ist beispielsweise das Gebiet „Wesselburener Koog“ (68400-50, Dithmarscher Marsch) als einziges Marschgebiet in einer Gruppe aus Geest- und Hügellandflächen (Abb. 4-27). Andererseits ist das Gebiet „Wildes Moor“ (69200-30, Eider-Treene-Niederung) assoziiert mit den Marschgebieten mit den höchsten Grünlandanteilen.

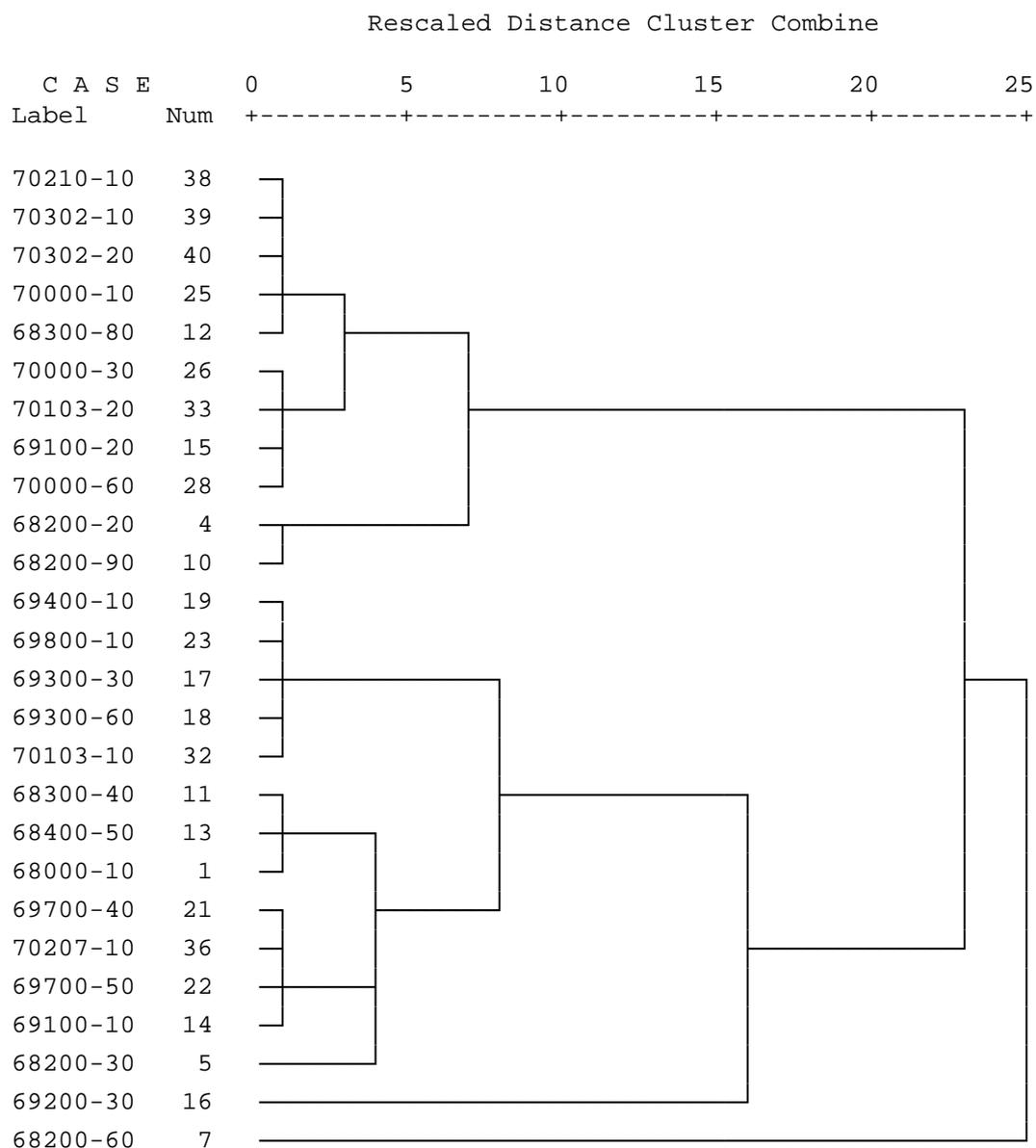


Abb. 4-27: Hierarchische Clusteranalyse mehrerer Landschaftselemente (siehe Text)

4.8 Die Taxationsflächen in den Referenzgebieten

4.8.1 Größe der Taxationsflächen

Nach PEGEL (1986) werden als Taxationsflächengröße für Referenzgebiete mindestens 200 ha angestrebt, was in der vorliegenden Untersuchung bei einer mittleren Zählflächengröße

von etwa 290 ha deutlich übertroffen wurde. Die kleinste Taxationsfläche misst 145 ha, während in anderen Gebieten bis zu 600 ha abgeleuchtet wurden (Anhang 8-11).

Im Mittel entsprach dies einem Referenzgebietsanteil von 31,4 %, wobei die abgeleuchteten Gebietsanteile zwischen 11,9 % und 68,8 % schwankten. Zählflächen von weniger als 20 % wurden in vier Referenzgebieten abgeleuchtet, während in fünf Gebieten auf mehr als 40 % der Gesamtfläche Feldhasen gezählt wurden.

4.8.2 Repräsentativität der Taxationsflächen

Da es sich bei der eingesetzten Methode zur Bestimmung der Feldhasenabundanzen um eine Stichprobenzählung handelte, mussten die Voraussetzungen erörtert werden, die eine Hochrechnung auf einen bestimmten Gebietsausschnitt erlaubten. Die unterste Hochrechnungsebene, die die Ergebnisse der Zählung in der Taxationsfläche auf die Referenzgebietsfläche extrapoliert, muss als Basis für jede weitere populationsbiologische Analyse einen möglichst hohen Grad an Flächerepräsentativität gewährleisten. Die Taxationsfläche soll weitestgehend die Verhältnisse der Landschaftszusammensetzung im Referenzgebiet widerspiegeln, wobei Waldflächen aber auch Bracheflächen jeder Art, die einen höheren Bewuchs aufzeigten, aufgrund der nicht gegebenen Einsehbarkeit nicht als Zählflächen geeignet sind. Insbesondere die Waldflächen werden demnach von der späteren Flächenextrapolation ausgeschlossen (Kap. 3.1.2).

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen erfüllten zu den Zählzeitpunkten die Bedingungen für eine erfolgreiche Scheinwerferzählung am besten, so dass sich die Taxationsflächen zum überwiegenden Teil aus Grün- und Ackerlandflächen zusammensetzten.

Dieses Verhältnis zwischen Dauergrünland und Ackerland war aus den Kartierungen in den Referenzgebieten bekannt und im Vergleich mit den Flächenanteilen in den Taxationsflächen konnten erste Aussagen zur Repräsentativität der Zählflächenauswahl getroffen werden.

Dazu wurde die Grünland – Ackerlandverteilung in den Taxationsflächen bestimmt und als Prozentwert den Flächenverteilungen im jeweiligen Referenzgebiet gegenübergestellt. Für 37 Gebiete konnten diese Werte gebildet werden. Um die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Zählflächenzusammensetzung und der Referenzgebietsaufteilung darzustellen, wurden die prozentualen Dauergrünlandanteile der beiden Aggregationsebenen subtrahiert. Der Mittelwert der Differenz ergab für die Stichprobe ($n = 37$) eine Abweichung von durchschnittlich 0,4 % (Anhang 8-10), wobei die Schwankungsbreite zwischen 0,0 und 8,0 % lag. Diese hohe Ähnlichkeit in der Verteilung der Nutzungsformen zwischen Taxations- und Referenzgebietsfläche bestätigte zum einen die Qualität der methodischen Durchführung

und Auswahl der abgeleuchteten Flächen und ließ zum anderen die Hochrechnung auf den Gesamtfeldhasenbesatz in den Referenzgebieten als relativ realitätsnahe Extrapolation erscheinen.

Die Verteilung von Ackerland und Grünland war im Wandel der Landschaft jedoch nicht als eine fixe Größe zu betrachten, sondern musste in den Wiederholungskartierungen ständig überprüft werden. Bei der durchschnittlich etwa ein Drittel der Gesamtfläche des Referenzgebietes betragenden Taxationsfläche war nach diesem Ergebnis, das eine hohe Kongruenz der analysierten Verteilung bestätigen konnte, eine dauerhafte Gewährleistung der Repräsentativität zu erwarten.

Aufgrund der bisherigen Kartierweise in den Referenzgebieten, die als Sommerkartierung nicht die ackerbaulichen Verhältnisse während der Zählzeitpunkte widerspiegelte und darüber hinaus in der Regel nicht schlagweise durchgeführt wurde, konnte ein anteilsgenauer Vergleich der Ackerlandnutzung in den Taxationsflächen und dem gesamten Referenzgebiet nicht erfolgen. Bei den relativ großen abgeleuchteten Flächenanteilen waren die zu erwartenden Unterschiede als gering einzustufen, sollten aber in der Fortführung eines derartigen Projektes stichprobenartig überprüft werden.

4.9 Klimatische Bedingungen während des Untersuchungszeitraums

Zur Beschreibung der klimatischen Bedingungen in den Referenzgebieten während der Untersuchungsjahre waren - wie in Kapitel 2.2 beschrieben - zehn Stationen des Deutschen Wetterdienstes in Schleswig-Holstein ausgewählt worden, denen jeweils die nächstgelegenen Referenzgebiete zugeordnet worden waren.

Während in die später folgenden Analysen die in Dekaden zusammengefassten Klimadaten eingingen (Anhang 8-23 und Anhang 8-24), wurden im Folgenden zur Charakterisierung der jährlichen Wettersituation und zur vergleichenden Darstellung der Bedingungen in den Klimastationen die Jahresmittelwerte der Temperatur und der Jahresniederschlagssumme betrachtet.

Die Jahresmittelwerte der Temperatur schwankten je nach Station und Jahr zwischen 6,9°C und 10,6°C, lagen für die verschiedenen Stationen aber sehr nah beieinander und zeigten während der Untersuchungsperiode annähernd gleiche absolute Werte (Kap. 4.9). Um die Temperaturdaten ausreichend nach ihrem Einfluss auf die Feldhasenpopulation zu gewich-

ten, wird es aufgrund dieser überregionalen Übereinstimmungen für künftige Untersuchungen nicht mehr erforderlich sein, eine solche Vielzahl von Stationen zu berücksichtigen.

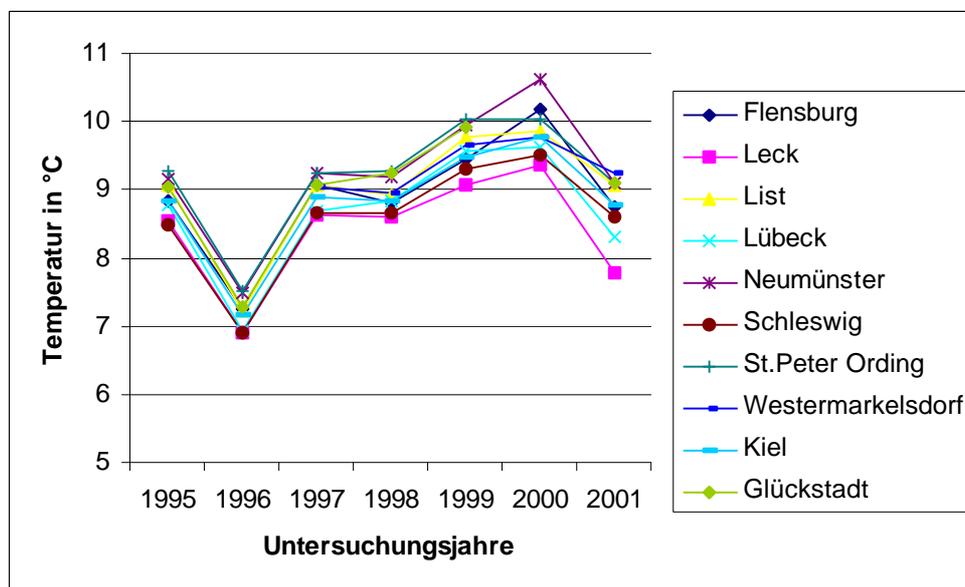


Abb. 4-28: Vergleich der Temperaturverläufe (Jahresmitteltemperatur in °C) aus 10 Klimastationen (DWD) in Schleswig-Holstein

Deutlich differenzierter zeigte sich die Darstellung der Jahresniederschlagssummen. Hier war ein Ost-West-Gefälle erkennbar, wobei auf den Nordseeinseln (hier Sylt) als dem Festland westlich vorgelagerte Standorte geringere Niederschläge gemessen wurden. Die größten Niederschlagsmengen fielen im Durchschnitt auf der Geest, hier insbesondere im Raum Flensburg mit einem Höchstwert von 1301,8 mm / a, während sich die Niederschläge nach Osten hin verringerten. Auf Fehmarn wurden im Vergleich zu den übrigen Werten deutlich nach unten abweichenden Mengen registriert (Abb. 4-29). Die niedrigste Niederschlagssumme in der Untersuchungsperiode lag hier bei nur 429,6 mm / Jahr.

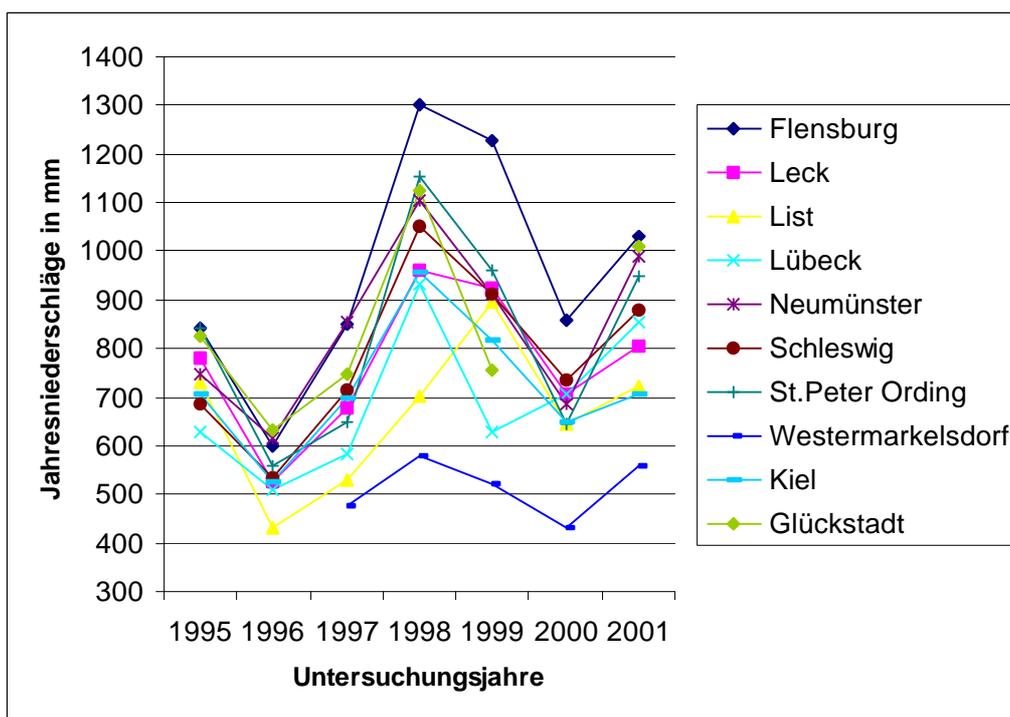


Abb. 4-29: Vergleich der Jahresniederschläge aus 10 Klimastationen (DWD) in Schleswig-Holstein

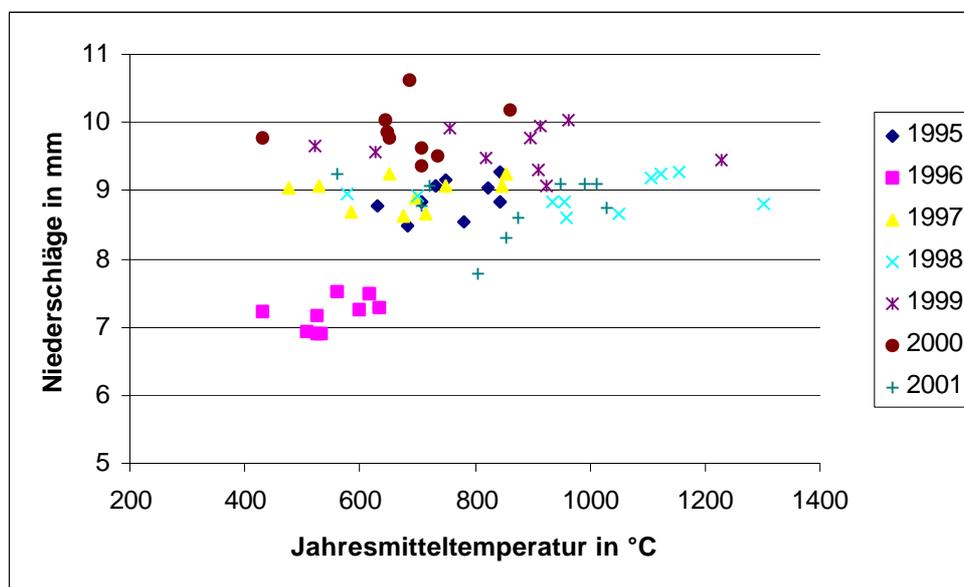


Abb. 4-30: Vergleich der Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagssummen aus 10 Klimastationen des DWD

Zur Beschreibung der klimatischen Besonderheiten der einzelnen Jahre eignete sich die Darstellung der Niederschlags- und Temperaturwerte als X/Y-Koordinaten (Abb. 4-30). In diesem Punktediagramm fiel mit den geringsten Niederschlägen bei gleichzeitig niedrigen Temperaturen das Jahr 1996 auf, während die übrigen Messdaten in einer größeren, wenig

zu differenzierenden Punkteloge lagen. Hier lieferten die Jahre 1995, 1997, 1998 und 2001 nah beieinander liegende Temperaturdaten und die Schwankungsbreite über diese Jahre und die Klimastationen bewegte sich zwischen 8,5°C und 9,2°C. Nur wenig darüber lagen die Temperaturwerte des Jahres 1999, allerdings wurden die höchsten Temperaturen im Jahr 2000 gemessen.

Das Ausnahmejahr 1996 mit den durchschnittlich geringsten Niederschlägen stand im deutlichen Gegensatz zu den Jahren 1998, 1999 und 2001, in denen jeweils überdurchschnittliche Regenfälle auftraten.

Um die Auswirkung der Jahresklimadaten auf die Feldhasenpopulation zu prüfen, wurden aufgrund der Normalverteilung der Zuordnung der Klimawerte Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag bivariate Korrelationen nach PEARSON durchgeführt. Es ergab sich nach den schwachen Signifikanzen kein Hinweis auf eine mögliche Einflussnahme der Jahresklimawerte auf die Populationsparameter mittlerer Frühjahrs- oder Herbstbesatz bzw. mittlerer Nettojahreszuwachs.

Tab. 4-13: Korrelationen zwischen den Populationsparametern des Feldhasen und den klimatischen Jahresmittelwerten

		abs. Frühj. Med.	abs. Herb. Med.	Median Zuwachs	Jahres- niederschlag	Jahresmittel- temperatur
Abs. Frühj. Med.	Korrelation nach Pearson	1,000	,971**	,243	,095	,150
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130	,560	,357
	N	40	40	40	40	40
abs. Herb. Med.	Korrelation nach Pearson	,971**	1,000	,342*	,038	,210
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031	,818	,192
	N	40	40	40	40	40
Median Zuwachs	Korrelation nach Pearson	,243	,342*	1,000	-,201	,072
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,	,214	,657
	N	40	40	40	40	40
Jahresniederschlag	Korrelation nach Pearson	,095	,038	-,201	1,000	-,146
	Signifikanz (2-seitig)	,560	,818	,214	,	,369
	N	40	40	40	40	40
Jahresmitteltemperatur	Korrelation nach Pearson	,150	,210	,072	-,146	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,357	,192	,657	,369	,
	N	40	40	40	40	40

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Diese Form der Analyse der Wirkung klimatischer Einflussgrößen erschien jedoch nicht ausreichend, um die jährlichen Abläufe in den Referenzgebieten zu fassen. Daher wurden die zu Dekaden zusammengefassten Werte der Niederschlagssumme und der Tagesmitteltemperatur mit den mittleren Raten des realisierten Nettozuwachses und der Wintersterblichkeit der Referenzgebiete korreliert. Es wurde nicht mit den Zuwachsraten der einzelnen Gebiete operiert sondern mit den Medianen der Jahreswerte Zuwachs und Sterblichkeit, da das Klima als überregional wirksame Komponente nur ausnahmsweise lokale Wirkungen zur Folge hat (z.B. Überschwemmung). Die Klimadaten der Jahre 1995 bis 2001 sind für die Korrelationen von der Station des Deutschen Wetterdienstes in Schleswig übernommen.

Aus den Gegenüberstellungen der Zuwachsleistung des Feldhasen mit den Temperaturmittelwerten ergaben sich signifikant positive Korrelationen für die 2. und 3. Dekade im April ($p < 0,02$) und negative Korrelationen für die 3. Dekade im Juni und die 1. im Juli ($p < 0,05$). Die Mitteltemperatur des gesamten Juli ist ebenfalls signifikant negativ korreliert zu den Nettozuwachsraten. Als Scheinkorrelation konnte das hohe Signifikanzniveau der 1. Novemberdekade gelten, da die Reproduktionsphase dann abgeschlossen ist (Anhang 8-23).

Ebenfalls korreliert wurden die Zuwachsraten mit den Niederschlagssummen der einzelnen Dekaden. Negative Einflüsse hoher Niederschläge konnten für die Reproduktionsperiode mit einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ für die 3. Dekade im Februar, die 2. Dekade im Juni und die 2. Dekade im Juli gefunden werden (Anhang 8-24).

Aus den summierten Niederschlägen der 2. und 3. Märzdekade sowie der 1. und 2. Aprildekade resultierte die engste negative Korrelation ($p < 0,01$), so dass besonders diese Frühjahrestage die Reproduktionsleistung des Feldhasen maßgeblich beeinflussen.

Mit den gleichen Analysemethoden wurde versucht, den Einfluss der Klimawerte auf die Wintersterblichkeit zu testen. Es ergaben sich für keine Dekaden- oder Monatswerte signifikante Korrelationen zur festgestellten Wintersterblichkeit des Feldhasen. Das Klima scheint also die winterliche Überlebensleistung des Feldhasen in Schleswig-Holstein nicht zu beeinflussen.

5 Diskussion

Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchung lag in der Erarbeitung einer wissenschaftlichen Grundlage, die die aktuellen Populationsdichten und -zyklen des Feldhasen zu beschreiben vermag und darauf aufbauend in der Lage ist, die Komponenten Klima, Lebensraum und Prädation im Wirkungsgefüge um die Populationsdynamik zu quantifizieren.

Es wurden als Teilziele die Themenkomplexe Einsatzfähigkeit der Tiererfassungsmethoden und Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren und den Populationsparametern des Feldhasen im einzelnen bearbeitet. Abschließend wurden in einer Faktorenanalyse die Wirkkomponenten zugeteilt und nach ihrer Einflussstärke interpretiert, woraus eine Strategie für ein artenschutzrelevantes Flächen- und Populationsmanagement abgeleitet werden kann.

5.1 Einsatzfähigkeit der Scheinwerfertextation

Die Scheinwerfertextation ist in den vergangenen 20 Jahren zu einer in zahlreichen Untersuchungen angewendeten Methode geworden, um die Abundanzen des Feldhasen in Offenlandsregionen festzustellen (PIELOWSKI 1969, ELTHRINGHAM & FLUX 1971, SALZMANN-WANDELER & SALZMANN 1973, RIMATHE 1977, FRYLESTAM 1981, PÉPIN & BIRKAN 1981, BARNES et al. 1983, PFISTER 1984, SMITH & NYDEGGER 1985, Kovacs 1986, PEGEL 1986, VERHEYDEN 1991, AHRENS et al. 1995, FEHLBERG 1997, STRAUß & POHLMAYER 1997, LANGBEIN et al. 1999, FOCARDI et al. 2001, DJV 2003).

Daher sind die Ergebnisse bei wenigen Ausnahmen vergleichbar mit einer Vielzahl der jüngeren Bestandserhebungen.

Einschränkungen im Einsatzgebiet der Methode ergaben sich zum Beispiel aus dem Bewuchs der abzuleuchtenden Landschaft. Waldgebiete oder Brachen mit höherem Bewuchs sind kaum einzusehen, weshalb sich der Anwendungsbereich auf regelmäßig gepflegte Offenländer konzentrieren muss. Für die hier analysierten schleswig-holsteinischen Referenzgebiete mit dem durchschnittlich geringen Waldanteil von unter 5% und dem hohen Anteil an landwirtschaftlicher Fläche von über 75% stellt dies jedoch ein zu vernachlässigendes Problem dar. Bei der räumlichen Ausweitung des Programms, wie dies derzeit im Projekt „Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands“ (DJV 2002) organisiert wird, muss mittelfristig das Bestreben dahingehen, Methoden mit vergleichbaren Ergebnissen zu finden, die in stärker strukturierten und reliefierten Landschaften einsetzbar sind. Zusammenstellungen

von möglichen Alternativmethoden sind bei BOONSTRA et al. (1994), LANGBEIN et al. (1999), HOCHACHKA et al. (2000), KREBS et al. (2001) oder FOCARDI et al. (2001) nachzulesen.

STRAUß & POHLMAYER (1997) sprechen bei ihrer Diskussion der Probleme der Scheinwerfer-taxation unter anderem die zu beachtende Wetterlage an. Wie schon bei PEGEL (1986) scheiden als prinzipiell untauglich Nebel und andauernder Starkregen aus. Dies führte dazu, dass in der vorliegenden Untersuchung die Ergebnisse aus insgesamt siebzehn Zählfahrten nicht in die Auswertung einbezogen wurden, da die Vergleichszählungen bei klaren Sichtverhältnissen signifikant höher ausgefallen sind.

Von weiteren insgesamt über 1.000 protokollierten Doppelzählungen brachten 105 eine Ergebnisabweichung der Vergleichstaxationen in der selben Saison von mehr als 10 %. Dabei konnten jedoch wie bei STRAUß & POHLMAYER (1997) außer Nebel und andauerndem Starkregen keine eindeutig negativen Witterungseinflüsse festgestellt werden. Als ungünstige Faktorenkonstellation erwies sich trotz bester Sichtbedingungen die Kombination aus Frost und Hellmond, wobei die Stichprobe von nur elf zu gering ausfällt, um die Varianzen darauf zurückzuführen. Die Aktivität der Feldhasen ist möglicherweise in diesen Nächten herabgesetzt, so dass eine Zählung unter diesen Bedingungen in jedem Fall mit Wiederholungszählungen überprüft werden sollte.

Ebenfalls zu vermeiden sind Zählungen in unmittelbarer zeitlicher Folge von großflächigen Gülleausbringungen. Die Feldhasenaktivität wird dadurch deutlich negativ beeinflusst, so dass diese Taxationsresultate keine Verwendung finden dürfen.

Die generelle in Frage Stellung der Methode der Scheinwerfertaxation sollte derzeit nicht diskutiert werden, obwohl beispielsweise FOCARDI et al. (2001) eine Differenz zwischen den Zählergebnissen einer vergleichenden Scheinwerfer- und Infrarotkamerataxation für den Feldhasen von insgesamt 67,4 % gefunden haben. Die Zählzeitpunkte dieser Untersuchung waren aber nicht auf die vegetationsarmen Jahreszeiten beschränkt, so dass hier die Sichtbeschränkungen durch den höheren Aufwuchs der Vegetation nicht wie bei der in der vorliegenden Arbeit angewendeten Methode minimiert wurden. Des weiteren handelt es sich bei dem untersuchten „La Mandria Regional Park“ um einen vom Hasen sehr dünn besiedelten Untersuchungsraum (FOCARDI et al. 2001). Durchaus legt dieses Ergebnis aber nahe, in deckungsreichen Gebieten mit niedrigen Hasendichten Kontrollzählungen mit der Infrarottechnik durchzuführen. Als künftige Forschungsaufgabe sollten Zählungen unter vergleichbaren Bedingungen mit Infrarot- und Halogenscheinwerfern in einer adäquaten Stichprobe durchgeführt werden, um die Frage der Genauigkeit der hier eingesetzten Methode zu überprüfen und ggf. Korrekturfaktoren zu finden.

5.2 Die Feldhasenbesätze und deren Entwicklung in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur und der Flächennutzung

Das Arealssystem, an welches eine Spezies evolutionär adaptiert ist, wird maßgeblich durch den Lebensraum bestimmt. Sogar die Entstehung von Arten als Teile koevolutiver Räuber-Beute-Systeme, und dies gilt prinzipiell für alle Systeme, in denen bestimmte Tiere andere Tiere oder Pflanzen ganz oder teilweise konsumieren oder sie schädigen (BEGON et al. 1997), ist nach den derzeit anerkannten Theorien nicht vom Lebensraum zu trennen. Daher ist eine populationsbiologische Untersuchung ohne den Bezug zu der durch die untersuchte Art genutzten Landschaft ohne Diskussionsgrundlage.

Die Ergebnisse zahlreicher Studien belegen den Einfluss der Landschaftsgestaltung auf die Konstitution der Feldhasenpopulation (u.a. TAPPER et al. 1990, 1991, LEWANDOWSKY & NOWAKOWSKY 1993, PÉPIN & CARGNELUTTI 1994, MÜLLER 1995, 1998, 2002, STOATE et al. 1995, MARBOUTIN & AEBISCHER 1996, HANSEN 1997, MCLAREN et al. 1997, NENTWICH 1997, NÖSEL & AHRENS 1997, SCHNEIDER & MAAR 1997, MOOIJ 1998, MARBOUTIN & PÉROUX 1999, PANEK & KEMIENIARZ 1999, RÜHE 1999, KILIAS & ACKERMANN 2001, MERIGGI et al. 2001, The Allerton project 2001, STOATE & PARISH 2002).

Zur Charakterisierung der Landschaft können zum einen dauerhafte lineare und punktuelle Strukturelemente einschließlich der Dauernutzungsflächen, wie Wald, Siedlung, Dauergrünland o.ä., dargestellt werden, zum anderen bestimmen die jährlich wechselnden Flächennutzungen auf den Ackerflächen oder sonstige einer Nutzungsrotation unterzogene Flächen das Bild der Feldhasenbiotope.

Diese Gestaltungselemente der Landschaft variieren regional aufgrund abiotischer, biotischer und anthropogener Einflüsse mehr oder weniger stark und haben dazu geführt, dass naturräumliche Einheiten definiert wurden (MEYNEN et al. 1962, Stat. LA 2001). Im ersten Schritt wurde die Relevanz der Hauptnaturraumzuordnung der Referenzgebiete für die Ausprägung der Populationsparameter getestet. Bei der genutzten Gesamtstichprobe von 40 Referenzgebieten werden bei hochsignifikanter Korrelation (PEARSON; $p < 0,01$) die Frühjahrs- und Herbstbesätze nach Hauptnaturräumen gegliedert. Die geringsten Dichten finden sich demnach im Östlichen Hügelland, mittlere Dichten auf der Geest (Hohe Geest und Vorgeest zusammen), während die höchsten Abundanzen in der Marsch vorhanden sind. Ähnliche Feststellungen konnten auch auf der Basis der hierarchischen Clusteranalyse (Kapitel 4.1.3.3) getroffen werden, wo insbesondere die Besatzsituationen in vielen Marschreferenzgebieten hervorragend sind, während die Hügellandregionen südlich von Angeln als Pessimallstandorte gelten müssen.

Diese Dichteverteilung ist zunächst nicht zu erwarten, wenn die abiotischen Basisfaktoren Niederschlag und Boden als besatzbestimmend angenommen werden. Nach STUBBE (1999), SPITTLER (2000) und SCHULTE (2001) ist ein Abundanzoptimum des Feldhasen nur zu erreichen, wenn die Jahresniederschlagssumme unter 500 mm liegt und die Böden als warme Schwarzerden oder Lößböden zu bezeichnen sind. Dieses Postulat wird für Schleswig-Holstein annähernd auf den Kopf gestellt. Während im Östlichen Hügelland sowohl die niedrigsten Niederschläge (Lübeck $\varnothing = 687\text{mm}$; Kiel $\varnothing = 750\text{ mm}$; Westermarkelsdorf (Fehmarn) $\varnothing = 573\text{mm}$) im Landesvergleich erreicht werden sowie die Bodenverhältnisse auf vornehmlich gut entwässernden, sandigen Lehmen für eine hohe Feldhasendichte sprechen sollten, fällt in der Marsch deutlich mehr Regen (List $\varnothing = 747\text{ mm}$; Leck $\varnothing = 805\text{mm}$; St.Peter-Ording $\varnothing = 808\text{ mm}$) und auch die wenig über dem Meeresniveau gelegenen schweren, nassen tonigen Böden lassen zunächst nicht vermuten, dass hier die signifikant höchsten Feldhasendichten zu finden sind. In den guten Hasenjahren werden beispielsweise im Referenzgebiet 68400-50 (Wesselburener Koog; Dithmarscher Marsch) bis über 120 Hasen je 100 ha gezählt, was auch im bundesweiten Vergleich als sehr hohe Abundanz gewertet werden kann (DJV 2001). Auch andere Marschreviere erreichen Herbstdichten bis über 80 Individuen je 100 ha (Pellworm, Galmsbüll siehe Anhang 8-3). Die bereits angesprochene Clusteranalyse, die nahezu alle Marschgebiete ($n=13$) zusammenführt, gliedert in die Gruppe der gut besiedelten Gebiete nur je ein Referenzgebiet der Geest (Alt Duvenstedt, 69700-40; Schleswiger Vorgeest) und eines aus dem Östlichen Hügelland (Rabenholz, 70000-40; Angeln) ein.

Für Schleswig-Holstein können also die Determinanten Niederschlagsarmut und warme, trockene Böden nicht in Bezug auf die Feldhasenabundanzen gelten und folglich müssen im nördlichsten Bundesland andere Faktoren ausschlaggebend sei.

Die folgenden Auswertungen sollen dazu beitragen, die ursächlichen Zusammenhänge für dieses populationsbiologische Phänomen aufzuklären.

5.2.1 Flächenhafte Strukturparameter

Flächenhafte Parameter müssen das Vorkommen des Feldhasen als Tier des Offenlandes maßgeblich beeinflussen, denn erst im Gefolge der postglazialen Besiedlung Mitteleuropas durch den Land bewirtschaftenden Menschen konnte es der Art gelingen, die Ackerflächen aus den südöstlichen Steppengebieten Eurasiens zu besiedeln (u.a. STUBBE 1989, ZÖRNER 1996, SCHULTE 2002). Auch heute besiedelt er im gesamten europäischen Verbreitungsgebiet vornehmlich die landwirtschaftlich genutzten Flächen (SCHRÖPFER et al. 1984, STOATE 1995), kommt jedoch mit geringen Siedlungsdichten (1,5 bis 2 Individuen je 100 ha, nach

Ahrens 2000) auch in waldreicheren Regionen oder nahezu reinen Waldgebieten vor (SCHRÖPFER et al. 1984, SPITTLER 2000, STRAUß & POHLMAYER 2001).

Zur Feldhasendichte in Wäldern oder zu einer eventuellen Korrelation der Feldhasendichte mit Waldanteilen können für Schleswig-Holstein derzeit keine Aussagen gemacht werden. Zum einen ist der Waldanteil im Landesdurchschnitt mit 9,3% (Stat. LA 2001) gering und zum zweiten ist die Lage und Waldausstattung (5,4 %) der analysierten Referenzgebiete nicht geeignet, die potentielle Einflussgröße Wald zu dimensionieren. Zwar wurde der Waldanteil in den Referenzgebieten auf Basis von digitalen Karten für eine Stichprobe von $n=38$ errechnet und variiert zwischen 0,0% und 38,4% Flächenanteilen, jedoch konnte weder eine signifikante Beziehung zwischen der Feldhasendichte im Frühjahr oder Herbst, noch der Zuwachsrates hergestellt werden.

Allerdings besitzen die Korrelationen negative Vorzeichen, so dass diese Beziehung auch für Schleswig-Holstein nicht endgültig ausgeschlossen werden kann, was aber anhand geplanter Stichprobenvergrößerung verifiziert werden müsste.

Bei Untersuchungen in den Jahren 1991 bis 1994 zum Bezug der Feldhasendichte und der Landschaftsstruktur in elf Untersuchungsgebieten in Polen (PANEK & KAMIENIARZ 1999) stellte sich heraus, dass die niedrigsten Dichten in Nachbarschaftsflächen zu Wäldern gezählt wurden. Die Autoren führen dies auf die höhere Beutegreiferpräsenz, insbesondere des Rotfuchses, in Wäldern zurück. Diese Thematik soll zu einem späteren Zeitpunkt weiter vertieft werden.

Neben der Walddeckung wurden in den Referenzgebieten als weitere Dauerflächennutzungsform die Flächenanteile der Siedlungskerne berechnet. Auch hier wurde zunächst mit linearen Einfachkorrelationen nach Pearson auf einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem prozentualen Flächenverbrauch durch menschliche Besiedlung und dem Feldhasenbesatz geprüft. Wie bereits bei den umfassenden Studien von PEGEL (1986) konnte keine Signifikanz erkannt werden, was sicherlich in der Hauptsache auf die ländliche Prägung der Untersuchungsgebiete in beiden Arbeiten zurückzuführen ist. Des Weiteren sind die Siedlungen nicht Bestandteile der Scheinwertfunktionsflächen, so dass hier auch keinerlei Flächenbezug hergestellt werden kann. Es ist aber davon auszugehen, dass die Feldhasendichte innerhalb von Bebauungslinien in der Regel gegen null geht.

In Schleswig-Holstein wie in vielen Teilen Mitteleuropas beanspruchen die landwirtschaftlichen Nutzflächen den größten Gebietsanteil. In der vorliegenden Untersuchung stehen etwa 78% (~29.500 ha) der Gesamtfläche in landwirtschaftlicher Nutzung. Der Anteil der Dauergrünlandbereiche beträgt dabei in der eigenen Stichprobe etwa 44 %, während die Angaben des Statistischen Landesamtes (2001) für das Bundesland einen Prozentanteil von 42,5 % angeben.

In vergleichbaren Studien wurde der Grünlandanteil z.T. mit nachteiliger Auswirkung auf die Hasenbesätze beschrieben. KILIAS & ACKERMANN (2001) fanden für Bayern auf der Basis von 101 Gemeindestichproben, dass die Hasendichte parallel zum „Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche bzw. Getreidefläche“ steigt. Auch bei PEGEL (1986) wird bei einer Stichprobe von 30 Referenzgebieten aus dem Bundesgebiet (Alte Bundesländer) eine negative Auswirkung des Grünlandes auf das Hasenvorkommen vermutet. Untersuchungen im Süd-Westen Englands (MCLAREN et al. 1997) bestätigten bei dortigen Untersuchungen, dass die höheren Feldhasendichten mit ackerbaulichen Flächen assoziiert sind.

Nicht in konkreten Zahlen, jedoch anhand des Verbreitungsbildes zeichnen STRAUß & POHLMAYER (1996) ein dazu gegensätzliches Bild und führen die höheren Hasenbesätze im Nord-Westen Niedersachsens, vornehmlich in den Marschen, teilweise auf den dort im Landesvergleich höheren Grünlandanteil zurück. Für Schleswig-Holstein kommt SKIRNISSON (1991) ebenfalls zu der Überzeugung, dass die Marschen als naturräumliche Einheit eine große Bedeutung für das Feldhasenvorkommen besitzen – hier liegt der mittlere Grünlandanteil bei 52% (Stat. LA.1988). BLEW (1993) schreibt in seiner Arbeit zur Situation des Feldhasen in Schleswig-Holstein, dass das Grünland bis zu einem Prozentanteil von 50% positiv mit dem Feldhasenbesatz korreliert, sich die Korrelation aber bei Anteilen über 50% ins Negative kehrt.

In den eigenen Analysen konnte keine enge lineare Korrelation zwischen einem der Populationsparameter des Feldhasen und dem Ackerland-Grünland-Verhältnis bestätigt werden (Anhang 8-11). Bei anzunehmender Normalverteilung der jeweiligen Flächenanteile ($n=39$; $p=0,4$ KOLMOGOROFF-SMIRNOFF) muss dieses Ergebnis für die Stichprobe der Referenzgebiete angenommen werden: Aufgrund der vergleichbaren Flächennutzungsdaten des Statistischen Landesamtes (2001, siehe oben) gilt für Schleswig-Holstein, dass die Feldhasendichte nicht in Abhängigkeit zur Grünlandnutzung steht. Darüber hinaus muss die Aussage von BLEW (1993) zur anteilsabhängigen Wirkung des Grünlandes für die vorliegende Arbeit revidiert werden, da in den Marschgebieten, insbesondere auf der Insel Pellworm, mit einem Grünlandanteil von 80% sehr hohe Herbsdichten bis deutlich über 50 Hasen je 100 ha erreicht werden.

Mit Ausnahme des Gebietes 68400-50 in der Dithmarscher Marsch liegen die Feldhasendichten in den grünlanddominierten Referenzgebieten im Mittel über den hauptsächlich ackerbaulich genutzten Marschgebieten. Auch für die übrigen Hauptnaturräume des Landes lassen sich keine derartigen Beziehungen herleiten, so dass die wenig differenzierte Unterscheidung in Grünland und Ackerland nicht in der Lage ist, Lebensraumpräferenzen des Feldhasen herauszustellen.

Wie entscheidend diese Verteilung für die Feldhasendichte ist, muss auch aufgrund der Ergebnisse in den beiden benachbarten Referenzgebieten Welt (68300-40) und dem Katinger

Watt (68300-80) hinterfragt werden. Während in Welt der Grünlandanteil mit fast 80% landschaftsprägend ist, werden im Katinger Watt nur etwa 17% der Fläche als Grünland genutzt. Dennoch korrelieren die Besatzdaten in den beiden sehr verschiedenen Referenzgebieten: Frühjahrsbesätze $p = 0,006$; Herbstbesätze $p = 0,024$.

Tab. 5-1: Korrelationen der Feldhasenabundanz in zwei benachbarten Referenzgebieten bei verschiedener Landschaftsausstattung

		Welt Früh- jahr	Welt Herbst	Kating Frühjahr	Kating Herbst
Welt Frühjahr	Korrelation nach Pearson	1,000	,380	,896**	,367
	Signifikanz (2-seitig)	,	,400	,006	,372
	N	8	7	7	8
Welt Herbst	Korrelation nach Pearson	,380	1,000	-,127	,821*
	Signifikanz (2-seitig)	,400	,	,811	,024
	N	7	7	6	7
KatingFrühjahr	Korrelation nach Pearson	,896**	-,127	1,000	,135
	Signifikanz (2-seitig)	,006	,811	,	,773
	N	7	6	7	7
Kating Herbst	Korrelation nach Pearson	,367	,821*	,135	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,372	,024	,773	,
	N	8	7	7	8

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Von SCHRÖPFER & NYENHUIS (1982) und SCHRÖPFER et al. (1984) wird der Grünlandbegriff differenziert betrachtet, wonach sich das Vorhandensein von Mähweiden tendenziell positiv zum Feldhasenvorkommen auswirken soll. Weiterhin gilt bei diesen Autoren, dass „Ackerland und Dauergrünland feldhasenfreundlich sind“ (SCHRÖPFER et al. 1984).

In der Oberrheinebene fand SPÄTH (1985) eine signifikant positive Korrelation zwischen dem Flächenanteil des Grünlandes und der Feldhasendichte, wobei die maximale Flächendeckung auf den Probeflächen (n=16) 40% nicht überschritt.

Infolge der divergierenden Ergebnisse dieser Untersuchungen muss künftig die Nutzungsqualität des Grünlandes nach den Vorgaben von SCHRÖPFER & NYENHUIS (1982) beschrieben werden, wenn dessen Einfluss auf die Feldhasendichte diskutiert werden soll.

5.2.2 Lineare Strukturparameter

Als lineare Strukturparameter werden in der vorliegenden Untersuchung die Länge der Hecken (Knicks), der linienförmigen Gewässerstrukturen und der Straßen und Wege bezeichnet.

Unter Straßen und Wege sind alle Verkehrsstrassen zusammengefasst. Sie können aus organisatorischen Gründen nicht differenzierter beschrieben werden. Aufgrund der durchweg ländlichen Prägung der Referenzgebiete sind hier keine negativen Einflüsse auf die Feldhasenbesätze zu erkennen, was sich auch mit den Befunden von PEGEL (1986) deckt. Die Auswahl der Referenzgebiete ist daher nicht geeignet, den möglicherweise vorhandenen Zerschneidungseffekt von Straßen oder den Mortalitätsfaktor Straße zu analysieren. Einzig die nichtsignifikante Korrelation der Verkehrsweglänge zum Nettozuwachs der Populationen könnte als Indiz für eine erhöhte Sterblichkeit durch Straßen gedeutet werden, jedoch wäre dies nach den statistischen Auswertungen als spekulativ zu bezeichnen. Gegen diese Annahme spricht ebenfalls, dass das Referenzgebiet 70000-10 mit dem ausgeprägtesten Verkehrsnetz der Stichprobe mit den zweithöchsten Feldhasendichten aller Referenzgebiete im gesamten Östlichen Hügelland (n=16) aufwarten kann.

SPITTLER (2001) bezeichnet die Straße als marginale Todesursache, auch wenn auf bundesdeutschen Straßen mit einem Gesamtverlust von jährlich 100.000 bis 120.000 Hasen (SCHULTE 2002, SPITTLER 2000) zu rechnen ist. Durch Hinzunahme mehr städtisch geprägter Referenzgebiete und einer höheren Differenzierung der Verkehrswege wären weitere Eindrücke auf die potentiellen Zusammenhänge zwischen Feldhasendichte und Verkehrsnetz zu gewinnen.

Als Landschaftselement mit günstigem Effekt auf die Population wird in zahlreichen Studien das Vorhandensein von Hecken, Knicks o.ä. Strukturen diskutiert (u.a. RIMATHÉ 1977, MÜLLER 1981, PEGEL 1986, PFISTER 1993, AHRENS 1996, SCHÄFERS 1996, STRAUß & POHLMAYER 1996, STUBBE 1997, MOOIJ 1998, STUBBE 1999 KILIAS & ACKERMANN 2001). Häufig fehlt jedoch der statistische Ansatz anhand der Längenausdehnung der Hecken je Flächeneinheit, die erst eine Beziehung zur realen Feldhasendichte herzustellen vermag.

Bei PEGEL (1986) geht dieser potentielle Faktor der Heckenlänge in die Auswertung ein, zeigt in einer linearen Regression jedoch keine signifikante Beziehung zur Feldhasendichte und ist demnach per se keine populationsbestimmende Einflussgröße. Es muss aber davon ausgegangen werden, dass die Sekundärwirkung der Heckenstrukturen in Form einer artreichen Begleitflora dennoch positive Wirkung zeigen kann, was auch bei AHRENS et al. (1993) herausgestellt werden konnte, wo die Randbereiche von Hecken wesentlich stärker durch den Hasen genutzt werden als entfernte, offene Feldlagen (auch PFISTER 1993).

Eine Studie in der süd-west englischen Agrarlandschaft (MCLAREN et al. 1997) versuchte ebenfalls den Einfluss der Hecken auf die Feldhasenabundanz zu quantifizieren. Wie bei PEGEL (1986) konnte auch hier keine statistische Beziehung gefunden werden.

In der vorliegenden Arbeit ist die Knicklänge je 100 ha Fläche für insgesamt 36 Referenzgebiete bekannt und wurde nach der Methode von Pearson mit den Populationsdaten des Feldhasen korreliert. Entgegen der bisher als positiv beschriebenen Wirkung ergab sich eine negative Beziehung zwischen Knicklänge und Herbsthasendichte auf dem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ (Anhang 8-13). Auch die Korrelation zum Frühjahrsbesatz erhält ein negatives Vorzeichen, jedoch wird hier keine Signifikanz erreicht.

Die Übereinstimmung der eigenen Ergebnisaussage mit vergleichbaren Untersuchungen, die jeweils größere Landschaftseinheiten bei höherer Stichprobenzahl berücksichtigen (MCLAREN et al. 1997, PEGEL 1986), dass keine nachweislichen positiven Beziehungen zwischen Feldhasendichte und Heckenlänge bestehen, deuten darauf hin, dass der „Mythos Hecke“ (MARSCHALL & BRUNS 2002) nur bedingt als elementarer Baustein einer intakten, artenreichen Offenlandzönose gewertet werden kann.

Dass aus der vorliegenden Ergebnisdarstellung ein signifikant negativer Einfluss der Heckenausdehnung auf die Feldhasendichte festzustellen war, steht darüber hinaus im deutlichen Widerspruch zu der verbreiteten Ansicht, dass ein tendenziell positiver Einfluss des Heckenbestandes existieren soll. Hier liegt die Vermutung nahe, dass ein überlagernder Faktor auf die Feldhasenpopulation wirkt. Denn es ist nicht davon auszugehen, dass die Länge der Hecken je km^2 als Indikator einer strukturierten Landschaft ursächlich mit niedrigen Feldhasenbesätzen in Verbindung zu bringen ist.

Eine weiterer linearer Strukturparameter von regional großer Ausdehnung sind neben den Knicks die Fließgewässer, bzw. die Entwässerungsgrabensysteme in den Tieflandsregionen insbesondere der Marschen und Flussmarschen. Da solche Grabensysteme in anderen Landschaften kaum vorhanden sind, konnte zu ihrer Bedeutung auf den Feldhasenbesatz kein vergleichbarer Literaturhinweis gefunden werden. Populationsbiologisch sind sie zunächst ähnlich zu bewerten wie Ödlandstreifen, da sie in vielen Fällen mit höherem Grasbewuchs oder Schilf bestanden sind. In der nordfriesischen Marsch erreichen sie eine maximale Ausdehnung bis zu $30,0 \text{ km je km}^2$ und sind damit maßgeblich an der Strukturierung der Landschaft beteiligt, zumal Hecken oder Bäume in den Marschgebieten nur ausnahmsweise vorhanden sind (Anhang 8-13). Da sich das Hauptvorkommen dieser Grabensysteme auf die Marsch beschränkt und hier nach allen vorgestellten eigenen Analysen und den Hinweisen aus der Literatur (SKIRNISSON 1991, BLEW 1993, FEHLBERG 1997, 1999, STRAUß & POHLMAYER 1996, 2001) die Feldhasendichte am größten ist, wären die Entwässerungsgräben als eine beeinflussende Komponente in Erwägung zu ziehen. Geprüft wurde zunächst auf eine mögliche lineare Korrelation nach PEARSON, die zwar mit positiven Werten abgeschlossen

wurde, die jedoch oberhalb des Signifikanzniveaus von $p = 0,05$ lagen, so dass auch andere Faktoren die Feldhasensituation in der Marsch bedingen müssen.

Da aufgrund der Kartierweise in der vorliegenden Untersuchung keine Anhaltspunkte zu einem Grenzlinienindex (u.a. BLEW 1993, PEGEL 1986) im engeren Sinne vorhanden sind, wurde aus der Addition der Länge der Gräben und Knicks ein Linearstrukturindex gebildet. Wie aus den eben erläuterten Korrelationen zu erwarten, lag auch dieses Ergebnis nicht innerhalb der Signifikanzgrenzen.

Wurde eine größere Anzahl von Untersuchungsflächen mit einer mittleren Flächenausdehnung von jeweils mindestens 500 ha auf regionaler oder überregionaler Ebene (PEGEL 1986) analysiert, verwischten die positiven Zusammenhänge zwischen Linienstrukturen und Feldhasendichten. Bei beschränkter Fallzahl können solche Korrelationen auftreten (HOFFMANN 2001, SCHNEIDER 1997), werden aber mit größer werdender Stichprobe durch weitere Wirkkomponenten überlagert.

5.2.3 Flächenutzung in den Referenzgebieten

Wesentlich häufiger als zu den Linearstrukturen erfolgt in den zahlreichen Studien zum Bestand oder zum Rückgang der Feldhasenpopulation eine Beschreibung der Funktion der Flächennutzung und deren Intensität. Die monotone Nutzung landwirtschaftlicher Flächen in großen Schlägen wird allgemein als negativ für die Feldhasenpopulation beschrieben (AHRENS et al. 1995, AHRENS 1996, BLEW 1993, KILIAS & ACKERMANN 2001, PANEK & KAMENIARZ 1999, PEGEL 1986, SCHNEIDER & MAAR 1997, SCHULTE 2001).

SPITTLER (1996, 2001) konkretisiert dabei die kritische Grenze der Schlaggröße, bei der ein hoher Hasenbesatz zu realisieren ist, bei 5 ha. In der vorliegenden Untersuchung kann aufgrund des Kartiervorgehens keine Schlaggröße angegeben werden. Ein relatives Maß für die Flächenausdehnung kann aber mittels eines Quotienten aus dem mittleren Flächenanteil der dominanten Feldfrüchte (Pflanzung auf über 10% der Ackerfläche) und der Länge der Linearstrukturen im Referenzgebiet (Angabe km je 100 ha) errechnet werden (Kap. 3.2.5).

Wie in den meisten Fällen kann auch dieser Index nicht einen Großteil der Varianz der Feldhasenpopulation erklären, weshalb eine Korrelation mit den Populationsparametern keine signifikanten Zusammenhänge herauszustellen vermag, allerdings sind die Korrelation deutlich negativ, d.h., große Feldschläge bedingen wahrscheinlich im Zusammenwirken mit anderen Faktoren niedrige Hasenbesätze (nach PEARSON, Frühjahrsbesatz Feldhasen $p = -0,264$; Herbstbesatz $p = -0,316$).

Häufig wird auch die reduzierte Anbauvielfalt in Verbindung mit geringen Feldhasenbesätzen gebracht, es fehlen in der Literatur jedoch oft die mathematischen Prüfungen dieser angenommenen Korrelationen, da es sich häufig nicht um vergleichende Untersuchungen einer statistisch ausreichenden Zahl von Untersuchungsgebieten handelt.

SPÄTH (1985) konnte anhand von 16 Probegebieten in der Oberrheinebene jedoch zeigen, dass die Feldhasenbesätze auf den Probeflächen signifikant negativ mit der durchschnittlichen Feldergröße korrelierten.

Die Beobachtungen (AHRENS et al. 1995, POTTS 1995, SCHNEIDER & MAAR 1997, The Allerton project 2000) zeigen zwar jeweils in den Einzelfällen besonders intensiv beforschter Studiengebiete die positive Wirkung der kleinparzellierten und vielfältigen Landwirtschaft, jedoch mangelt es an Untersuchungen, die anhand großer Stichprobenzahlen einen statistisch nachweisbaren Einfluss determinieren können. Beispielsweise das „Allerton project“ (2000, 2001) des Game conservancy trust beweist auf lokaler Ebene, wie sich in einer von Ödlandflächen und Dauerbrachen durchsetzten Intensivlandwirtschaftsregion die Biodiversität der Offenlandfauna ins Positive wandeln kann.

Die Fragestellung der vorliegenden Untersuchung hatte jedoch vornehmlich nicht die Beweisführung zum Ziel, Maßnahmen mit einem positiven Effekt auf die Feldhasenbesätze herauszufinden, sondern sie sollte anhand einer großen Stichprobe ($n_{\max} = 40$) Ursachenforschung für absolute Abundanzunterschiede betreiben und dabei Jagdstreckenergebnisse in diesen so genutzten Landschaften auf der Basis statistischer Auswertung mit einbeziehen.

Hier müssen - wie bereits für die Landschaftscharakteristika geschehen - die linearen Korrelationen erarbeitet und analysiert werden. Es wurde die mittlere Anzahl der angebauten Feldfrüchte, die mittlere Zahl dominanter Feldfrüchte (>10% der Ackerfläche) und der mittlere Flächenanteil der dominanten Feldfrüchte an der Ackerfläche (Kapitel 3.2.5) in einem Referenzgebiet in Relation zu den Populationsparametern gesetzt. Dabei wurde für keine der Variablen eine signifikante Beziehung zum Feldhasenbesatz oder dem mittleren Jahreszuwachs gefunden (Anhang 8-14). Die Korrelation zur Anzahl dominanter Feldfrüchte ergab jedoch durchweg positive Werte. In Bezug zur Entwicklung des Feldhasen zeigte sich im Laufe der Untersuchungsperiode, ausgedrückt als linearer Korrelationskoeffizient, eine signifikante Konstellation (nach PEARSON; $p = 0,021$). Dieser Befund ist dahingehend zu interpretieren, dass es realiter nicht auf die Zahl der insgesamt angebauten Feldfrüchte ankommt. Viel entscheidender ist, dass in den Ackerlandsystemen, die indes intensiver Nutzung unterliegen können, mehrere dominante Feldfrüchte nebeneinander angebaut werden. SPÄTH (1985) schreibt hierzu, dass ein ausgeglichenes Verhältnis der Flächenanteile eine erhöhte Feldhasendichte bedingt. Die Landwirtschaft sollte also darum bemüht sein, ihre Fruchtfolgen in einem Raum zu alternieren. Letztendlich unterstützt dieses Ergebnis auch die Forderungen der oben genannten Autoren, dass neben einer vielerorts notwendigen Verkleinerung

der Schlaggrößen auch die strenge Anbaumonotonie von nur ein oder zwei dominierenden Feldfrüchten künftig verhindert werden sollte.

Um zur Diskussion der angebauten Feldfrüchten zu kommen, ergibt sich aus der Literatur, dass insbesondere Wintergetreide, häufig Winterweizen (PEGEL 1986, MCLAREN et al. 1999, STUBBE 1999, KILIAS & ACKERMANN 2001) tendentiell positiv für den Hasen zu bewerten ist. Jedenfalls ist die Nutzung der Wintergetreideflächen als Äsungshabitat während der Scheinwerferzählungen überproportional hoch (PEGEL 1986).

Korreliert wurden in der vorliegenden Arbeit die normalverteilten (KOLMOGOROFF SMIRNOFF) relativen Anteile der Feldfrüchte Weizen (> 95% Winterweizen), Getreide ohne Mais insgesamt, Raps (> 95% Winterraps) und die summierten Flächenanteile von Gemüse und Hackfrüchten in Analogie zu der Methode nach PEARSON.

Wie im Anhang 8-15 ersichtlich, ergaben sich aus den Berechnungen nur sehr geringe Zusammenhänge, so dass keine direkten Beziehungen zwischen Zuwachsleistung sowie Feldhasendichte und den angebauten Feldfruchtklassen festgestellt werden konnten. Für die Auswahl der 40 Referenzgebiete in Schleswig-Holstein kann demnach nicht bestätigt werden, dass eine tatsächliche Bestandsdichte des Feldhasen maßgeblich durch die Form des Ackerbaus diktiert wird. Aufgrund der sehr niedrigen Signifikanzniveaus stellt die Ausstattung der Landschaft mit den genannten Hauptfeldfruchtklassen auf den Feldhasenbesatz keine ausschlaggebende Stellgröße dar.

SPÄTH (1985) differenzierte die Getreideflächen genauer und konnte auf 16 Probeflächen in der Oberrheinebene enge positive Korrelationen zwischen dem Anteil an „Getreideflächen mit Unkräutern“ (SPÄTH 1985) und der Höhe der Feldhasenbesätze feststellen. Weitere Feldfruchtklassen ergaben auch hier keine engen positiven Korrelationswerte.

Bei KILIAS & ACKERMANN (2001) werden steigende Hasenbesätze bei höherem Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche bzw. der Getreidefläche statistisch bestätigt. Allerdings sind diese Ergebnisse nur bedingt vergleichbar, da die Autoren die Korrelationen nicht mit den Einzelparametern durchführten, sondern eine dimensionsreduzierende Faktorenanalyse vorschalteten und die Resultate damit für eine Komponente aus mehreren Einzelfaktoren Gültigkeit besitzen.

Im Südwesten Englands fanden MCLAREN et al. (1997), dass Wintergetreide- und Ackerflächen eng mit dem Feldhasenbesatz korrelieren und bestätigten für den Untersuchungsraum sogar, dass eine Dichtevorhersage in 1 km² großen Testkarrees nicht verbessert würde, wenn andere Habitatfaktoren in das Rechensystem aufgenommen werden.

Aus der Flächennutzungskartierung sind einige Nutzungstypen aufgrund sehr sporadischer oder flächenanteilig sehr unterschiedlicher Anbauhäufigkeit nicht normalverteilt. Um diese Feldfrüchte dennoch mit den Populationsparametern in Zusammenhang zu bringen, wurden

Signifikanzprüfungen nach Kendall für nicht normalverteilte Stichproben durchgeführt. Für die Feldfrüchte Mais, Gemüse allgemein (Kohl, Erbsen etc.), Hackfrüchte (ohne Zuckerrüben) und Zuckerrüben wurden jeweils keine engen positiven Korrelationen gefunden.

Für Hackfrüchte allgemein findet auch SPÄTH (1986) in seiner Untersuchung keine signifikanten Zusammenhänge.

Bei einer Wahrscheinlichkeit von $p = 0,04$ ($n = 27$) werden aus den vorliegenden Daten negative Zusammenhänge zwischen der Maisanbauhäufigkeit und dem Herbstbesatz der Feldhasen in den Referenzgebieten festgestellt.

Auch PEGEL (1986) führt den negativ wirkenden Faktor Maisanbau als potentielle Einflussgröße auf.

Ebenfalls negativ korreliert mit den Feldhasendichten sind die Anbaumengen der Zuckerrübe, allerdings erreichen die Berechnungen nicht das Signifikanzniveau von $p = 0,05$ (Anhang 8-15). Dieses Ergebnis untermauert die Aussage von SCHULTE (2002), dass Rübenschläge sich besonders negativ auf die Überlebensrate der Junghasen auswirken. Hier werden jedoch keine statistischen Berechnungen als Grundlage für die Feststellung gegeben.

NYENHUIS & SCHRÖPFER (1982) stellen dagegen positive Korrelationen zwischen dem Beta-Rüben-Anbau und der relativen Feldhasenabundanz, abgeleitet aus der Feldhasenstrecke, in Niedersachsen fest.

Diese zuletzt genannten Feldfrüchte sind aufgrund der erwähnten sporadischen und regional unterschiedlichen Anbauhäufigkeit auch bei Vergrößerung der Stichprobe schwierig in ihrer einflussnehmenden Funktion zu beschreiben. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen für die Stichprobe, dass keine der gelisteten Anbaufrüchte einen unmittelbaren positiven Einfluss auf die Feldhasenabundanz oder die Reproduktionsleistung haben.

5.3 Die Feldhasenbesätze und deren Entwicklung in Abhängigkeit vom Prädatorenvorkommen

Die Rolle der Prädatoren als mögliche bestimmende Elemente in der Artverteilung des Ökosystems ist sehr kontrovers und intensiv diskutiert (u.a. PEGEL 1986, TAPPER et al. 1991, GOSZCZYNSKY & WASILEWSKI 1992, Guthörl & Kalchreuter 1995, LOEGERING & FRASER 1995,

TAPPER 1995, LABHARDT 1996, MEIA et al. 1997, SCHNEIDER 1997, SCHNEIDER & MAAR 1997, GILLIS 1998, MOOIJ 1998, RATTENBORG 1998, REYNOLDS & HEYDON 1998, GORETZKI 1999, HESKE et al. 1999, HODGES et al. 1999, LITZBARSKI & LITZBARSKI 1999, MARBOUTIN & PÉROUX 1999, PANEK & KEMIENIARZ 1999, RÜHE 1999, ANGELICI et al. 2000, HEYDON et al. 2000, POHLMAYER 2000, SPITTLER 2000, 2001, BRUNS et al. 2001, KUBETZKI 2001, MÜLLER 2001 a, b, SEITZ 2001,).

Die große Zahl der Veröffentlichungen macht deutlich, dass offensichtlich akuter Diskussionsbedarf zu der Thematik besteht.

In der vorliegenden Arbeit wird mit der Stichprobe aus maximal 40 Referenzgebieten auf Basis von Daten zur absoluten und relativen Abundanz der Beutegreifer Rotfuchs und Mäusebussard das Räuber-Beute-Verhältnis zum Feldhasen anhand statistischer Verfahren analysiert. Wie bei der Ermittlung der Flächennutzungsdaten wurden in keinem der Gebiete besondere Forschungsansätze während der Jahre unternommen, um die Populationsverhältnisse unter wissenschaftlicher Anleitung gezielt zu verändern. Mit Ausnahme von einem Referenzgebiet, wo seit 1998 Raubsäugern nicht mehr nachgestellt wird, werden alle Untersuchungsflächen mit gesetzlich erlaubten Methoden bejagt (Anhang 8-20). In nur einem Gebiet wird die Jagdausübung durch einen Berufsjäger wahrgenommen. Bei der retrospektiven Erhebung der Jagdstrecken wurden für die folgende Ergebnisdiskussion auch die Tierarten Iltis, Steinmarder und Dachs berücksichtigt (Anhang 8-19 und Kap. 4.3.2).

5.3.1 Einfluss des Rotfuchses auf das Feldhasenvorkommen

Zur Feststellung des Zusammenhangs zwischen den Populationsparametern des Feldhasen und dem Fuchsvorkommen wurde, wie in Kap. 4.3.5 erläutert, die Fuchsjagdstrecken als Maß für die relative Abundanz der Art genutzt. Ergänzend wurde die Zahl der Auswahl der erlegten Raubsäuger korreliert. Da für alle beteiligten Stichproben eine Normalverteilung anzunehmen ist (Kolmogoroff Smirnow), wurde die bivariate Korrelationsmethode nach PEARSON eingesetzt.

Es ergibt sich eine signifikante, negative Beziehung zwischen der Fuchsstrecke und dem Frühjahrsbesatz ($p = 0,010$), sowie den Dichtewerten des Feldhasen im Herbst ($p = 0,009$). Auch die summierten Raubsäugerstrecken korrelieren signifikant mit den Abundanzzahlen des Feldhasen (Frühjahr: $p = 0,025$; Herbst $p = 0,019$) (Anhang 8-16). Die Zusammenhänge zwischen der relativen Abundanz des Rotfuchses und den Hasendichten sind demnach stär-

ker, was als Indiz dafür interpretiert wird, dass die anderen Raubsäuger (Iltis, Steinmarder, Dachs) nur geringe Mortalitätsfaktoren für den Feldhasen darstellen.

Diese mathematischen Zusammenhänge decken sich mit den Befunden von PANEK & KAMIENIARZ (1999), die in der polnischen Agrarlandschaft feststellten, dass die Hasendichte, gemessen an den Streckenergebnissen, abnimmt, wenn die Untersuchungsräume in der Nähe von Wäldern liegen. Sie (1999) führen diese Abnahme auf einen erhöhten Prädationsdruck, maßgeblich induziert durch eine erhöhte Fuchsdichte in Forsten, zurück.

Eine weitere polnische Studie zum Räuber-Beute-Verhältnis Fuchs/Feldhase (GOSZCZYNSKI & WASILEWSKI 1992) beschäftigte sich mit der Beutezusammensetzung beim Rotfuchs. Deutliche saisonale Schwankungen zeigten, dass Feldhasen besonders in den Monaten April bis Juni bis zu 40% Gewichtsanteile an der Nahrung ausmachten, während in den Sommermonaten Kleinsäuger die Hauptnahrungsquelle bildeten. In diesem polnischen Untersuchungsgebiet lagen die geschätzten Feldhasendichten nur wenig über dem Mittel aus der Stichprobe der vorliegenden Arbeit, so dass eine gewisse Übertragbarkeit der Werte möglich ist. Die Variationen in der Beutezusammensetzung führen die Autoren (1992) auf die saisonal variierende Verfügbarkeit hauptsächlich von Mäusen zurück, deren Dichten in den Frühjahresmonaten am niedrigsten sind.

Letzterer Zusammenhang konnte in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht bestätigt werden, jedoch muss einschränkend angemerkt werden, dass keine eigenen jahreszeitlich differenzierten Kleinsäugerabundanzen bestimmt wurden, sondern mit der Annahme der engen Korrelation zwischen dem Aufzuchterfolg der Schleiereule und der Mäusedichte nur grobe Jahreswerte gegeben werden konnten. Demnach ist die Aussagefähigkeit der eingesetzten Methode zum Kleinsäugervorkommen kritisch zu betrachten und muss künftig exakter bearbeitet werden.

Umfassende Langzeitstudien zu der Thematik wurden auch in Norwegen unternommen. Anhand von geprüften Jagdstreckenergebnissen wurden die relativen Wildtierdichten, unter anderem die des Schneehasen, für den Zeitraum von 1971 bis 1992 mit den Fuchsstrecken korreliert. Im Jahr 1980 erreichte die Räude die Untersuchungsräume, wonach sich hochsignifikante Steigerungen der Hasenbesätze ergaben, die mit den Fuchsdichten enge negative Korrelationen aufwiesen (SMEDSHAUG et al. 1999).

In der umfassenden Untersuchung von PEGEL (1986) wurde aus der Stichprobe von 30 deutschen Untersuchungsgebieten ebenfalls der Prädatoreinfluss, insbesondere der des Rotfuchses, als sehr bedeutungsvoll für die resultierende Feldhasendichte herausgestellt.

Auch RÜHE (1999) sieht nach seinen Studien im Leinetal, Deutschland, den Fuchs als wichtigen Mortalitätsfaktor, wobei er die Prädatorfunktion in Abhängigkeit von der Dichte des

Fuchses sieht, die nach Einschätzung des Autors (1999) nach Einführung der flächendeckenden Impfung gegen Tollwut rasch zugenommen hat.

Die Räuber-Beute-Dynamik ist in einem akribischen Experiment der englischen Forschungsorganisation „The Game Conservancy Trust“ erörtert worden. In zwei landschaftlich vergleichbaren Untersuchungsgebieten wurde im Dreijahreswechsel in je einem der Gebiete eine intensive Prädatorenbejagung durchgeführt bzw. unterlassen. Bereits nach der populationsdynamisch kurzen Zeitspanne von nur drei Jahren reagierten die Herbstbesätze des Feldhasen signifikant positiv in dem Gebiet mit Prädatorenkontrolle, was sich nach Unterlassung der Jagd in den drei Folgejahren aber wieder umkehrte (TAPPER et al. 1991).

Im nördlichen Saarland ist zur weiteren Klärung dieser Zusammenhänge ein Räuberreduktionsexperiment durchgeführt worden (MÜLLER 1997). Demnach reagierten neben den Feldhasenbesätzen auch die Brutpaarzahlen von Kiebitz, Braunkehlchen und Feldlerche mit deutlichen Besatzzuwächsen auf die verringerte Beutegreiferpräsenz.

Entgegen den Ergebnissen dieser Freilandstudien schreibt MOOIJ (1998) unter Berufung auf verschiedene deutsche und niederländische Untersuchungen (LABHARDT 1996, SCHNEIDER 1978, VAN ORT 1978), dass die „einzelnen Raubwildarten bei weitem nicht den ihnen häufig angelasteten, negativen Einfluß auf ihre Beutetiere haben“. Er begründet dies unter anderem durch den geringen Anteil von Feldhasen in Fuchsmägen. Der von MOOIJ (1998) zitierte LABHARDT (1996) schreibt in seinen weiterführenden Betrachtungen, dass „es die Summe vieler Füchse (ist), die den Junghasenbesatz begrenzen kann“, so dass die oben gemachte Aussage partiell relativiert werden sollte.

Nahrungsanalysen, die nicht dezidiert die verschiedenen Jahreszeiten über einen Mehrjahreszeitraum (mindestens 3 Jahre) bei gleichzeitiger Berücksichtigung der Abundanz der potentiellen Beutetiere analysieren, sind nicht zu pauschalisierenden Ableitungen geeignet.

Den Äußerungen in MOOIJ'S (1998) Kompendium widersprechen alle vorzitierten Untersuchungen und auch die Ergebnisse an radiotelemetrierten Feldhasen (GILLIS 1998, ANGELICI et al. 2000), wo die Prädation, vornehmlich durch den Fuchs, die Haupttodesursache darstellte.

Dennoch kann nicht generalisierend gelten, dass die Fuchsdichte alleine den Status Quo der Feldhasenpopulationen dirigiert. STUBBE (1997) führte als entscheidenden Faktor für den Rückgang unter anderem von Hasen in den neuen Bundesländern die Intensivierung der Landwirtschaft an. Auch die Ergebnisse der bundesweiten Scheinwerfertaxationen (DJV 2002, 2003) zeigen, dass mit wenigen Ausnahmen die Hasenbesätze auf dem Boden der ehemaligen DDR deutlich geringer sind als in den westlichen Bundesländern. Die hochindustrialisierten Landwirtschaftssysteme bedingen demnach wahrscheinlich eine geringere Lebensraumkapazität, so dass hier der Prädationseinfluss anders bewertet werden muss.

Die künftigen Analysen im Projekt „Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands“ (DJV 2003) werden diese Thematik aber anhand großer Stichproben im Kontext der ökosystemaren Ausstattung zu konkretisieren versuchen.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit muss nach den Vergleichen der Landschaftsausstattung (Kap. 5.2) der Referenzgebiete gefolgert werden, dass zum einen die Biotopkapazität für die Feldhasenbesätze nicht in der Mehrzahl der Referenzgebiete erreicht ist, da die Korrelationen der Feldhasendichten mit den Landschaftsparametern engere Zusammenhänge hätten ergeben müssen. Eine hierarchische Clusterung der Referenzgebiete unterstützt diese These, da eine Zuordnung der Referenzgebiete keinen Bezug zur vorgefundenen Feldhasendichte erkennen lässt (Kap. 4.7.3).

Es ist aus den Ergebnissen der engen negativen Korrelation zwischen Fuchs- und Hasendichte zu folgern, dass die Landschaftskapazität in den Referenzgebieten durch den Prädationseinfluss des Rotfuchses überlagert wird.

Eindrucksvolle Beispiele, die den Faktor Prädation als relevante Komponente im Populationsgeschehen dastehen lassen, sind die verschiedenen Inselpopulationen, wo Füchse nicht vorkommen, zu suchen.

Die kleine dänische Insel Illumø, wo in einer Langzeitstudie (ABILGARD et al. 1972 in GUTHÖRL & KALCHREUTER 1995) die Feldhasenbesätze bestimmt wurden. Diese lagen in den Frühjahren mit bis zu über 160 Individuen je 100 ha als Stammbesatz unvergleichlich weit über den Dichten in Festlandgebieten.

In der vorliegenden Untersuchung wurden drei Inselreviere bearbeitet, die ebenfalls fuchsfrei sind. Die Gebiete zeichnen sich durch einen hohen Grünlandanteil (> 75%) aus und werden landwirtschaftlich auf über 90% der Fläche bewirtschaftet (Anhang 8-1).

Das Beispiel des Referenzgebietes Borgsum (68000-10) (auch bei KALCHREUTER 1984, PEGEL 1986) auf der Geestinsel Föhr erreicht mittlere Nettozuwachsleistungen von 125% im Durchschnitt der Jahre 1984 bis 2002 bei einem Frühjahrsbesatz von 22,5 Hasen/km² (Median) und einem Herbstbesatz von 43,4 Hasen /km² (Median). Die Jahresschwankungen der Herbsdichten sind sehr groß und übertreffen die der Festlandsreviere, die einen eher gleichmäßigen Verlauf der Herbsdichten aufzeigen, bei weitem (Anhang 8-3).

Das zweite Referenzgebiet auf der Insel Föhr (Wrixum, 68000-10) zeigt allerdings eine andere Entwicklung während der Untersuchungsperiode, obwohl sich weder an der Räubersituation noch an der landschaftlichen Struktur etwas verändert hat. Dennoch sind die in diesem Gebiet anfänglich (1995 bis 1998) höheren Frühjahrsbesätze von über 30 Hasen/km² ab dem Jahr 1998 hochsignifikant abgesunken. Die festgestellte Veränderung in der landwirtschaftlichen Nutzung lag nicht in der Bodenbearbeitung, sondern in einer seit 1998 begründeten intensiven Mutterschafhaltung auf über 50% der Grünlandflächen. Es ist nahe liegend,

dass diese EU - subventionierte Landnutzungsform ursächlich mit der Feldhasensituation in Verbindung gebracht muss (KNUDTSEN, mündl.). Der Konkurrenzdruck durch die hohe Schafpräsenz auf den Flächen hat sehr wahrscheinlich dazu geführt, dass diese Räume vom Feldhasen gemieden werden.

Die benachbarten Jagdreviere, die zwar nicht als Referenzgebiete dienen aber seit Jahrzehnten mit vergleichbarer Jagdintensität bejagt werden und dadurch die Jagdstrecke als Populationsweiser dienen kann, zeigen ein unvermindertes Feldhasenvorkommen (KNUDTSEN & JACOBS, schriftl. und mündl.).

Bei dem dritten Inselgebiet handelt sich um eine Probefläche auf Pellworm (Kap. 2.2.2). Hier werden im Mittel der Jahre mit die höchsten Dichten in Schleswig-Holstein registriert. Bei einem Medianwert der Frühjahrsdichten von 45 Hasen/km² und einer Herbsthasendichte von 66 Hasen/km² liegen sowohl die Zuwachsraten über dem Durchschnitt der Festlandsreviere als auch die absoluten Abundanzen (Anhang 8-3 und Anhang 8-4).

Diese Abundanzfeststellungen auf den Inseln liefern weitere Indizien für die These, dass das Fuchsvorkommen maßgeblich den Status Quo einer Feldhasenpopulation beeinflusst. Des Weiteren sollte nach den Resultaten im Referenzgebiet Wrixum (68000-10) die dauerhafte, ganzjährige Instandsetzung von Offenlandflächen mit hohen Haustierbesätzen, insbesondere mit Schafen, überdacht werden, was ggf. zu einem artenschutzorientierten Subventionsverhalten führen könnte.

Als Referenzgebiet mit Sonderstatus müssen auch die Zählflächen auf der ehemaligen Insel Nordstrand gesehen werden (68200-90; Kapitel 2.2.3). Vor der Eindeichung des Beltringhar der Kooges (Deichschluss 1987) war die Insel nur über einen Straßendamm mit dem Festland verbunden und wurde nur sporadisch durch Füchse besiedelt. Mit zunehmender Verlandung des Koogbereiches stellte sich sukzessive eine Offenlandfauna und eine reichhaltige Vogelwelt in dem Naturschutzgebiet ein (BRUNS 2000, BRUNS et al. 2001, PETERSEN-ANDRESEN, mündl.). Erst um 1993 (BRUNS et al. 2001) etablierte sich ein Fuchsbestand in den Naturschutzflächen, der in wenigen Jahren erhebliche Bestandsdichten erreichen konnten (etwa 1500 ha Festlandsfläche mit 10 Mutterbauen im Jahr 2002, BRUNS mündl.). In den Naturschutzflächen wurden durch Springtiden-Zählungen die Fuchsbeobachtungen protokolliert (BRUNS et al. 2001), wodurch ein steiler Anstieg der Fuchsvorkommen nachgewiesen werden konnte.

Parallel zu diesen Beobachtungen stiegen die Fuchsjagdstrecken im benachbarten Referenzgebiet Nordstrand (68200-90) (COLTZAU, schriftl.). In dieser Fuchsstreckenanalyse wurden nur erlegte adulte Füchse berücksichtigt, entnommene Jungfüchse an Bauen blieben aus den Berechnungen (Anhang 8-19). Die ausgeführten Korrelationen zwischen den Fuchsbeobachtungen und den Fuchsstrecken ergaben signifikante, positive Korrelationen (p

= 0,035), so dass beide relativen Abundanzinformationen als Populationsweiser dienen können.

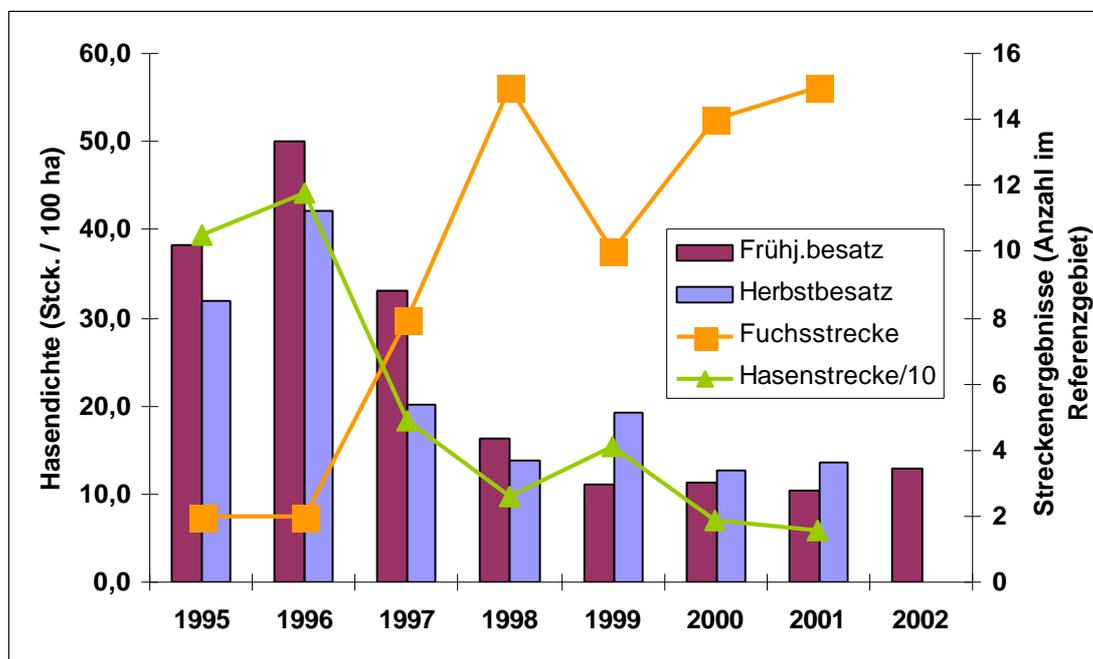


Abb. 5-1: Entwicklung der Feldhasenbesätze sowie der Fuchs- und Hasenstrecke im Referenzgebiet „Nordstrand“

Ebenfalls signifikant, aber mit negativem Vorzeichen ($p = 0,046$) korrelieren die Frühjahrsbesätze des Feldhasen und die Fuchsstrecken, was den Schluss zulässt, dass die gesteigerte Fuchspopulation die Feldhasenbesätze massiv reduziert haben könnte. Von einem Frühjahrsbesatz von etwa 40 Hasen je 100 ha im Jahr 1995 sind die Dichten bereits im Jahr 1999 auf etwa ein Viertel (11 Hasen/100 ha) reduziert.

Diese zunächst offensichtlichen Zusammenhänge müssen jedoch hinterfragt werden, da im Jahr 1992 ein Ackerrandstreifenprogramm auf Nordstrand zum Auslaufen kam, was auch zu einer Reduzierung der Feldhasendichten beigetragen haben kann. Die Situation muss aus diesen Unklarheiten heraus in künftigen Forschungsstudien geklärt werden.

Dass Dichte und Bejagung des Fuchses mit Feldhasendichten in Zusammenhang gebracht werden können, zeigen zwei weitere beispielhafte Referenzgebiete.

Im Referenzgebiet Wesselburener Koog (68400-50), das die höchsten Feldhasenbesätze der untersuchten Stichprobe aufwies, kam es im Verlauf der neunziger Jahre zu deutlichen Besatzvergrößerungen beim Feldhasen, obwohl während dieses Zeitraums eine unvermindert hoch intensive Landwirtschaftsproduktion vorhanden war. Hinweise auf diese günstige

Populationsentwicklung konnten aus den Jagdstrecken seit dem Jagdjahr 1989/90 abgeleitet werden (Abb. 5-2).

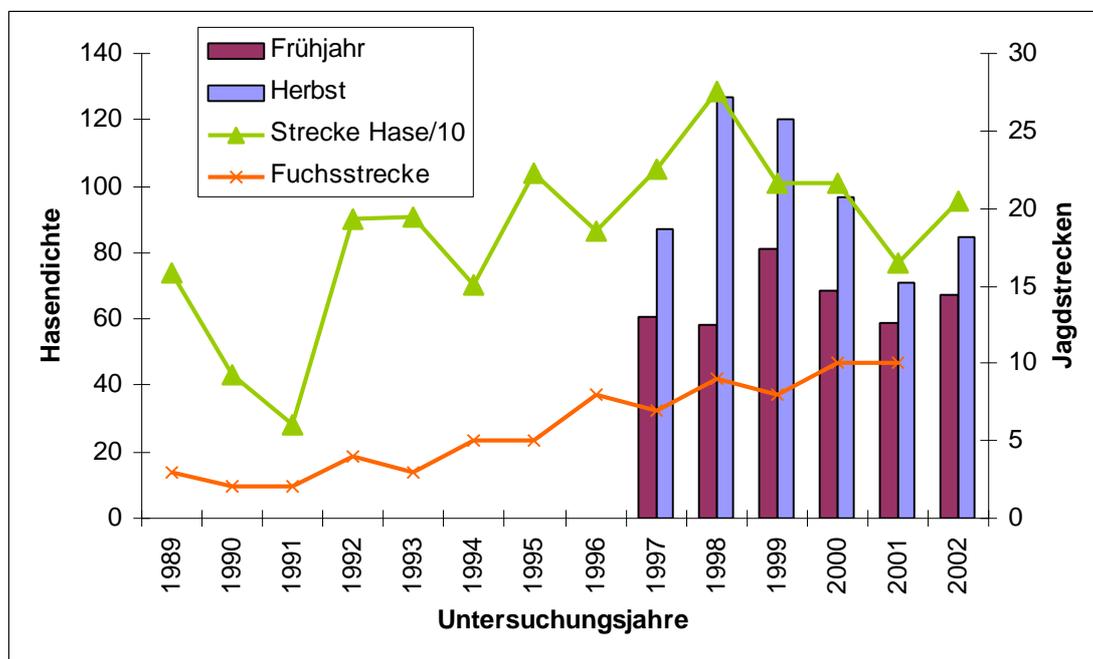


Abb. 5-2: Entwicklung des Feldhasenbesatzes sowie der Jagdstrecken des Hasen und des Fuchses im Referenzgebiet „Wesseburener Koog“

Die Eignung der Jagdstrecken als Zeiger der relativen Abundanz ist durch die signifikante positive Korrelation ($p = 0,048$) zwischen den Herbstdichten und der Jagdstrecken der Jahre 1997 bis 2002 untermauert.

Ebenfalls positiv korreliert ($p = 0,018$) ist die Feldhasenstrecke und die Fuchsstrecke, die durch eine Intensivierung der Fuchsjagd erreicht werden konnte (Anhang 8-16).

Die gesteigerte Fuchsjagdintensität führte demnach zu einer Reduktion der Fuchspopulation, worauf sich die Feldhasenbesätze positiv entwickelten.

Im östlichen Hügelland – insbesondere in den südöstlichen Teilen des Naturraums - waren die Besätze und die Zuwachsleistungen in der Untersuchungsperiode durchschnittlich am geringsten. Auffällig war bei Betrachtung der Zuwachsleistung das Referenzgebiet „Barsbek“ (70203-10), wo überdurchschnittliche Zuwächse des Feldhasen realisiert werden konnten (Anhang 8-7). Der dortige Referenzgebietsbetreuer intensivierte nach 1990 die Fuchsjagd (FINCK, mündl.) und erreichte dauerhaft eine überdurchschnittliche Fuchsstrecke von 3,2 Füchsen je 100 ha jagdbarer Fläche (Zeitraum 1990 bis 2000), während im Durchschnitt der Referenzgebiete nur 1,2 Füchse erlegt werden konnten.

Durch Scheinwerfertaxation ermittelt, konnten in den Jahren 1996 bis 2001 durchschnittliche Zuwachswerte des Feldhasen von 92 % berechnet werden, was die Ergebnisse in anderen Referenzgebieten weit übertraf, obwohl die Landwirtschaft im Naturraum „Probstei“ als sehr intensiv gelten muss.

Bei einer kontinuierlich wachsenden Feldhasenpopulation (Anhang 8-3 und Anhang 8-4) in den Jahren 1995 bis 2001 waren bei den erwähnt hohen Zuwächsen auch hohe Winterverluste festzustellen, obwohl eine Bejagung des Feldhasen extensiv ausgeübt wurde (2 Hasen je 100 ha). Diese hohe Verlustrate von durchschnittlich 41,3% des Herbstbesatzes (1995 bis 2000) fiel im Winterhalbjahr 2001/2002 deutlich geringer aus (3,4%). Darauf stieg der Frühjahrsbesatz 2002 sprunghaft von 10,9 Hasen je 100 ha in 2001 auf 24,6 in 2002 an. Gleichzeitig ging die Fuchsstrecke bei gleicher Jagdintensität (FINCK, schriftl.) von 3,6 Füchsen je 100 ha im Jagdjahr 2000/2001 auf 1,2 im Jagdjahr 2001/2002 zurück (jeweils adulte Füchse). Ursache dieses Bestandeinbruches des Fuchses war das regionale Auftreten der Räude (FINCK, schriftl. und mündl.).

Zusammenfassend zeigten die beiden letztgenannten Beispiele das Zusammenwirken zwischen Fuchsjagd und Hasendichte in zwei sehr verschiedenen Landschaftstypen. In der Marsch - tendenziell niedrige Fuchsdichten bei hohen Hasenbesätzen – erbrachte eine lokale Intensivierung der Fuchsjagd eine deutliche Anhebung der Feldhasenbesätze, wobei als Gunstfaktor im Gebiet „Wesselburener Koog“ (68400-50) die nördlich und westlich begrenzenden Wasserflächen (Eider und Nordsee) den Zuzug anderer Füchse von Außen erschwerte. Im Hügelland, wo von einer deutlich höheren Fuchsdichte ausgegangen werden muss, wirkt sich der lokale intensive Eingriff in die Fuchspopulation weniger deutlich aus. Erst mit dem Auftreten der Räude konnte eine erhebliche Besatzsteigerung des Feldhasen realisiert werden.

Der geschilderte Argumentationsgang ist mit den Ergebnissen einer englischen Studie (HEYDON et al. 2000, REYNOLDS & HEYDON 1998) zur Koinzidenz zu bringen. Die Wissenschaftler belegten die große Bedeutung einer flächendeckenden Fuchsbejagung für die resultierende Fuchsabundanz und widerlegten damit die Thesen von BAKER & HARRIS (1997), dass sich Fuchsbesätze in ihrer Dichte ungeachtet der Bejagungsaktivität rein nach landschaftlichen Kriterien vorhersagen lassen und eine Fuchsbejagung ohne Bedeutung für die Populationshöhe der Art ist.

Ebenfalls konnten HEYDON et al. (2000) und REYNOLDS & HEYDON (1998) zeigen, dass die Reproduktionsleistung des Fuchses nicht in Abhängigkeit von der Fuchsdichte steht. Während die Anzahl der Jungen pro Fähe in den weniger intensiv bejagten Gebieten bei 4,5 bzw. 6,4 lag, wurden bei hoher „Gamekeeper Dichte“ vergleichbare 6,2 Jungfüchse je Fähe festgestellt (REYNOLDS & HEYDON 1998).

Auch MÜLLER (1997, 1998) stellte in einer neunjährigen Untersuchungsperiode (1990 bis 1998) im nördlichen Saarland eine Abhängigkeit der Reproduktionsleistung des Fuchses zu der vorhandenen Mäusedichte fest, konnte aber keine Hinweise auf die Beziehung der Nachkommenzahl zur Jagdintensität herstellen. MULDER (2000) stellte in Südholland anhand von Telemetriestudien ebenfalls fest, dass die Wurfgröße wahrscheinlich mit der Nahrungsverfügbarkeit in Verbindung steht.

Nach diesen Befunden aus der Freilandforschung ist die Äußerung von KINZELBACH (1989), dass die „permanente Bekämpfung (des Fuchses) also eine ständige Ankurbelung der Vermehrung (bewirkt)“ (1989), zu relativieren.

Entgegen dieser Behauptung und auch den Aussagen von VAN OORT (1978) und ZIMEN (1982) – beide Untersuchungen sind durchgeführt worden, als die Fuchsbesätze noch wesentlich unter dem heutigen Level lagen -, die Fuchsdichte würde bei hohem Jagddruck unter Umständen höher liegen, als in Gebieten ohne Bejagung, zeigen die Fuchsabundanz in den aktuellen Untersuchungen in der unbejagten südholländischen Dünenlandschaft Höchstwerte der Fuchsdichten von geschätzten 7 bis 11 Individuen je 100 ha (MULDER 2000).

Die Analyse der vorgetragenen Ergebnisse führt zu der Aussage, dass bei derzeitigem Ökosystemaufbau die Höhe der Fuchspopulationen einen Großteil der Varianzen der Feldhasendichten erklärten und zum anderen, dass die Jagd bei entsprechender Intensität dazu beitragen kann, die Population des anthropogen geförderten Fuchses zu reduzieren. Die Resultate aus Gebieten ohne Fuchsbejagung (BRUNS et al. 2001, KUBETZKI 2001, MULDER 2000) zeigen eine erhöhte Fuchspräsenz, so dass gefolgert werden kann, dass auch der derzeitige Entnahmegrad durch die Jägerschaft ein Ansteigen der Dichten des Fuchses auf Niveaus verhindert, wie sie für unbejagte Bereiche beschrieben sind.

5.3.2 Einfluss des Mäusebussards auf das Feldhasenvorkommen

Die Ergebnisse der Brutpaarkartierung des Mäusebussards decken sich, wie in Kap. 4.5 beschrieben, gut mit den Resultaten anderer ornithologischer Arbeiten und sind daher grundsätzlich geeignet, als Datenbasis zu fungieren. Eine weitere Untersuchung kann aus dem Raum Dithmarschen zitiert werden, wobei die Untersuchungsraumgrenzen nicht mit den hier verwendeten Naturraumgrenzen kongruieren. Die Datenbasis kann daher nicht direkt verglichen werden (ROBITZKY in BERNDT et al. 2002). Für das 354 km² große Untersuchungsgebiet im Landkreis Dithmarschen gibt ROBITZKY (in BERNDT et al. 2002), eine mittlere Dichte von

etwa 0,22 Brutpaaren je 100 ha an, während in der vorliegenden Arbeit für den naturräumlich zweigeteilten Landkreis eine Dichte von 0,1 BP/100 ha für die Dithmarscher Marsch und 0,4 für die Heide-Itzehoeer Geest bestimmt wurde. Demnach ist auch hier eine hohe Übereinstimmung der Ergebnisse zu erwarten.

Wenn der Mäusebussard als potentieller Beutegreifer des Feldhasen gelten soll, müssten die Beziehungen zwischen beiden Tierarten anhand von Korrelationsanalysen statistisch nachweisbar sein.

Die nach den Naturräumen (MEYNEN et al. 1962) zugeteilten Brutpaardichten ergaben keine Normalverteilung, weshalb mit der Korrelationsberechnung nach KENDALL die Korrelation zwischen den Medianen der Frühjahrs- und Herbstdichten, sowie dem Median der jährlichen Nettozuwachsleistung des Feldhasen und der interpolierten Brutpaardichte geprüft wurde. Ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen den Dichteparametern des Feldhasen in Frühjahr und Herbst (Kap. 4.5) lässt den Schluss zu, dass die Mäusebussarddichte direkte negative Einflüsse auf die Feldhasenpopulation haben könnte. Da ausgewachsene und gesunde Feldhasen aber kaum zum Beutespektrum des Mäusebussards gehören (u.a. Grünkorn 2000), sehr wohl aber Junghasen geschlagen werden können (BRÜLL 1984, MEIER 1998), wäre eine höhere Korrelation zu den Nettozuwachsrate zu erwarten. Diese erreicht jedoch nicht das Signifikanzniveau ($p=0,08$;

Tab. 4-11).

Um auszuschließen, dass die enge Korrelation des Knickvorkommens mit der Brutpaardichte des Mäusebussards (Tab. 5-2) die Korrelation zwischen Bussard und Feldhase bedingt und eine Scheinkorrelation aufgrund der Landschaftsausstattung darstellt, musste mit Hilfe der Berechnung des partiellen Korrelationskoeffizienten die Persistenz des Einflussfaktors „Mäusebussard“ getestet werden. Das Ergebnis zeigt, dass die signifikante negative Beziehung ($p=0,022$) zwischen der Brutpaardichte und dem Herbstbesatz der Feldhasen (Tab. 5-3) bestehen bleibt, was den Verdacht erhärtet, dass eine tatsächliche Beziehung zwischen Feldhase und Bussard besteht. Dennoch muss die Einflussnahme relativiert werden, da die Korrelation nicht signifikant mit der Nettozuwachsleistung des Feldhasen korreliert ist, was aber aufgrund des Beutespektrums des Mäusebussards eher zu erwarten wäre.

Tab. 5-2: Korrelationen zwischen Brutpaardichte des Bussards, Herbsthasendichte und Knicklänge

Kendall-Taub	abs. Herb. Med. Bussard BP KNICKS				
	abs. Herb. Med.	Korrelationskoeffizient	1,000	-,416**	-,307*
	Sig. (2-seitig)	,	,000	,009	
	N	40	40	36	
Buss. X 100	Korrelationskoeffizient	-,416**	1,000	,432**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	
	N	40	40	36	
KNICKS	Korrelationskoeffizient	-,307*	,432**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,009	,000	,	
	N	36	36	36	

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Tab. 5-3: Partielle Korrelation zwischen Brutpaardichte des Bussards und der Herbstdichte des Feldhasen unter Ausschluss der potentiellen Störvariablen „Knicklänge“

	Herbstdichte Hase	Bussard
Herbstdichte Hase	1,0000	-,3864**
	(0)	(33)
		P = 0,022
Bussard	-,3864**	1,0000
	(33)	(0)
	P = 0,022	
Coefficient / (D.F.) / 2-tailed Significance)		

5.3.3 Vergleichende Darstellung der Bedeutung von Jagd und Prädation für die Hasenbesätze

Die Bedeutung der Jagd als nachhaltiger Reduktionsfaktor der Feldhasenpopulationen kann sicher ausgeschlossen werden (PEGEL 1986, GUTHÖRL & KALCHREUTER 1995, KALCHREUTER 1994, MOOIJ 1998), da die Jäger zunehmend schonendere Bejagungsformen ausüben oder völlig auf die Feldhasenjagd verzichten, wenn niedrigere Besätze in den Revieren festgestellt werden.

Die korrelativen Gegenüberstellungen der Besatzdaten und der Feldhasenstrecken (Kap. 4.2) ergaben, dass sich die in den Referenzgebieten praktizierte Jagdintensität nach dem Herbstbesatz ausrichtet und in keinem Fall zu Populationsrückgängen geführt hat. Aus den praktischen Erfahrungen der Jagdausübenden haben sich lokale Managementpläne ergeben, die eine nachhaltige Nutzung ermöglichen. Die im Zuge dieser Untersuchung eingesetzte Scheinwerttaxation diente häufig als Ermessensgrundlage für die Organisation und den Umfang der jährlichen Feldhasenjagden. Dabei wurden Schwankungen der jagdlichen Nutzungsraten zwischen null und 70% (1996 „Borgsum“, 68000-30) des Herbstbesatzes festgestellt (Anhang 8-22).

Die höchsten Nutzungsraten wurden im Referenzgebiet „Borgsum“ auf der Insel Föhr erzielt (auch PEGEL 1986), wo die mittlere Nutzungsrate der Jahre 1995 bis 2002 bei 54% lag. Trotz dieser hohen Individuenabschöpfung konnte ein leichter, nicht signifikanter Aufwärtstrend der Frühjahrsdichten während der Untersuchungsjahre festgestellt werden (Anhang 8-22).

Eine zweite, nicht durch landwirtschaftliche Umstrukturierungen oder Fuchsprädation beeinträchtigte Feldhasenpopulation wurde auf der Insel Pellworm untersucht. Hier lagen die Nutzungsraten durchschnittlich bei 26,7%. Dafür existierte dort eine etwa doppelt so hohe Frühjahrspopulation (21,4 zu 42,1; Föhr zu Pellworm), während die Herbstdichten im Referenzgebiet „Pellworm“ nur um den Faktor 1,25 über den Borgsumresultaten lagen. Bei vergleichbaren Landschaftsausstattungen (Anhang 8-3 und Anhang 8-4) ist davon auszugehen, dass die Landschaftskapazitäten, die die Populationsdichten nach oben begrenzt, in den Referenzgebieten auf vergleichbarem Niveau anzusiedeln ist.

Werden die Zusammenhänge aus Zuwachs, Jagdstrecke und Dichte in einem logistischen Populationswachstumsmodell interpretiert, ist zu folgern, dass die Feldhasenpopulationen im Gebiet „Borgsum“ durch die jagdliche Entnahme auf eine Populationsgröße reduziert werden, die im folgenden Frühjahr ein exponentielles Wachstum ermöglichen (Abb. 5-3).

Im Referenzgebiet Pellworm bleiben bei geringerer Jagdintensität höhere Feldhasenbesätze in den Frühjahren erhalten, die dann aufgrund intraspezifischer Konkurrenz, gebunden an die gegebene Landschaftskapazität, nicht den hohen Reproduktionserfolg wie in „Borgsum“ realisieren können. Mit dem Modell der logistische Wachstumskurve für R-Strategen können

die differierenden Populationszusammenhänge auf den beiden fuchsfreien Inseln sehr gut erklärt werden.

BEGON et al. (1997) schreiben hierzu, dass es aus „biologischer Sicht von Bedeutung ist, dass der maximale, ständig abschöpfbare Ertrag nicht aus Populationen nahe der Kapazitätsgrenze, sondern aus Populationen bei einer niedrigeren, mittleren Dichte zu erhalten ist“ (1997).

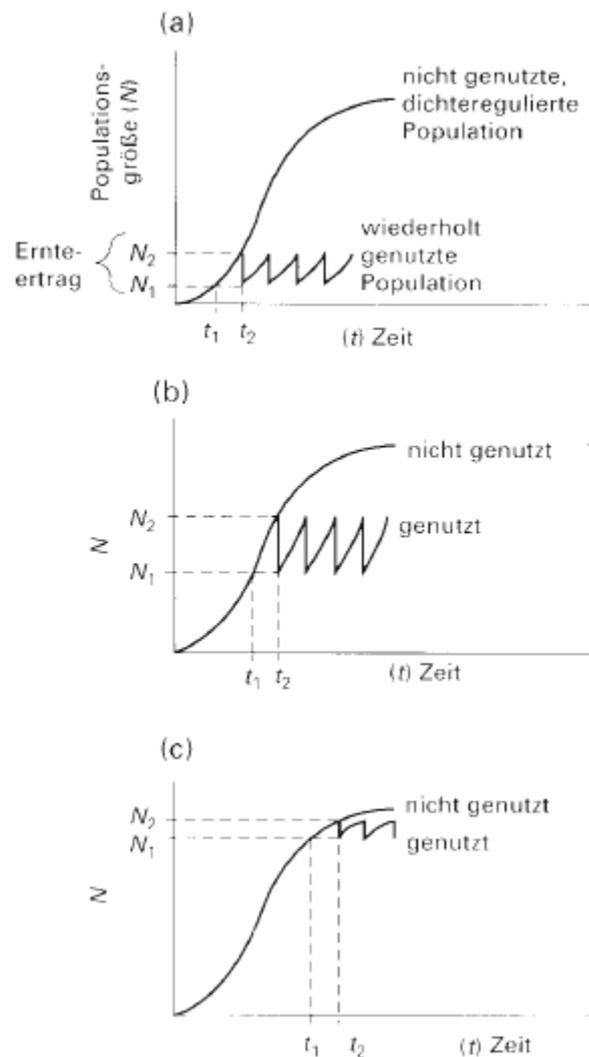


Abb. 5-3: Ernteeffekte in einem a) frühen, b) mittleren und c) späten Stadium des logistischen Populationswachstums (aus BEGON et al. 1997)

Der Aspekt, ob die Feldhasenjagd eine additive oder kompensatorische Sterblichkeitskomponente darstellt, erübrigt sich teilweise für die prädatorenarmen Systeme der Nordseeinseln, da mit diesem ökonomischen „Erntemodell“ einer nachhaltig genutzten, biologischen Ressource die Frage nach diesen Adjektiven in den Hintergrund gestellt wird.

Dennoch wurde bei der Datenanalyse versucht, diese Zusammenhänge zu klären. Dazu wurden Korrelationen zwischen den Gesamtwinterverlusten, der Jagdstrecke und den sonstigen Verlusten ausgeführt (Kap. 4.2.2). Während bei PEGEL (1986) die Jagd als additive Sterblichkeitskomponente herausgestellt wurde, deuten die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit die Jagd als bedingt kompensatorischen Mortalitätsfaktor. Die Ergebnisse der bivariaten Korrelation nach PEARSON zeigten enge negative Zusammenhänge ($p < 0,001$) zwischen dem prozentualen Anteil der Strecke am Herbstbesatz und dem Prozentwert der sonstigen Verluste vom Herbstbesatz. Das heißt, dass bei hohen jagdlichen Entnahmeraten die sonstigen relativen Populationsverluste tendentiell geringer waren. Auch KALCHREUTER (1994) beschreibt eine reduzierte natürliche Sterblichkeit durch den jagdlichen Eingriff in die Populationen „vor dem winterlichen Flaschenhals dichteabhängiger Mortalität“ (1994).

Um den Unterschied zwischen Jagd und Prädation zu erörtern, wird im Folgenden wieder auf das Modell des logistischen Populationswachstums zurückgegriffen. Jagd stellt eine Nutzung in diskreten Zeitabständen immer zum Populationsoptimum dar, während Prädation ganzjährig wirkt. Dies erklärt auch, weshalb der Einfluss einer hohen Fuchspopulation eine kontinuierliche Wirkkomponente für den Feldhasen darstellt und die Populationsgrößen des Feldhasen unter diesen Bedingungen zwangsläufig in geringen Dichtebereichen liegen müssen (Abb. 5-3).

Die im Vergleich zu den Inselformationen gemäßigten Oszillationen der Populationsdichte des Feldhasen in den meisten Festlandsrevieren sind ebenfalls Hinweise für eine hohe Prädationsrate durch den Fuchs. Nach BEDDINGTON et al. (1975) sind geringe Populationschwankungen zwischen diskreten Wachstumsphasen typisch für R-Strategen-Populationen, die durch eine hohe Räubereffizienz beeinflusst werden.

5.4 Die Feldhasenbesätze unter dem Einfluss von Temperatur und Niederschlag

Der Einfluss der klimatischen Bedingungen auf die Feldhasenbesätze wurde in überregionalen Studien als besatzbestimmend angenommen und nach SCHULTE (2001), SPITTLER (2000) und STUBBE (1999) ist ein Abundanzoptimum des Feldhasen nur zu erreichen, wenn die Jahresniederschlagssumme neben anderen abiotischen Faktoren unter 500 mm liegen.

Dieses Postulat wird für Schleswig-Holstein annähernd auf den Kopf gestellt. Während im Östlichen Hügelland die niedrigsten Niederschläge (Lübeck $\bar{\varnothing} = 687$; Kiel $\bar{\varnothing} = 750$ mm;

Westermarkelsdorf (Fehmarn) $\bar{O} = 573$) im Landesvergleich erreicht werden, fällt in der Marsch deutlich mehr Regen (List $\bar{O} = 747$ mm; Leck $\bar{O} = 805$ mm; St.Peter-Ording $\bar{O} = 808$ mm). Gleichzeitig existieren in der Marsch jedoch die höchsten Hasendichten, die mit Maximalwerten von bis zu 127 Hasen / 100 ha auch im Bundesvergleich als sehr hoch zu bezeichnen sind.

Das Klima beeinflusst für die Stichprobe aus 40 Referenzgebieten in Schleswig-Holstein nicht die Höhe der Besätze (Kap. 4.9). Die in den Kap. 5.2 und 5.3 erörterten Einflussgrößen Lebensraum und besonders die Prädation wirken hier stärker.

Während die Dichte demnach kaum durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst wird, ergaben die Auswertungen in Kapitel 4.9 enge Korrelationen mit der Nettozuwachsleistung des Feldhasen. Als sehr starke Wirkkomponente stellte sich eine hohe Niederschlagssumme in den Dekaden 2 und 3 des März, sowie den Dekaden 1 und 2 im April heraus und markierte diesen Zeitraum damit als sensible Phase im Reproduktionsgeschehen des Feldhasen. Als ebenfalls bedeutungsvoll für eine hohe Nettofortpflanzungsleistung konnte die 3. Februardekade, sowie jeweils die 2. Dekade in Juni und Juli herausgestellt werden.

Der Einfluss der Temperatur war weniger bedeutungsvoll. Als positiv für das Überleben der Junghasen können nach den Ergebnissen überdurchschnittliche Temperaturen in der 2. und 3. Aprildekade gelten. Die negativen Korrelationen zwischen Temperatur und Zuwachsleistung in der 3. Junidekade und im Juli sind möglicherweise Folgen einer daraus resultierenden niedrigeren Niederschlagsmenge in dieser Jahreszeit.

Ein klimatischer Einfluss auf die Wintersterblichkeit des Feldhasen konnte in der vorliegenden Stichprobe nicht festgestellt werden. Daraus wäre zu schließen, dass entweder der Feldhase mit den vorgefundenen klimatischen Bedingungen nahezu verlustfrei den Winter überstehen kann oder, dass die Wintersterblichkeit durch andere Faktoren überlagert wird. Dabei dürfte die Jagd eine zentrale Rolle spielen, was auch aus den signifikanten Zusammenhängen zwischen der sonstigen Wintersterblichkeit und der Jagdstrecke abzulesen wäre (Kap. 4.2.2 und 5.3.3), wo die Jagd als bedingt kompensatorische Sterblichkeitskomponente diskutiert wird.

5.5 Faktorenanalyse und die Bedeutung der Komponenten für den Ist-Zustand der Populationsdichte

Die Faktorenanalyse wird in Statistiken mit zahlreichen Variablen, hinter denen eine Einflussnahme auf eine Prüfvariable vermutet wird, als dimensionsreduzierende Methode genutzt. Durch ihren Einsatz werden die einzelnen Komponenten aufgrund mathematischer Eigenschaften zusammengeführt, deren Interpretation schließlich die Ergebnisse der unter den Kapiteln 5.2 bis 5.4 überprüfen und gegebenenfalls stützen soll.

Methodisch wurde die Hauptkomponentenanalyse, rotiert mit der Varimax-Methode, mit Kaiser-Normalisierung eingesetzt (SPSS 10.07).

In die Darstellung der Ergebnisse sind die aus der rotierten Komponentenmatrix ersichtlichen Einzelfaktoren eingeflossen. Mit der gewählten Komponentenzahl werden die Gesamtvarianzen der Daten zu 85 % erklärt.

Tab. 5-4: Rotierte Komponentenmatrix

	Komponenten					
	1	2	3	4	5	6
mittl. Anteil dom. Feldfrüchte	,898					
Hackfrüchte und Gemüse	-,855					
Zahl dom. Feldfrüchte	-,844					
Getreide	,727				,510	
Weizen	,718					
Anzahl Feldfrüchte	-,709					
Verkehr	,571					
Summe Raubwild		,875				
Fuchsstrecke		,858				
Knicks		,672				
Hasenstr.abs.		-,643				
Hasenstr. [%]		-,627				
Linearstrukturen			,954			
Anteil dom./Linearstr.			-,872			
Gewässer			,632			
Siedlung				,873		
Geheckdichte				,837		
% Acker					,781	
Raps					,707	
Füchse je 1000 ha geleuchtet						-,872

Komponente 1 wird interpretiert als Zeiger einer intensiven Landwirtschaft. Die negativen Vorzeichen der Parameter Hackfrüchte und Gemüse, Anzahl dominanter Feldfrüchte und Anzahl der Feldfrüchte werden als günstig für die Feldhasenbesätze angenommen, was aus den Resultaten im Kapitel 5.2 hervorgeht.

Der Einfluss des Raubwildes, vornehmlich des Fuchses, geht aus der Komponente 2 hervor. Die Jagdstreckenergebnisse des Feldhasen sind hier mit negativem Vorzeichen enthalten. Komponente 3 betrachtet die Strukturierung der Landschaft durch lineare Strukturen, während in Komponente 4 als potentiell negative Einflussgrößen die Siedlungsdichte des Menschen und der Fuchsbaudichte zusammengefasst sind. Es wäre also denkbar, dass Füchse in der offenen Agrarlandschaft, die durch die Referenzgebiete repräsentiert wird, verstärkt die Strukturen menschlicher Siedlung als Aufzuchtstätte wählen. Möglicher Antrieb der Fähen wäre eine verbesserte Nahrungszugänglichkeit in der Nähe menschlicher Siedlungen.

Diese Vermutung wird durch die Ergebnisse von LABHARDT (1996) gestützt, der während der Aufzuchtzeit einen erhöhten Anteil an Hausgeflügel und Resten menschlicher Zivilisation feststellte. In dieser Analyse kann die Komponente 4 demnach als Fuchsdichte während der Aufzuchtzeit interpretiert werden.

Komponente 5 steht für eine intensive Landwirtschaftsform, bei der die Anbaufrüchte Getreide und Raps angebaut werden. Als letzte, aufgrund der Datenlage vereinzelt Komponente, geht die Zahl der beobachteten Füchse während der Scheinwerfertextation in die Matrix ein.

Die in dieser Form reduzierte Faktorenkonstellation wurde einer bivariaten Signifikanzprüfung (PEARSON) unterzogen. Die Korrelationsmatrix (Anhang 7-26) zeigt, dass signifikant negative Korrelationen zwischen der „Fuchskomponente“ (2) und den Feldhasenbesätzen ($p = 0,006$ im Frühjahr; $0,005$ im Herbst) bestehen.

Nach der Matrix wirken sich dämpfend auf die Nettozuwachsleistung eine verringerte Anbauvielfalt (Komponente 1; $p = 0,021$) sowie die Komponente 4 aus. In letzterer ist neben der Siedlungsdichte des Menschen auch die Geheckdichte des Fuchses wie oben erläutert enthalten.

Mit der Faktorenanalyse werden also die Ergebnisse der bisherigen Diskussionsteile bestätigt. Der Einfluss der Prädation auf die Feldhasendichte ist der Haupteffektor, während die Anbauvielfalt, neben einer geringen Geheckdichte für eine erhöhte Zuwachsleistung mitverantwortlich sind.

Hier nicht integriert ist die klimatische Komponente, die wie gezeigt, für die eingesetzten Referenzgebiete aus Schleswig-Holstein keine Auswirkung auf die Hasendichte hat. Es zeigte sich jedoch (Kapitel 5-4), dass die Niederschlagsverteilung im Jahresgang eine wichtige Komponente für die Reproduktionsleistung darstellt. Aufgrund des erreichten hohen Signifikanzniveaus ($p < 0,01$) sind die annualen Variationen der Zuwachsleistung zum Großteil auf die Niederschlagsmengen in den Dekaden 3 und 4 des März, sowie den ersten beiden Aprildekaden zurückzuführen. Die Höhe der Zuwachsleistung über die Jahresmittelwerte wird allerdings dominiert durch die hier ermittelten Komponenten 1 (Anbauvielfalt) und 4 (Geheckdichte des Fuchses).

Die gewonnenen Resultate, die den Wirkmechanismus des Ökosystems auf die Feldhasenpopulation im Zusammenwirken des Klimas, des Lebensraums und der Prädation für die Stichprobe der Referenzgebiete beschreiben und interpretieren, sind nicht direkt vergleichbar mit bisherigen Analysen zu diesem Themenkomplex. KILIAS & ACKERMANN (2001) und auch SCHRÖPFER & NYENHUIS (1982) setzen in ihren Studien zwar ebenfalls die Faktorenanalyse ein, allerdings fehlt bei den Autoren die Einflussgröße der Prädation. Die hauptsächliche Beschränkung in der Variablenauswahl auf die Vegetations- und Landwirtschaftskomponente ist bereits in Kapitel 5-2 ausführlich besprochen.

Tab. 5-5: Korrelationsmatrix der Komponenten 1-5

		Abs. Frühj. Med.	Abs. Herb. Med.	Median Zuwachs
abs. Frühj. Med.	Korrelation nach Pearson	1,000	,971	,243
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130
	N	40	40	40
abs. Herb. Med.	Korrelation nach Pearson	,971	1,000	,342
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031
	N	40	40	40
Median Zuwachs	Korrelation nach Pearson	,243	,342	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,
	N	40	40	40
REGR factor score 1 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	-,329	-,340	-,524*
	Signifikanz (2-seitig)	,170	,154	,021
	N	19	19	19
REGR factor score 2 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	-,606**	-,616**	,084
	Signifikanz (2-seitig)	,006	,005	,732
	N	19	19	19
REGR factor score 3 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	,189	,203	,255
	Signifikanz (2-seitig)	,439	,405	,291
	N	19	19	19
REGR factor score 4 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	-,261	-,282	-,523*
	Signifikanz (2-seitig)	,280	,243	,022
	N	19	19	19
REGR factor score 5 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	,277	,315	-,056
	Signifikanz (2-seitig)	,251	,188	,821
	N	19	19	19
REGR factor score 6 for analysis 1	Korrelation nach Pearson	,183	,194	,159
	Signifikanz (2-seitig)	,454	,427	,515
	N	19	19	19

6 Zusammenfassung

Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchung war die Erarbeitung einer wissenschaftlichen Grundlage, die die aktuellen Populationsdichten und -zyklen des Feldhasen zu beschreiben vermag und darauf aufbauend in der Lage ist, die Komponenten im Wirkungsgefüge um die Populationsdynamik zu quantifizieren. Die erforderlichen Daten wurden im Projekt „Wildtierkataster Schleswig-Holstein“ erarbeitet.

Auf Basis statistischer Auswertungen wurden darüber hinaus die Ursachen und ihre Gewichtung im Zusammenhang mit der gegenwärtigen Bestandssituation erörtert.

Als erstes Teilziel wurde zunächst der Themenkomplex der Einsatzfähigkeit der Scheinwerfertaaxation diskutiert. Auch wenn in einzelnen Untersuchungen beachtliche Differenzen zwischen den Zählergebnissen einer vergleichenden Scheinwerfer- und Infrarotkamerateaxation für den Feldhasen vorgefunden wurden (FOCARDI et al. 2001), muss dies dahingehend relativiert werden, dass die Zählzeitpunkte in der genannten Untersuchung nicht auf die vegetationsarmen Jahreszeiten beschränkt blieben, so dass hier die Sichtbeschränkungen durch den höheren Aufwuchs der Vegetation nicht wie bei der in der vorliegenden Arbeit angewendeten Methode minimiert waren. Durchaus legt dieses Ergebnis aber nahe, in deckungsreichen Gebieten mit niedrigen Hasendichten Kontrollzählungen mit der Infrarottechnik durchzuführen. Als künftige Forschungsaufgabe sollten Zählungen unter vergleichbaren Bedingungen mit Infrarot- und Halogenscheinwerfern in einer adäquaten Stichprobe durchgeführt werden, um die Frage der Genauigkeit der hier eingesetzten Methode zu überprüfen und ggf. Korrekturfaktoren zu finden.

Die weiteren Ziele der Arbeit lagen in der Analyse der Ökosystemkomponenten und ihrer Auswirkung auf die Konstitution der Feldhasenpopulationen.

Der Lebensraum wurde anhand digitaler Kartengrundlage charakterisiert, wobei die Landschaften nach dem Vorhandensein von dauerhaften linearen Strukturelementen sowie der Dauernutzungsflächen Wald, Siedlung und Grünlandanteil klassifiziert wurden. Die Erfassung der jährlich wechselnden Flächenutzungen auf den Ackerflächen oder sonstiger einer Nutzungsrotation unterzogenen Flächen, die das Bild der Feldhasenbiotope bestimmen, wurden durch Flächennutzungskartierungen in den Jahren 1996 bis 1999 erfasst.

Nach den Ergebnissen können für Schleswig-Holstein die Determinanten Niederschlagsarmut und warme, trockene Böden nicht in Bezug auf die Feldhasenabundanzen gelten.

Unter den zahlreichen berücksichtigten Landschaftskomponente stellte sich als tendentiell günstig für die Feldhasenpopulationen ein ausgeglichenes Verhältnis der angebauten Haupt-

feldfrüchte heraus, wobei die Anzahl der dominierenden Anbaukulturen (>10% der landwirtschaftlichen Fläche) mehr als zwei betragen sollte. Diese Korrelationen erreichten jedoch nicht das Signifikanzniveau von $p = 0,05$.

Als ungünstiger Wirkeinfluss stellte sich zunächst in bivariaten Korrelationen das Vorkommen von Hecken heraus. Dies erwies sich aber als nicht haltbare Feststellung, da sich durch eine partielle Korrelation unter Hinzunahme der Störvariablen „Fuchsdichte“ die Zusammenhänge auflösten.

Damit waren bereits Anzeichen erkennbar, dass die Prädation möglicherweise in den Vordergrund der Populationsdynamik zu rücken ist. Es ergaben sich bei der Korrelation der relativen Abundanzinformationen zum Fuchsvorkommen enge negative Zusammenhänge zu den Feldhasendichten. Daraus ist zu folgern, dass die Landschaftskapazität in den Referenzgebieten durch den Prädationseinfluss des Rotfuchses überlagert wird. Eindrucksvolle Beispiele, die den Verdacht erhärteten, dass der Faktor Prädation als relevante Komponente im Populationsgeschehen wirkt, sind die verschiedenen Inselpopulationen, wo Füchse nicht vorkommen. Hier verlaufen die populationsdynamischen Prozesse trotz intensiver Landwirtschaft und klimatisch äquivalenter Bedingungen, wie es eine logistische Wachstumskurve erwarten lässt. Eine durch die Landschaft vorgegebene Kapazitätsgrenze für die Besiedlungsdichte des Feldhasen war nur beim Fehlen von Raubtieren ab einer Größe der *Martes*-Arten feststellbar, wobei dem Rotfuchs die dominierende Rolle im Prädationsgeschehen zuzuordnen war.

Im Kontext der Räuber-Beute-Beziehungen wurde auch der Einfluss der Jagd überprüft. Es konnte gezeigt werden, dass sich die Höhe des jagdlichen Eingriffs in den Referenzgebieten an den Herbstbesätzen orientierte und die Jagd damit dem Prinzip der Nachhaltigkeit folgte. Darüber hinaus konnte anhand enger negativer Korrelationen zwischen dem Anteil der Jagdstrecke am Herbstbesatz und der sonstigen winterlichen Sterblichkeit gezeigt werden, dass die Jagd eine bedingt kompensatorische Sterblichkeitskomponente darstellt.

Die klimatischen Einflüsse, die für Schleswig-Holstein nicht in Zusammenhang mit der vorgefundenen Feldhasendichte stehen, wurden bezüglich ihrer Wirkung auf die annualen Differenzen der Reproduktionsleistung analysiert. Es konnte dargestellt werden, dass insbesondere hohe Niederschlagssummen in der 2. und 3. Märzdekade und den ersten beiden Aprildekaden einen signifikant negativen Einfluss auf die Nettozuwachsraten der Populationen besitzen. Die Ausprägung der Temperatur spielte nur eine untergeordnete Rolle.

Abschließend wurden die einzelnen Variablen aus der Lebensraumanalyse und dem Prädatorenvorkommen in einer Faktorenanalyse in Komponenten gruppiert. Es bestätigte sich die dichtebestimmende Wirkung der Prädation durch den Rotfuchs.

Die Höhe der mittleren jährlichen Zuwachsrates wurde am stärksten positiv durch die Anbauvielfalt auf den landwirtschaftlichen Ackerflächen und negativ durch die Dichte der Mutterbau des Rotfuchses beeinflusst.

7 Literatur

- ANGELICI, F. M., RIGA, F., BOITANI, L. & LUISELLI, L. (2000): Fate of captive-reared brown hares *Lepus europaeus* released at a mountain site in central Italy. *Wildlife Biology* 6: 173-178
- ABILGARD, F., ANDERSEN, J. & O. BARNDORFF-NIELSEN (1972): The hare population (*Lepus europaeus* PALLAS) of Illimo island, Denmark. A report of the data from 1957-1970. Danish review of game biology 6(5). Kalo, Dänemark
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & J. NIPPER (1990): Statistische Methoden in der Geographie 1. Teubner Studienbücher der Geographie, Stuttgart, 3. überarb. Aufl.: 233 S.
- BAILLIE, S. R. (1990): Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* 132: 151-166
- BAINES, D., GODDARD J. & HUDSON, P. (1991): Capercaillie in Scotland. The Game Conservancy trust, Review of 1990: 153-156
- BAIRLEIN, F. (1995): Vogelzugforschung. Grundlage für den Schutz wandernder Vögel. *Natur und Landschaft* 69: 547-553
- BAIRLEIN, F., BAUER, H.-G. & H. DORSCH (2000): Integriertes Monitoring von Singvogelpopulationen. *Vogelwelt* 121: 217-232
- BEDDINGTON, J.R., FREE, C.A., LAWTON, J.A. (1975): Dynamic complexity in predator-prey models framed in difference equations. *Nature* 273: 58-60
- BEGON, M., MORTIMER, M. & D. J. THOMPSON (1997): Populationsökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford: 380 S.
- BENSINGER, S., KUGELSCHAFTER, K., ESKENS, U. & A. SOBIRAJ (2000): Untersuchungen zur jährlichen Reproduktionsleistung von weiblichen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in Deutschland. *Z. Jagdwiss.* 46: 73-83
- BERNDT, R. K., KOOP, B. & B. STRUWE-JUHL (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster: 504 S.
- BLEW, J. (1993): Zur Situation des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS) in Schleswig-Holstein: Zahlen, Populationsparameter, Krankheiten und Parasiten. *Jagdbericht Schleswig-Holstein* 1992/93: 51-70
- BLOTTNER, S. (2001): Gestörte Fortpflanzungsfähigkeit des Feldhasen? Notwendigkeit und Schwierigkeit der Unterscheidung zwischen physiologischen, ökologischen und anthropogene Einflussfaktoren. *Z. Jagdwiss.* 47: 77-83
- BLOTTNER, S., LANGE, A., GÖRITZ, F., FAßBENDER, M., BROICH, A., QUEST, M., GILLES, M., LENGWINAT, T., & T. B. HILDEBRANDT (2001): Untersuchungen zur reproduktiven Fitness an lebenden männlichen Feldhasen aus unterschiedlichen Habitaten. *Z. Jagdwiss.* 47: 84-91
- BOONSTRA, R., KREBS, C. J., BOUTIN, S. & J. M. EADIE (1994): Finding mammals using far-infrared thermal imaging. *Journal of Mammalogy*: 75/4: 1063-1068
- BORKENHAGEN (2001): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins – Rote Liste: 60 S.
- Borkenhagen (1993): Atlas der Säugetiere Schleswig-Holsteins. MUNF, Kiel
-

-
- BOYE, P. (1996): Ist der Feldhase in Deutschland gefährdet? *Natur und Landschaft* 71/4: 167-174
- BRAY, Y. (1997): Dynamics of european hare (*Lepus europaeus*): Fecundity of does and dispersal of young. *Symposium Lagomorphes*: 500-501
- BRODOWSKI, A-K., JEWGENOW, K., PIELOWSKI, Z. & S. BLOTTNER (2001): Saisonale Veränderungen histologisch-morphometrischer Parameter im Testis von Feldhasen. *Z. Jagdwiss.* 47: 26-33
- BRUNS, H. A., HÖTKER, H., CHRISTIANSEN, J., HÄLTERLEIN, B. & W. PETERSEN-ANDRESEN (2001): Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. *Corax* 18, Sonderheft 2: 67-80
- BÜHL, A. & P. ZÖFEL (2000): SPSS Version 10 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Addison Wesley, München: 734 S.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (HRSG.) (1995-2002): Witterungsreport, Jahresausgaben 1995 bis 2002. Offenbach/Main
- DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA ANIMALE – UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA (Hrsg.) (2001): Studio sul successo dei ripopolamenti di lepore: 253 S.
- DJV (HRSG.) (2002): Zur Besatzsituation des Feldhasen in Deutschland. Ergebnisse der Scheinwerfertextation im Herbst 2001 in Referenzgebieten im Rahmen des WILD. Bonn: 18 S.
- DJV (HRSG.) (2003): Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands. Bonn:
- Eiberle, K. (1983): Witterungsverlauf und Jahresstrecke des Feldhasen (*Lepus europaeus*). *Schweiz. Z. Forstw.* 134/11: 877-885.
- ESKENS, U., KUGEL, B., BENSINGER, S., & N. BITSCH (1999): Untersuchungen über mögliche Einflußfaktoren auf die Populationsdichte des Feldhasen. *Z. Jagdwiss.* 45: 60-65
- EYLERT, J. (2000): Jagdstatistik als Beitrag zum Landschaftsmonitoring. *LÖBF-Mitteilungen* 2/2000: 56-67
- FAßBENDER, M., GÖRITZ, F., BLOTTNER, S., GILLES, M., LANGE, A., BROICH, A., QUEST, M., LENGWINAT, T., SPITTLER, H. & T. HILDEBRANDT (2001): In-vivo-Untersuchungen zur Fruchtbarkeit lebender Europäischer Feldhasen (*Lepus europaeus*) in Nordrhein-Westfalen. *NUA-Seminarbericht* 7: 47-53
- FEHLBERG, U. (1997): Wildtierkataster Schleswig-Holstein – ein System für regionales Bio-monitoring am Beispiel Feldhase und Wiesenweihe. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 22: 149-157
- FEHLBERG, U. (1998): Wildtierkataster Schleswig-Holstein – ein System für regionales Bio-monitoring. *Game Conservancy Deutschland, Nachrichten* Dezember 1998, Jg. 8, H. 2: 35-37
- FEHLBERG, U. & H. SCHMÜSER. (2000): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Studie im Auftrag des Deutschen Jagdschutz-Verbandes, Bonn, unveröff.
- FOCARDI, S., DEMARINIS, A. M., RIZZOTTO, M. & A. PUCCI (2001). Comparative evaluation of thermal infrared imaging and spotlight to survey wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 29/1: 133-139
- FRÖHLICH, K. (2001): Infektionskrankheiten des Feldhasen. *NUA-Seminarbericht* 7: 34-46
-

-
- GILLIS, E. A. (1998): Survival of juvenile hares during a cyclic population increase. *Can. J. Zool.* 76: 1949-1956
- GORETZKI, J. (1999): Einfluß von Beutegreifern auf Feldhasenpopulationen. – in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): BML - Feldhasensymposium, Bonn: 46-53
- GORETZKI, J. & C. LIESS (1989): Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wissenschaftliche Beiträge Univ. Halle 1989/37: 361-370
- GÖRITZ, E., FAßBENDER, M., BROICH, A., QUEST, M., LANGE, A., BLOTTNER, S., GILLES, M., LENGWINAT, T., SPITTLER, H. & T. B. HILDEBRANDT (2001): Untersuchungen zur reproduktiven Fitness lebender weiblicher Feldhasen aus unterschiedlichen Habitaten. *Z. Jagdwiss.* 47: 92-99
- GOSZCZYNSKI, J. & M. WASILEWSKI (1992): Predation of foxes on a hare population in central Poland. *Acta Theriologica* 37/4: 329-338
- GREENWOOD, J. J. (1999): Why conduct bird census and atlas work in Europe? *Vogelwelt* 120: 11-23
- GRÜNKORN, T. (1999): Brutbestand und Bruterfolg des Mäusebussards (*Buteo buteo* L.) auf einer Probefläche bei Schleswig 1999: 32 S.
- GUTHÖRL, V. & H. KALCHREUTER (1995): Zum Einfluß des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. Verlag Dieter Hoffmann, Mainz
- HACKLÄNDER, K., FRISCH, C., KLANSEK, E., STEINECK & T. RUF (2001): Die Fruchtbarkeit weiblicher Feldhasen (*Lepus europaeus*) aus Revieren mit unterschiedlicher Populationsdichte. *Z. Jagdwiss.* 47: 100-110
- HAERER, G., NICOLET, J., BACCARINI, L., GOTTSTEIN, B. & M. GIACOMETTI (2001): Todesursachen, Zoonosen und Reproduktion bei Feldhasen in der Schweiz. *Schweiz. Arch. Tierheilkunde* 143/4: 193-201
- HANSEN, K. (1997): Effects of serial production on the population dynamics of the european hare (*Lepus europaeus*). *Symposium Lagomorphes*: 510
- HELL, P., FLAK, P. & J. SLAMECKA (1997): Korrelation zwischen der Streckenentwicklung des Rot- und Rehwildes sowie des Feldhasen und ihrer wichtigsten Prädatoren in der Slowakei in den Jahren 1968-1995. *Z. Jagdwiss.* 43: 73-84
- HELL, P., SLAMECKA, J. & P. FLAK (1997): Einfluß der Witterungsverhältnisse auf die Strecken und den Zuwachs der Feldhasen in der südwestlowakischen Agrarlandschaft. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 22: 65-172
- HESKE, E. J., ROBINSON, S. K. & J. D. BRAWN (1999): Predator activity and predation on songbird nests on forest-field edges in east-central Illinois. *Landscape Ecology* 14: 345-354
- HEYDEMANN, B. (1997): Neuer Biologischer Atlas. Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Wachholtz Verlag, Neumünster: 591 S.
- HEYDON, M. J., REYNOLDS, J. C. & M. J. SHORT (2000): Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *J. Zool.* 251: 253-264
- HOCHACHKA, W. M., MARTIN, K., DOYLE, F. & C. J. KREBS (2000): Monitoring vertebrate populations using observational data. *Can. J. Zool.* 78: 521-529
-

-
- HOFFMANN, D. (2001 a): Feldhase – in: MUNF Schleswig-Holstein (Hrsg.): Jagd- und Artenschutzbericht 2001, Kiel: 26-29
- HOFFMANN, D. (2001 b): Populationsentwicklung und Lebensraumnutzung des Baummarters (*Martes martes* L.) in Schleswig-Holstein. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 26: 255-265
- HOFFMANN, D.(2000 und 2001): Artenschutzprojekt Wiesenweihe des Landes Schleswig-Holstein. MUNF, Kiel
- HOFFMANN, D. (2001 b): Analyse der Referenzgebiete Grönwohld und Alt Duvenstedt durch das Wildtierkatster am Beispiel des Feldhasen. Jäger und Fischer 2001/1 & 2
- HOFFMANN, L., SCHLEGELMILCH, R., KÜCKEN, U., LUDWIG, C., LANGE, S., HELBING, H. & G. ORTHEY (1997): Gesundheitsstatus der Feldhasen in Thüringen. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 127-133
- KALCHREUTER, H. (1984): Die Sache mit der Jagd. 4.Auflage (Neuausgabe). München
- KILIAS, H. & W. ACKERMANN (2001): Zur Bestandssituation des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in Bayern. Z. Jagdwiss. 47: 111-124
- KNUDTSEN, G. R. (2001): Die alte Oevenumer Vogelkoje „Dünkirchen“. Auszüge aus den Kojenbüchern. Ferring-Stiftung, Föhr: 149 S.
- KÖSTER, H., NEHLS, G. & K.-M. THOMSEN (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 121-132
- KREBS, C. J., BOONSTRA, R., NAMS, V., O'DONOGHUE, M., HODGES, K. E. & S. BOUTIN (2001): Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. Can. J. Zool. 79: 1-5
- KRÜGER (1998): Entwicklung der Jagdstrecken des Schwarzwildes (*Sus Scrofa* L. 1758) und möglicher Einflussfaktoren im heutigen Freistaat Sachsen. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 44: 151-166
- KUBETZKI, U. (2001): Zum Bestandsrückgang der Sturmmöwe (*Larus canus*) an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste – Ausmaß, Ursachen und Schutzkonzepte. Corax 18: 301-323
- KÜßWETTER, A. (1997): Getreideerträge hoch – Niederwild satt. Game Conservancy Deutschland, Nachrichten November 1997: 5-7
- LABHARDT, F. (1996): Der Rotfuchs. Verlag Paul Parey, Hamburg: 158 S.
- LANGBEIN, J., HUTCHINGS, M. R., HARRIS, S., STOATE, C., TAPPER, S. C. & S. WRAY (1999): Techniques for assessing the abundance of brown hares *Lepus europaeus*. Mammal Rev., Vol. 29/2: 93-116
- LEWANDOWSKI, K. & J. J. NOWAKOWSKI (1993): Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. Acta Theriologica 38/4: 435-442
- LITZBARSKI, B. & H. LITZBARSKI (1999): Entgegnung zu „20 Jahre Artenschutz für die Großstrappe *Otis tarda* in Brandenburg – eine kritische Bilanz“. Vogelwelt 120: 173-183
- LOEGERING, J. P. (1995): Factors affecting piping plover chick survival in different brood-rearing habitats. J. Wildlife Manage 59/4: 646-655
-

-
- MARBOUTIN, É. & N. J. AEBISCHER (1996): Does harvesting arable crops influence the behaviour of the european hare *Lepus europaeus*? *Wildlife Biology* 2/2: 83-91
- MARBOUTIN, É. & K. HANSEN (1998): Survival rates in a nonharvested brown hare population. *J. Wildlife Manage* 62/2: 772-779
- MARBOUTIN, É. & R. PÉROUX (1999): Some aspects of the spatial distribution of hares (*Lepus europaeus*) at night. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 16/2: 143-156
- MARTIN, S. (1999): Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Niederwildlebensräume. – in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): BML - Feldhasensymposium, Bonn: 18-31
- MÄDLOW, W. & N. MODEL (2000): Vorkommen und Bestand seltener Brutvogelarten in Deutschland 1995/96. *Vogelwelt* 121: 189-205
- MÄDLOW, W. & C. MAYR (1996): Die Bestandsentwicklung ausgewählter gefährdeter Vogelarten in Deutschland 1990-1994. *Vogelwelt* 117: 249-260
- MCLAREN, G. W., HUTCHINGS, M. R. & S. HARRIS (1997): Why are brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife*, 14/3: 335-348
- MECKEL (1995-2001): Bruterfolgskontrolle der Schleiereule. Landesverband Eulenschutz Schleswig-Holstein
- MEIA, J-S., AUBRY, S., LIBEREK, M. & S. MEYER (1997): Le renard jurassien - est il un prédateur de lièvres? *Bulletin de la Société Neuchateloise des sciences naturelles* 120/2: 140
- MEYNEN, E., SCHMIDTHÜSEN, J., GELLERT, J.F., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H., SCHULTZE, J.A. (Hrsg.) (1962): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Veröffentlichung des Institutes für Landeskunde in der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung und des deutschen Institutes für Länderkunde. Druck: W. Grötschen KG, Dortmund.
- MOOIJ, J. H. (1998): Zum Einfluß von Biotopeignung und Prädatoren auf die Bestände einiger Niederwildarten. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 23: 161-178
- MOSER, A. (1999): Lebensraumverbesserung unter Einbindung von Maßnahmen der Agrarpolitik. – in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): BML - Feldhasensymposium, Bonn: 32-45
- MULDER, J. L. (2000): De vos in Meijendel en Berkheide. Verslag van onderzoek in 1997-2000. Duinwaterbadrijf Zuid-Holland, Natuurbedrijf, Afdeling Duinstrategie: 131 S.
- MÜLLER, F. (1981): Die Bedeutung von Rainen, Hecken und Feldgehölzen in der Landschaft, besonders für die Wildhege. *Niedersächsischer Jäger* 26/16: 801-811
- MÜLLER, P. (1995): Krähenvogelbejagung für den Artenschutz. *Game Conservancy Deutschland, Nachrichten* November 1995: 3-25
- MÜLLER, P. (1997 a): Allgemeines Artensterben – ein Konstrukt? *Arch. Nat.-Landsch.* 36: 223-252
- MÜLLER, P. (1997 b): Fuchspopulation, Niederwild und Bodenbrüter. *Game Conservancy Deutschland, Nachrichten* März 1997: 3-19
- MÜLLER, P. (1998): Viele Lerchen – viel Niederwild! *Game Conservancy Deutschland, Nachrichten* Mai 1998: 3-11
-

-
- MÜLLER, P. (2001 a): Rabenvögel und Niederwild. Game Conservancy Deutschland, Nachrichten April 2001: 1-18
- MÜLLER, P. (2001 b): Zuverlässige Abschuss-Statistik als Voraussetzung für Wildlife-Management, dargestellt am Beispiel von Schweinepest und der raumzeitlichen Dynamik von Schwarzwildschäden. Game Conservancy Deutschland, Nachrichten Dezember 2001: 9-19
- MÜLLER, P. (2002): Wildtier-Informationssysteme als Grundlage für Schutz und Nutzung. Game Conservancy Deutschland, Nachrichten März 2002: 1-18
- NENTWICH, F. (1997): Erfahrungen bei der Biotopgestaltung für das Niederwild Thüringens. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 135-139
- NEWTON, I. (1998): Population Limitation in Birds. Academic Press Limited, London: 597 S.
- NIETHAMMER, J. & F. KRAPP (Hrsg.) (1978-1993): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1-5, Aula Verlag, Wiesbaden
- NÖSEL, H. & M. AHRENS (1997): Niederwildprojekt Thüringen: Ergebnisse der Felduntersuchungen. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 117-125
- OAG Münster (1996): Internationale Limikolen - Zählung (1979 – 1994). Vogelwelt 117: 307-310
- Oort, G. van (1978): De Vos. Spectrum, Utrecht/Antwerpen.
- PANEK, M. & R. KAMIENIARZ (1999): Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981-1995. Acta Theriologica 44/1: 67-75
- PEGEL, M. (1986): Der Feldhase (*Lepus europaeus* PALLAS) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Enke Verlag, Stuttgart: 224 S.
- PÉPIN, D. & B. CARGNELUTTI (1994): Individual variations of daily activity patterns in radio-tracked european hares during winter. Acta Theriologica 39/4: 399-409
- PÉROUX, R., MAUVY, B., LARTIGES, A., BRAY, Y. & E. MARBOUTIN (1997): Point transect sampling: A new approach to estimate densities or abundances of european hare (*Lepus europaeus*) from spotlight counts. Symposium Lagomorphes: 525-530
- PIELOWSKI, Z. (1969): Belt assessment as a reliable method of determining the numbers of hares. Acta theriologica 18/9: 133 - 140
- POHLMAYER, K. (2000): Niederwild in der Prädatorenfalle. Niedersächsischer Jäger 10/2000: 16-21
- POTTS, D. (1995): Extensification. Nearly midnight. The Game Conservancy trust - Review of 1995: 70-74
- PUPPE, K. (1966): Untersuchungen über die Variationsbreite des nutzbaren Zuwachses des Hasen in Abhängigkeit von regionalen Klimaunterschieden. Beitr. Jagd u. Wildf. 5: 109-117.
- RATTENBORG, E. (1997): Diseases in the danish brown hare population (*Lepus europaeus*). Symposium Lagomorphes: 530-531
- REMMERT, H. (1992): Ökologie. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest
-

-
- REYNOLDS, J. (1997): Foxes and wildlife tourism. The Game Conservancy trust - Review of 1997: 86-91
- REYNOLDS, J. & M. HEYDON (1998): Foxes in myth and reality. The Game Conservancy trust - Review of 1998: 24-27
- REYNOLDS, J. C. & S. C. TAPPER (1995): Game predators. The Game Conservancy trust - Review of 1995: 41-44
- RIMATHÉ, R. (1977): Zur saisonalen Abundanzdynamik des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) im schweizerischen Mittelland. Diss. Univ. Zürich: 176 S.
- ROTHER, H. (1999): Zulassungsverfahren bei Pflanzenschutzmitteln. – in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): BML - Feldhasensymposium, Bonn: 12-17
- RÜHE, F. (1999): Effects of stand structures in arable crops in brown hare (*Lepus europaeus*) distribution. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 16/4: 317-337
- SALZMANN-WANDELER, I. & H. SALZMANN (1973): Erste Erfahrungen bei Feldhasenzählungen mit Scheinwerfern. *Jahrb. Nat. Hist. Museum Bern*, 5
- SCHNEIDER, E. (1978): Der Feldhase. *Biologie – Verhalten - Hege und Jagd*. BLV, München, Bern, Wien
- SCHMÜSER, H. (2001): Das Wildtierkataster Schleswig-Holstein (WTK-SH) – ein Monitoringprojekt. *Artenschutzreport*, 11/2001: 33-36
- SCHNEIDER, E. (1997): Brown hare (*Lepus europaeus*) towards the 21st century. *Symposium Lagomorphes*: 533-534
- SCHNEIDER, E. & S. MAAR (1997): Survey on the situation of the hare (*Lepus europaeus*) populations in the „Wettereau“ area (Frg). *Symposium Lagomorphes*: 534-535
- SCHOTT, Carl (1956): *Die Naturlandschaften Schleswig-Holsteins*. Karl Wacholtz Verlag Neumünster
- SCHRÖPFER, R., BODENSTEIN, C. & C. SEEBASS (2000): Der Räuber-Beute-Zusammenhang zwischen dem Iltis *Mustela putorius* L., 1785 und dem Wildkaninchen *Oryctolagus cuniculus*. *Z. Jagdwiss.* 46: 1-13
- SCHRÖPFER, R., FELDMANN, R. & H. VIERHAUS (Hrsg.) (1984): *Die Säugetiere Westfalens*. Münster: 393 S.
- SCHRÖPFER, R. & H. NEYENHUIS (1982): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778). *Z. Jagdwiss.* 28: 213-231
- SCHULTE, J. (2002): *Hase und Kaninchen konkret. Beschreibung und Anleitung für Jäger*. Landbuch Verlag Hannover: 119 S.
- SCOTT, D. & P. ROSE (1996): *Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasie*. Wetlands International Publ. 41, Wageningen
- SKIRNISSON, K. (1989): Zur Verbreitung, Bestandsentwicklung und Bejagung von Iltis, Baum- und Steinmarder in Schleswig-Holstein – Ergebnisse einer Fragebogenaktion -. Forschungsstelle Wildbiologie am Institut für Haustierkunde der Univ. Kiel; Jahresbericht 1991/92
- SKIRNISSON, K. (1990): Zur Bestandsentwicklung des Feldhasen (*Lepus europaeus*, PALLAS 1778) in Schleswig-Holstein. *Zeitschrift f. Jagdwiss.* 36: 9-21.
-

-
- SMEDSHAUG, C. A., SELÅS, V., LUND, S. E. & G. A. SONERUD (1999): The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology* 5/3: 157-166
- SPITTLER, H. (1996): Der Hase in der Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. Diana-Verlag, Vettelschoß
- SPITTLER, H. (2000): Der Feldhase. Deutscher Jagdschutz-Verband e. V., Merkblatt Nr. 5. Verlag Dieter Hoffmann, Mainz: 42 S.
- SPITTLER, H. (2001): Situation des Feldhasen in Nordrhein-Westfalen und Ursachen für den Streckenrückgang. NUA-Seminarbericht 7: 23-33
- STATISTISCHES BUNDESAMT (HRSG.) (1998): Ökologische Flächenstichprobe. Ausgewählte Ergebnisse der Pilotstudie. 23 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1988): Die Bodennutzung Schleswig-Holsteins im Jahre 1988. Statistische Berichte des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein 1988: 12 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1996): Die Bodennutzung Schleswig-Holsteins im Jahre 1996. Statistische Berichte, Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein 1996: 12 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (2001): Die Bodennutzung Schleswig-Holsteins im Jahre 2001. Statistische Berichte, Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein 2001: 12 S.
- STEIF, K. & R. ALTENKAMP (1999): 20 Jahre Artenschutz für die Großtrappe *Otis tarda* in Brandenburg – eine kritische Bilanz. *Vogelwelt* 120: 163-172
- STOATE, C. & D. PARISH (2001): Songbirds gain from game crops. *The Game Conservancy - Review of 2001*: 90-93
- STOATE, C., WAKEHAM-DAWSON, A. & S. TAPPER (1994): Hares, farming, and foxes. *The Game Conservancy - Review of 1994*: 108-110
- STRAUSS, E. (2000): Unterschiedliche Wildtiererfassungssysteme in Deutschland – eine kritische Betrachtung. *Z. Jagdwiss.* 46: 193-197
- STRAUSS, E. & K. POHLMAYER (1997): Methodische Probleme bei der Scheinwerfertaxation zur Ermittlung der Feldhasenbesätze. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 22: 159-164
- STRAUSS, E. & K. POHLMAYER (2001 a): Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus*) und die Bejagungsaktivität in Niedersachsen. *Z. Jagdwiss.* 47: 43-62
- STRAUSS, E. & K. POHLMAYER (2001 b): Zur Populationsökologie des Feldhasen. NUA-Seminarbericht 7: 5-20
- STUBBE, C. (1999): Zur Situation der Feldhasen in Deutschland. – in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): BML - Feldhasensymposium, Bonn: 5-11
- STUBBE, I. & W. STUBBE (1997): Untersuchungen zum Gesundheitsstatus von Hasen (*Lepus europaeus*) in Sachsen-Anhalt. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Bd. 22: 63-115
- STUBBE, M. (Hrsg.) (1989): Das Buch der Hege - Haarwild. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 5. Aufl., Bd. 1: 705 S.
-

-
- STUBBE, M. (1997): Naturre Ressourcen der offenen Landschaft und ihre Perspektiven. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 9-14
- SWAN, M. & S. TAPPER (1991): Controlling predation or killing predators? The Game Conservancy trust - Review of 1991: 58-59
- TAPPER, S. (1987): Cycles in game-bag records of hares and rabbits in Britain. Symp. Zool. Soc. London 58: 79-98
- TAPPER, S. (1993): Coping with predation – a new perspective. The Game Conservancy trust - Review of 1993: 93-94
- TAPPER, S. (1996): The relationship between predator and prey. The Game Conservancy trust - Review of 1996: 69-71
- TAPPER, S., BROCKLESS, M. & D. POTTS (1990): The Salisbury Plain predation experiment: The conclusion. The Game Conservancy trust - Review of 1990: 87-91
- TAPPER, S. & J. FRANCE (1991): The 1990-91 shooting season: a perspective from the national game census. The Game Conservancy trust - Review of 1990: 32-36
- TAPPER, S., POTTS, D., REYNOLDS, J., STOATE, C. & M. BROCKLESS (1989): The Salisbury Plain experiment – year six. The Game Conservancy trust - Review of 1989: 42-47
- TAPPER, S. & C. STOATE (1991): Surveys galore – but how many hares? The Game Conservancy trust - Review of 1991: 63-64
- THE ALLERTON PROJECT (2000): The Allerton Project. The Game Conservancy trust – Review of 2000: 93-102
- THE ALLERTON PROJECT (2001): The Allerton Project. The Game Conservancy trust – Review of 2001: 102-107
- TOTTEWITZ, F. (1993): Erste Ergebnisse zur Lebensraumnutzung und Aktivitätsperiodik des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in großflächig landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 18: 135-139
- TULJAPURKAR, S. (1990): Population Dynamics in variable Environments. Springer Verlag, Heidelberg
- WHITWELL, K. (1997): Natural causes of mortality in wild hares (*Leopus europaeus*) in Britain, 1993-95. Symposium Lagomorphes: 544-545
- ZIMEN (1982): Tollwut, Fuchs und Mensch. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung, Zürich
- ZÖRNER, H. (1996): Der Feldhase. Die neue Brehm-Bücherei 169. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 2. Aufl.
-

8 Anhang

Anhang 8-1: Kartiervorgaben für die Flächennutzungskartierung (verändert nach Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein)

Erfassungseinheit	CODE	Codierung_neu
Autobahn	AB	9211
Asphalt-, Betonstraße	AC	9212
Fahrweg (wassergebunden) Split, Grit	AD	9213
Sandweg oder Spurbahn	AE	9214
Fichtenbestand	AF	9215
Holzlagerplatz	AH	
Kiefernbestand	AK	7200300
Lärchenbestand	AL	7200700
Mülleponie	AM	8310
Steinsammelplatz	AP	5500
Sonstige Nadelholzbestände	AQ	7200000
Aktiver Steinbruch	AS	8140
Siedlung	AV	9100
Flugplatz	AX	9241
Bahnlinie	AZ	9221
Binnendüne	DB	
Dünengrasflur	DG	1720
Dünenheide, -gebüsch	DH	1700
Küstendüne, Strandwall	DK	1600
Dünental mit Moorvegetation	DN	1750
Altwasser	FA	
Bach, Graben	FB	2200
Fluß	FF	2310
Quellgebiet	FQ	2100
CallunaHeide	GC	5600100
Feuchtgrünland	GF	4230
Hochstaudenflur	GH	4720
Mager- und Trockenrasen	GM	4210
Pioniervegetation auf Abbauflächen	GP	
Niedermoor, Sumpf	GS	3200
Steilküste, Geröllstrand	KA	1803
Sandbank, Sand	KB	1432
Salzwiesen und sonst.Deichvorland	KD	1500
Sandstrand	KS	1410
Küstenwatt mit Vegetation	KV	1220
Küstenwatt ohne Vegetation	KW	1210
Naturbrache, Ödland, Altgrasstreifen, Ruderalf.	LA	4270
Dauergrünland (Mahd)	LG	4220
Dauergrünland (Weide)	LH	4220
Streuobstwiese (extensiv)	LS	6520
Wiese (Keine Einsaat, viele Wildkräuter)	LW	4200100
Starkentwässertes Birkenstadium	MB	3320310
Hochmoor, naturnah	MH	3110

Erfassungseinheit	CODE	Codierung_neu
Schwingrasen, Übergangsmoor	MS	3120
Torfstichgebiet in Regeneration (nur Zusatzcode)	MT	3400
Teilentwässertes Moorheide-Zwergstrauchstad.	MZ	3320100
Weizen (Sommer-)	RB	4110120
Gerste (Sommer-)	RD	4110220
Gerste (Winter-)	RG	4110210
Hafer	RH	4110400
Weizen (Winter-)	RN	4110110
Roggen	RR	4110300
Abbaufläche, trocken (Kiesgrube)	SB	8130
See, groß	SG	2520
See, klein	SK	2520
Lache, Tümpel, Kuhle	SL	2510
See, mittelgroß	SM	2520
Abbaufläche, naß	SN	
Teich, künstlich	ST	2510
Talniederung	TN	
Gehälzsaum an Fließgewässer (Zusatzcode)	VA	
Großseggenried	VG	3220
Quellflur	VQ	2100
Röhricht, Schilf (nur Zusatzcode)	VR	
Schwimmblattvegetation (nur Zusatzcode)	VS	
Unterwasserrasen (nur Zusatzcode)	VU	
Auwald (Überschwemmung mit Sediment)	WA	7100
Bruchwald (Staunaß: Regen o.Grundwasser)	WB	3250400
Stauden-Eschenmischwald	WE	7100800
Feuchtgebüsch > 0,5 ha	WG	6220
Knick, Redder	WH	6120
Feldholzinsel, Hegebusch	WI	6200
Laubwald, auf Kalkboden	WK	7100
Laubwald, bodensauer	WL	7100
Laubwald, mesophil	WM	7100
Sonstiger Niederwald	WN	
Kratt	WQ	
Waldrand, -saum, -mantel	WR	7800
Solitärgebüsch	WS	
Baumreihe, Allee	WU	6303
Mais	XA	4120
Ackerbohne	XB	4150100
Lupine	XC	4150900
Phacelia	XD	4150900
Erbsen	XE	4150300
Flachs	XF	4140300
Grünland (Einsaat auf Acker für Silo o.ä.)	XG	4250
Runkel-, Futterrüben	XH	4130220
Zuckerrüben	XI	4130210
Kartoffeln	XK	4130100
Raps (Sommer-)	XL	4140120
Raps (Winter-)	XM	4140110
Sonnenblume	XN	4140200

Erfassungseinheit	CODE	Codierung_neu
Senf, Lihoraps, etc. (Zwischenfrucht)	XP	4140600
Klee usw. (als Untersaat)	XR	4150500
Luzerne	XS	4150600
Sonstiges	XT	4110900
Dauerbrache (auf Nutzfläche) Zusatzcode	XU	4170
Baumschule	XX	4600
Sonderkultur (Gemüse)	XY	4160400
Sonderkultur (Obst)	XZ	4500
Triticale	RT	4110500
Rüben, Gemüse		4130230

Anhang 8-2: Feldbogen für die Flächennutzungskartierung (nach LANU S.H-)

Wildtierkataster L J V - S H Flächenkartierungsbogen

Naturraum- Nummer	Untersuchungs- gebiet - Nummer	Flächen- Nummer	Kreis / Nummer	Gemeinde- Schlüssel Nr.
Ort/Lage			Lage in DG-Karte 1 : 5000 mit der Nr.:	
Standort				
Beschreibung			Schutzstatus ?	
			Keiner	
			Nationalpark	
			NSG	
			LSG	
			Naturdenkmal	
			Feuchtgebiet Bedeut.	
			§ 15 Fläche	
			Sonstiges	
Bodenpunkte:		Boden: trocken <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> feucht <input type="checkbox"/>		
Code				
Flächenanteil %				
Arten (Pflanzen- /Tier-):				
Dominante Bestände:				
Bewirtschaftungsart:				
Andere Erfassungen außer WTK schon vorhanden?			nein <input type="checkbox"/>	
ja <input type="checkbox"/> nämlich:				
Bearbeiter:			Datum:	

Anhang 8-3: Feldhasendichten im Herbst 1995 bis 2001; Ergebnisse der Scheinwerttaxationen

Ref.-gebiet	1995 Herbst	1996 Herbst	1997 Herbst	1998 Herbst	1999 Herbst	2000 Herbst	2001 Herbst
68000-10	39,9	45,3	34,7	34,6	30,0	27,6	21,9
68000-30	42,2	28,3	45,8	62,7	41,3	38,9	27,7
68100-20	32,5	68,1	52,5	37,5	60,6	53,8	52,2
68200-20	24,1	25,9	14,4	20,2	17,7	19,8	7,5
68200-30	50,9	35,0	52,8	31,3	24,2	38,7	39,0
68200-50	28,1	35,7	16,7	20,8	24,9	29,1	24,9
68200-60	42,4	32,2	29,5	41,2	35,7	32,8	41,5
68200-70	26,7	38,0	15,7	30,3	22,0	34,0	28,0
68200-80	81,3	67,7	41,8	37,5	33,5	43,5	28,7
68200-90	31,9	42,1	20,2	13,8	19,2	12,7	13,7
68300-40	32,8	33,5	40,8	47,2	40,7	52,3	40,5
68300-80	25,8	35,3	28,2	40,7	42,9	53,4	39,3
68400-50			87,0	126,7	120,0	96,7	70,8
69100-10	16,7	22,2	16,3	13,7	14,2	15,0	14,2
69100-20	17,8	34,2	17,6	17,6	17,4	18,6	21,0
69200-30	27,6	18,1	19,2	12,3	17,3	15,5	16,0
69300-30	12,9	5,9	5,9	14,1	9,3	17,3	10,9
69300-60	26,0	28,6	19,7	22,0	23,9	34,7	36,9
69400-10	14,0	17,7	14,6	22,7	19,2	14,4	17,6
69500-20	12,2	7,7	11,1	10,2	8,5	10,7	9,8
69700-40	27,2	32,2	35,5	26,7	23,3	39,7	44,4
69700-50	24,0	22,3	11,0	13,3	17,0	21,8	17,0
69800-10	20,3	26,2	12,7	25,8	39,7	38,3	43,3
69800-50	5,6	6,4	11,5	6,9	11,7	12,3	7,9
70000-10	30,3	31,5	23,3	27,9	22,9	22,5	31,0
70000-30	12,2	23,7	16,3	19,5	17,7	18,5	17,3
70000-40	51,5	65,3	57,1	49,0	38,8	44,4	40,5
70000-60	24,3	23,7	22,6	22,3	22,3	28,0	20,7
70000-70	22,0	23,0	21,7	22,5	25,2	22,0	16,8
70000-80	13,1	14,8	9,5	13,5	10,7	16,7	24,3
70102-10	11,7	11,3	10,9	14,0	10,7	13,5	15,3
70103-10	5,3	16,0	7,7	15,7	15,7	12,8	10,0
70103-20	4,5	5,3	5,5	4,5	7,0	5,3	6,8
70203-10	13,8	17,3	17,7	17,5	18,5	26,4	25,4
70205-10	14,0	19,2	15,0	15,4	12,4	7,7	8,8
70207-10	13,7	13,1	8,6	9,7	20,6	17,1	15,3
70208-40	9,3	9,1	7,9	8,6	8,9	14,6	13,2
70210-10	15,9	22,8	21,7	20,4	36,8	36,0	34,7
70302-10	11,7	15,5	26,9	24,9	26,4	23,1	20,5
70302-20	27,0	17,6	20,6	20,1	14,5	12,0	8,4

Anhang 8-4: Feldhasendichten im Frühjahr 1995 bis 2001; Ergebnisse der Scheinwerfer-taxationen

Referenzgebiet	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
68000-10	31,2	27,7	28,7	28,4	21,4	17,9	17,4	14,6
68000-30	18,1	12,3	21,4	25,6	26,2	18,4	25,3	24,1
68100-20		25,3	45,0	57,2	53,1	35,6	45,3	33,4
68200-20	20,0	20,2	20,8	14,8	15,0	12,0	11,5	10,0
68200-30	23,0	30,0	29,5	29,2	22,3	29,5	34,0	35,7
68200-50	24,2	23,4	13,2	16,2	21,1	17,9	16,2	22,1
68200-60		37,2	27,6	19,7	32,0	25,0	30,7	26,0
68200-70	25,0	27,3	35,0	15,0	13,3	19,7	33,3	28,3
68200-80		37,3	36,3	24,7	25,3	24,7	32,2	22,5
68200-90	38,3	50,0	33,2	16,3	11,0	11,3	10,5	13,0
68300-40	27,3	20,5	22,2	29,0	35,5	32,7	40,1	55,0
68300-80		26,2	25,8	31,3	31,7	26,8	32,5	33,7
68400-50			60,4	58,5	81,2	68,3	58,7	67,5
69100-10	17,0	17,7	17,3	12,2	13,7	13,0	13,7	15,5
69100-20	16,1	15,3	15,1	14,3	13,0	15,2	17,3	19,0
69200-30		16,4	14,3	14,3	14,1	14,3	13,4	11,3
69300-30		5,4	6,3	9,0	7,8	7,1	11,7	9,0
69300-60		15,7	19,2	18,9	16,9	21,3	25,0	24,1
69400-10		20,6	17,5	19,4	16,1	19,8	12,2	9,4
69500-20		6,8	11,3	10,8	11,3	8,0	5,7	9,1
69700-40		14,3	24,2	27,7	17,3	22,5	26,3	24,0
69700-50	14,7	19,3	13,5	11,0	15,3	13,0	14,7	16,3
69800-10	12,5	16,7	14,8	19,3	17,8	29,8	28,7	28,3
69800-50		7,2	4,9	6,9	6,2	13,6	12,6	11,8
70000-10	21,8	23,5	27,9	25,7	25,6	19,5	20,0	13,5
70000-30	19,2	23,8	11,5	18,5	13,3	16,3	12,2	13,3
70000-40	38,4	53,6	35,7	44,9	33,2	29,6	33,7	43,4
70000-60		19,0	18,2	14,9	16,6	18,0	25,3	16,3
70000-70		15,6	13,0	15,9	21,3	15,6	22,6	17,9
70000-80		13,5	11,5	14,0	10,2	12,0	13,7	17,2
70102-10	12,2	11,1	11,7	12,0	7,5	9,7	10,3	12,8
70103-10		7,7	10,4	15,3	13,6	10,0	7,7	10,9
70103-20	6,3	1,2	4,3	5,5	5,8	4,3	5,5	6,3
70203-10		9,3	9,0	10,8	10,2	13,4	10,9	24,6
70205-10	12,9	18,6	15,5	12,2	11,7	9,6	11,0	
70207-10		10,3	8,8	10,6	16,8	13,0	9,9	11,7
70208-40		4,5	7,1	7,1	9,1	7,7	10,2	12,3
70210-10	14,8	10,9	16,3	13,9	28,9	22,0	31,5	20,7
70302-10	14,6	17,0	12,9	21,8	21,6	17,4	16,2	20,1
70302-20	16,2		15,1	8,5	7,6	9,0	10,5	9,8

Anhang 8-5: Relative Dichtewerte des Feldhasen, berechnet aus Frühjahrsdichten. Frühjahr 1997 = 100%

Referenzgebiet	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
68000-10	105%	97%	100%	99%	75%	61%	59%	50%
68000-30	85%	58%	100%	120%	123%	86%	118%	113%
68100-20		56%	100%	127%	118%	79%	101%	74%
68200-20	96%	97%	100%	71%	72%	58%	55%	48%
68200-30	78%	102%	100%	99%	76%	100%	115%	121%
68200-50	183%	177%	100%	122%	160%	136%	123%	167%
68200-60		135%	100%	71%	116%	91%	111%	94%
68200-70	71%	78%	100%	43%	38%	56%	95%	82%
68200-80		103%	100%	68%	70%	68%	89%	62%
68200-90	115%	151%	100%	49%	33%	34%	32%	39%
68300-40	123%	92%	100%	131%	160%	147%	181%	248%
68300-80		102%	100%	121%	123%	104%	126%	131%
68400-50			100%	97%	134%	113%	97%	112%
69100-10	98%	102%	100%	70%	79%	75%	79%	89%
69100-20	107%	101%	100%	95%	86%	100%	114%	126%
69200-30		115%	100%	100%	99%	100%	94%	79%
69300-30		85%	100%	142%	123%	113%	185%	142%
69300-60		82%	100%	98%	88%	111%	130%	125%
69400-10		118%	100%	111%	92%	113%	70%	54%
69500-20		60%	100%	96%	100%	71%	50%	81%
69700-40		59%	100%	114%	72%	93%	109%	99%
69700-50	109%	143%	100%	81%	113%	96%	109%	121%
69800-10	84%	112%	100%	130%	120%	201%	193%	191%
69800-50		145%	100%	140%	126%	275%	254%	239%
70000-10	65%	71%	100%	77%	77%	58%	60%	41%
70000-30	167%	207%	100%	161%	116%	142%	106%	116%
70000-40	108%	150%	100%	126%	93%	83%	94%	122%
70000-60		104%	100%	82%	91%	99%	139%	90%
70000-70		177%	100%	123%	164%	80%	174%	138%
70000-80		117%	100%	122%	88%	104%	119%	150%
70102-10	104%	95%	100%	103%	64%	83%	89%	110%
70103-10		73%	100%	147%	131%	96%	73%	105%
70103-20	146%	27%	100%	127%	135%	100%	127%	145%
70203-10		103%	100%	120%	113%	149%	121%	273%
70205-10	83%	120%	100%	79%	75%	62%	71%	
70207-10		117%	100%	120%	191%	136%	113%	133%
70208-40		67%	100%	100%	127%	107%	142%	172%
70210-10	91%	67%	100%	85%	177%	135%	193%	127%
70302-10	113%	132%	100%	168%	167%	135%	125%	155%
70302-20	107%		100%	56%	50%	60%	70%	65%

Anhang 8-6: Relative Dichtewerte des Feldhasen, berechnet aus Frühjahrsdichten. Frühjahr 1997 = 100%

Referenzgebiet	1995 Herbst	1996 Herbst	1997 Herbst	1998 Herbst	1999 Herbst	2000 Herbst	2001 Herbst
68000-10	112%	130%	100%	100%	84%	77%	63%
68000-30	92%	62%	100%	137%	90%	85%	61%
68100-20	62%	130%	100%	71%	115%	102%	99%
68200-20	167%	180%	100%	140%	123%	137%	52%
68200-30	96%	66%	100%	59%	46%	73%	74%
68200-50	168%	214%	100%	124%	149%	174%	149%
68200-60	144%	109%	100%	140%	121%	111%	141%
68200-70	170%	243%	100%	194%	140%	217%	179%
68200-80	194%	162%	100%	90%	80%	104%	69%
68200-90	158%	209%	100%	68%	95%	63%	68%
68300-40	80%	82%	100%	116%	100%	128%	99%
68300-80	91%	125%	100%	144%	152%	189%	139%
68400-50			100%	146%	138%	111%	81%
69100-10	102%	136%	100%	84%	87%	92%	87%
69100-20	101%	194%	100%	100%	99%	106%	119%
69200-30	144%	94%	100%	64%	90%	81%	83%
69300-30	221%	100%	100%	242%	158%	296%	186%
69300-60	132%	145%	100%	112%	121%	176%	187%
69400-10	96%	121%	100%	156%	132%	99%	121%
69500-20	110%	70%	100%	92%	77%	96%	89%
69700-40	77%	91%	100%	75%	66%	112%	125%
69700-50	218%	202%	100%	120%	155%	198%	155%
69800-10	136%	238%	100%	235%	361%	348%	394%
69800-50	48%	56%	100%	60%	102%	107%	61%
70000-10	168%	175%	100%	154%	127%	125%	172%
70000-30	74%	145%	100%	119%	108%	113%	106%
70000-40	90%	114%	100%	86%	68%	78%	71%
70000-60	108%	105%	100%	99%	99%	124%	92%
70000-70	102%	72%	100%	69%	116%	102%	78%
70000-80	138%	156%	100%	142%	112%	175%	256%
70102-10	107%	104%	100%	128%	98%	124%	140%
70103-10	69%	208%	100%	206%	206%	167%	131%
70103-20	82%	97%	100%	82%	127%	97%	124%
70203-10	78%	98%	100%	99%	105%	149%	143%
70205-10	93%	128%	100%	103%	83%	52%	59%
70207-10	159%	152%	100%	113%	239%	189%	237%
70208-40	127%	116%	100%	86%	114%	186%	136%
70210-10	73%	105%	100%	94%	169%	166%	160%
70302-10	44%	58%	100%	93%	98%	86%	76%
70302-20	131%	85%	100%	98%	70%	58%	41%

Anhang 8-7: Jährliche Nettozuwachsraten in den Referenzgebieten

Referenzgebiet	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
68000-10	28,00%	63,40%	20,90%	21,61%	36,00%	54,10%	28,81%
68000-30	133,33%	129,27%	114,08%	144,71%	57,47%	111,48%	9,52%
68100-20		169,33%	16,67%	-34,43%	14,12%	50,88%	15,20%
68200-20	20,62%	28,57%	-30,69%	36,11%	17,81%	64,61%	-34,91%
68200-30	121,23%	16,67%	79,10%	7,43%	8,21%	31,07%	14,71%
68200-50	16,41%	52,76%	26,71%	28,66%	17,86%	62,11%	53,45%
68200-60		-13,48%	6,98%	109,32%	11,46%	31,33%	35,33%
68200-70	6,67%	39,02%	-55,24%	102,22%	65,00%	72,88%	-16,00%
68200-80		81,25%	15,14%	52,03%	32,24%	76,35%	-10,78%
68200-90	-16,85%	-15,83%	-39,20%	-15,58%	74,24%	11,76%	30,48%
68300-40	20,00%	63,41%	84,21%	62,64%	14,55%	60,00%	0,93%
68300-80		34,62%	9,38%	30,32%	35,67%	99,25%	21,07%
68400-50			44,04%	116,38%	47,84%	41,46%	20,74%
69100-10	-2,05%	25,47%	-5,77%	12,33%	3,66%	15,38%	3,90%
69100-20	10,31%	123,91%	16,48%	23,26%	34,62%	22,63%	21,56%
69200-30		10,75%	34,57%	-13,58%	22,50%	8,64%	19,58%
69300-30		9,09%	-7,69%	56,76%	18,75%	142,74%	-6,94%
69300-60		81,80%	2,68%	16,36%	41,29%	63,32%	47,60%
69400-10		-14,14%	-16,67%	17,20%	19,07%	-27,27%	44,26%
69500-20		13,64%	-1,68%	-5,80%	-24,36%	33,22%	72,94%
69700-40		124,42%	46,90%	-3,61%	34,62%	76,30%	68,61%
69700-50	63,60%	15,58%	-18,52%	20,45%	11,48%	67,31%	15,91%
69800-10	62,67%	57,00%	-14,61%	33,62%	122,43%	28,49%	51,16%
69800-50		-10,31%	132,28%	-0,29%	86,99%	-9,52%	-37,11%
70000-10	39,24%	33,98%	-16,39%	8,43%	-10,30%	15,29%	55,17%
70000-30	-36,67%	-0,70%	42,03%	5,41%	32,50%	13,27%	42,19%
70000-40	34,07%	21,90%	60,00%	9,09%	16,92%	50,00%	20,27%
70000-60		24,56%	24,02%	50,14%	34,54%	55,56%	-18,29%
70000-70		47,62%	67,14%	41,28%	18,26%	41,67%	-25,68%
70000-80		10,14%	-17,39%	-3,57%	4,92%	38,89%	77,37%
70102-10	-4,11%	2,26%	-6,43%	16,67%	42,22%	39,66%	48,06%
70103-10		108,33%	-26,53%	2,78%	15,63%	27,66%	30,56%
70103-20	-28,95%	357,14%	26,92%	-18,18%	20,00%	23,08%	24,24%
70203-10		86,27%	96,36%	61,71%	82,26%	96,36%	132,61%
70205-10	8,51%	2,95%	-3,23%	25,84%	6,09%	-19,55%	
70207-10		26,98%	-2,05%	-7,93%	22,57%	31,28%	54,29%
70208-40		104,00%	10,00%	20,00%	-1,96%	90,70%	29,82%
70210-10	7,50%	109,71%	33,33%	46,15%	27,16%	63,64%	10,22%
70302-10	-19,66%	-8,76%	107,69%	14,29%	21,84%	32,86%	26,78%
70302-20	65,95%		36,36%	136,76%	90,16%	33,33%	-20,34%

Anhang 8-8: Nettowintersterblichkeit in den Referenzgebieten

Referenzgebiet	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	Median	Mittelwert
68000-10	28,5%	36,6%	18,1%	38,0%	40,2%	37,2%	33,6%	36,6%	33,2%
68000-30	70,7%	24,5%	44,1%	58,2%	55,5%	34,9%	13,0%	44,1%	43,0%
68100-20	22,2%	33,9%	-8,9%	-41,7%	41,2%	15,7%	36,0%	22,2%	14,1%
68200-20	16,2%	19,8%	-2,9%	25,5%	32,2%	41,7%	-33,3%	19,8%	14,2%
68200-30	41,0%	15,7%	44,8%	28,7%	-22,1%	12,1%	8,5%	15,7%	18,4%
68200-50	16,8%	63,0%	3,4%	-1,6%	28,0%	44,2%	11,2%	16,8%	23,6%
68200-60	12,4%	14,3%	33,3%	22,3%	29,9%	6,6%	37,3%	22,3%	22,3%
68200-70	-2,5%	7,9%	4,3%	56,0%	10,6%	2,0%	-1,2%	4,3%	11,0%
68200-80	16,7%	46,3%	41,0%	32,4%	26,4%	26,1%	21,6%	26,4%	30,1%
68200-90	-56,9%	21,2%	19,0%	20,2%	40,9%	17,1%	5,1%	19,0%	9,5%
68300-40	37,5%	33,8%	29,0%	24,7%	19,7%	23,2%	-35,8%	24,7%	18,9%
68300-80	-1,6%	26,9%	-10,7%	22,3%	37,6%	39,2%	14,2%	22,3%	18,3%
68400-50			32,7%	35,9%	43,1%	39,3%	4,7%	35,9%	31,1%
69100-10	-6,0%	21,8%	25,5%	0,0%	8,2%	8,9%	-9,2%	8,2%	7,0%
69100-20	14,0%	55,8%	18,9%	26,4%	13,0%	7,1%	9,5%	14,0%	20,7%
69200-30	40,8%	21,4%	25,7%	-14,3%	17,3%	13,6%	29,4%	21,4%	19,1%
69300-30	58,5%	-8,3%	-54,2%	44,8%	23,0%	32,4%	17,4%	23,0%	16,2%
69300-60	39,6%	32,8%	4,1%	23,0%	11,2%	28,0%	34,7%	28,0%	24,8%
69400-10	-46,9%	1,2%	-32,9%	29,0%	-3,1%	15,3%	46,6%	1,2%	1,3%
69500-20	44,3%	-46,3%	2,5%	-11,2%	6,3%	46,8%	7,1%	6,3%	7,1%
69700-40	47,2%	24,9%	22,1%	35,0%	3,6%	33,6%	45,9%	33,6%	30,3%
69700-50	19,8%	39,3%	0,0%	-15,1%	23,5%	32,6%	4,1%	19,8%	14,9%
69800-10	18,0%	43,3%	-52,6%	31,0%	24,8%	25,2%	34,7%	25,2%	17,8%
69800-50	-28,8%	23,1%	39,7%	9,5%	-16,7%	-2,1%	-49,3%	-2,1%	-3,5%
70000-10	22,4%	11,6%	-10,3%	8,2%	15,0%	11,2%	56,3%	11,6%	16,3%
70000-30	-95,9%	51,4%	-13,3%	31,6%	7,5%	34,2%	23,1%	23,1%	5,5%
70000-40	-4,0%	45,3%	21,4%	32,3%	23,7%	24,1%	-7,2%	23,7%	19,4%
70000-60	21,9%	23,1%	34,1%	25,7%	19,4%	9,5%	21,3%	21,9%	22,1%
70000-70	29,4%	43,5%	26,5%	5,3%	38,2%	-2,5%	-6,6%	26,5%	19,1%
70000-80	-2,6%	22,5%	-47,4%	24,7%	-12,5%	17,8%	29,2%	17,8%	4,5%
70102-10	5,0%	-2,9%	-9,9%	46,4%	9,4%	23,5%	16,3%	9,4%	12,5%
70103-10	-44,0%	34,7%	-100,0%	13,5%	36,5%	40,0%	-9,0%	13,5%	-4,0%
70103-20	74,1%	18,8%	0,0%	-29,6%	38,1%	-3,1%	7,8%	7,8%	15,1%
70203-10	32,9%	47,8%	38,7%	42,1%	27,4%	58,6%	3,1%	38,7%	35,8%
70205-10	-33,5%	19,2%	18,4%	24,3%	22,3%	-41,9%		18,8%	1,5%
70207-10	24,6%	32,8%	-22,2%	-72,9%	36,9%	41,8%	23,9%	24,6%	9,3%
70208-40	51,9%	21,6%	9,1%	-6,3%	14,0%	30,5%	6,8%	14,0%	18,2%
70210-10	31,7%	28,5%	35,9%	-42,1%	40,2%	12,6%	40,3%	31,7%	21,0%
70302-10	-45,7%	16,8%	19,0%	13,0%	34,0%	30,1%	2,0%	16,8%	9,9%
70302-20		13,9%	58,8%	62,1%	37,9%	12,1%	-16,7%	25,9%	28,0%

Anhang 8-9: Lineare Korrelationskoeffizienten der Entwicklung der Feldhasenbesätze in den Referenzgebieten

Referenzgebiet	Reviername	Entwicklung	E_Herbst
68000-10	Föhr, Wrixum	-0,954	-0,941
68000-30	Föhr, Borgsum	0,591	-0,175
68100-20	Pellworm	0,100	0,100
68200-20	Marienkoog	-0,901	-0,724
68200-30	Bargum	0,639	-0,430
68200-50	Langenhorn	-0,194	-0,187
68200-60	Hattstedt	-0,302	0,070
68200-70	Süderlügum	-0,020	-0,114
68200-80	Galmsbüll	-0,663	-0,855
68200-90	Nordstrand	-0,847	-0,797
68300-40	Welt	0,866	0,730
68300-80	Katinger Watt	0,817	0,764
68400-50	Wesselburener K.	0,141	-0,426
69100-10	Ostenfeld	-0,570	-0,393
69100-20	Immenstedt	0,458	-0,273
69200-30	Wildes Moor	-0,813	-0,780
69300-30	Arkebek	0,668	0,138
69300-60	Beldorf	0,841	0,577
69400-10	Bokholt	-0,804	0,263
69500-20	Jersbek	-0,244	-0,179
69700-40	Alt Duvenstedt	0,359	0,496
69700-50	Harrislee	-0,109	-0,254
69800-10	Wiemersdorf	0,907	0,822
69800-50	Kellinghusen	0,790	0,517
70000-10	Schwackendorf	-0,644	-0,312
70000-30	Langballig	-0,560	-0,145
70000-40	Rabenkirchen	-0,272	-0,752
70000-60	Hostrup	0,066	-0,085
70000-70	Norderbrarup	0,535	-0,415
70000-80	Struxdorf	0,462	0,606
70102-10	Ramsdorf	0,163	0,610
70103-10	Tüttendorf	-0,035	0,199
70103-20	Grönwohld	0,377	0,653
70203-10	Barsbek	0,737	0,900
70205-10	Antoinettenhof	-0,696	-0,798
70207-10	Middelburg	0,254	0,462
70208-10	Bösdorf	0,924	0,710
70210-10	Bad Schwartau	0,827	0,873
70302-10	Schlagsdorf	0,433	0,557
70302-20	Katharinenhof	-0,698	-0,899

Anhang 8-10: Landschaftliche Ausstattung der Referenzgebiete; Göße, Wald, Siedlung je in % der Gesamtfläche; Verkehrsnetz, Knicks, Gewässer und Summe linear in km/100ha; Ackerfläche in % der Landwirtschaftsfläche

Name	Referenz- gebiet	Größe (%)	Sied- lung (%)	Wald (%)	Verkehrs-netz (km)	Knicks (km)	Gewässer (km)	Summe linear	Acker (%)
Pellworm	68100-10	894,0	6,2	0,0	2,6	0,0	13,2	13,2	23,6%
Wrixum	68000-10	975,0	3,9	1,5	3,8	0,1	9,5	9,6	22,1%
Borgsum	68000-30	550,6	6,4	1,1	4,5	3,6	7,8	11,4	20,0%
Reußenköge	68200-20	971,3	2,4	0,2	3,0	0,4	7,6	8,0	89,7%
Bargum	68200-30	944,0	4,9	0,8	3,2	0,3	15,0	15,3	27,1%
Langenhorn	68200-50	1082,0	2,8	0,1	3,2	0,0	12,8	12,8	27,7%
Hattstedt	68200-60	919,7	1,7	0,3	3,6	0,0	30,0	30,0	13,9%
Süderlügum	68200-70	1000,0							14,6%
Galmsbüll	68200-80	1011,2	0,9	0,0	2,5	0,0	16,0	16,0	78,7%
Nordstrand	68200-90	962,5	4,3	0,4	7,3	0,1	7,3	7,4	90,1%
Welt	68300-40	924,0	4,0	0,7	3,0	0,0	9,0	9,0	21,1%
Katinger Watt	68300-80	975,0	0,0	38,4	3,8	0,0	6,1	6,1	82,9%
Wesselburener Koog	68400-50	1084,2	5,8	0,5	2,1	0,0	6,2	6,2	90,0%
Ostenfeld	69100-10	1048,6	1,3	20,2	2,1	8,7	7,4	16,1	16,0%
Immenstedt	69100-20	1119,0	3,7	5,3	3,2	0,6	3,8	4,4	26,2%
Wildes Moor	69200-30	947,7	0,0	1,6	2,6	0,1	17,2	17,3	0,7%
Arkebek	69300-30	614,4	3,7	24,4	3,6	6,1	1,3	7,4	74,8%
Beldorf	69300-60	1020,0	5,0	11,9	4,4	8,8	1,4	10,3	48,5%
Bokholt_Hanredder	69400-10	1010,7	17,4	11,9	4,1	4,1	3,7	7,8	35,7%
Jersbek	69500-20	629,0		19,4					60,2%
Alt Duvenstedt	69700-40	972,4	2,4	6,3	4,5	6,7	5,8	12,5	41,3%
Timmersiek	69700-50	892,0	5,5	2,7	3,2	4,0	5,0	9,0	43,1%
Wiemersdorf	69800-10	864,2	3,5	0,2	4,0	4,9	1,6	6,5	62,9%
Kellinghusen	69800-50	1074,7	8,0	6,0					27,8%
Schwackendorf	70000-10	1024,0	7,6	2,4	7,4	4,4	4,1	8,5	88,1%
Langballig	70000-30	1215,8	7,9	6,2	3,7	3,8	0,7	4,6	81,3%
Stangheck	70000-40	660,2	4,8	1,0	2,1	6,3	0,3	6,7	81,3%
Hostrup	70000-60	1263,7	3,9	4,3	2,8	1,6	1,3	2,9	57,0%
Norderbrarup	70000-70	978,0	8,7	5,1	3,5	4,6	1,5	6,1	89,2%
Struxdorf	70000-80	969,1	6,4	2,5	3,3	1,1	1,5	2,6	79,4%
Ramsdorf	70102-10	600,0	8,3	3,3	2,7	8,3	0,5	8,8	44,4%
Tüttendorf	70103-10	955,3	4,5	0,7	3,0	5,3	1,3	6,6	74,6%
Grönwohld	70103-20	1142,0	7,4	11,2	3,6	3,9	1,2	5,1	63,3%
Barsbek	70203-10	1005,4	3,8	2,0	2,8	4,1	6,9	11,1	67,2%
Antoinettenhof	70205-10	756,0	1,2	5,2	1,1	0,7	0,9	1,6	95,4%
Ottendorf	70207-10	1097,8	7,2	0,4	3,0	6,9	4,2	11,1	61,3%
Bösdorf	70208-40	1000,0							
Bad Schwartau	70210-10	880,3	0,8	6,4	3,2	3,4	1,6	5,0	87,1%
Schlagsdorf	70302-10	1115,7	3,4	0,1	3,2	4,5	1,5	5,9	98,2%
Katharinenhof	70302-20	946,0	3,2	0,4	2,0	3,7	0,6	4,2	97,9%

Anhang 8-11: Flächenanteile Grünland – Ackerland auf Taxationsflächen im Vergleich zur Referenzgebietsfläche

Referenzgebiet	Taxationsfläche (ha)	Tax.fläche (%) von Referenzgebiet	% Acker Tax.Fläche	% Grünland Tax.Fläche	Grünland vgl. (%) Referenzgebiet
68100-10	160	17,9%	23,6%	76,4%	78,1%
68000-10	340	34,9%	21,8%	78,2%	80,9%
68000-30	332	60,3%	20,0%	80,0%	80,4%
68200-20	320	32,9%	89,7%	10,3%	9,4%
68200-30	300	31,8%	27,1%	72,9%	75,3%
68200-50	303	28,0%	27,7%	72,3%	71,3%
68200-60	301	32,7%	13,9%	86,1%	82,4%
68200-70	150	15,0%	14,6%	85,4%	
68200-80	300	29,7%	78,7%	21,3%	21,1%
68200-90	300	31,2%	90,1%	9,9%	8,1%
68300-40	300	32,5%	21,1%	78,9%	76,8%
68300-80	276	28,3%	82,9%	17,1%	14,9%
68400-50	600	55,3%	90,0%	10,0%	10,0%
69100-10	320	30,5%	16,0%	84,0%	80,6%
69100-20	301	26,9%	26,2%	73,8%	72,4%
69200-30	284	30,0%	0,7%	99,3%	100,0%
69300-30	205	33,4%	74,8%	25,2%	24,4%
69300-60	314	30,8%	48,5%	51,5%	50,3%
69400-10	250	24,7%	35,7%	64,3%	66,0%
69500-20	300	47,7%	60,2%	39,8%	35,6%
69700-40	273	28,0%	41,3%	58,7%	57,4%
69700-50	300	33,6%	43,1%	56,9%	55,0%
69800-10	300	34,7%	62,9%	37,1%	38,3%
69800-50	386	35,9%	27,8%	72,2%	75,4%
70000-10	218	21,3%	88,1%	11,9%	13,8%
70000-30	300	24,7%	81,3%	18,7%	18,8%
70000-40	145	22,0%	81,3%	18,7%	17,2%
70000-60	150	11,9%	57,0%	43,0%	44,7%
70000-70	270	27,6%	89,2%	10,8%	11,1%
70000-80	300	31,0%	79,4%	20,6%	23,2%
70102-10	300	50,0%	44,4%	55,6%	
70103-10	235	24,6%	74,6%	25,4%	25,5%
70103-20	300	26,3%	63,3%	36,7%	37,0%
70203-10	348	34,6%	67,2%	32,8%	24,8%
70205-10	520	68,8%	95,4%	4,6%	4,8%
70207-10	155	14,1%	61,3%	38,7%	38,1%
70208-40	300	30,0%			
70210-10	150	17,0%	87,1%	12,9%	11,3%
70302-10	402	36,0%	98,2%	1,8%	2,7%
70302-20	275	29,1%	97,9%	2,1%	3,6%

Anhang 8-12: Verteilung der Feldfrüchte auf den Ackerflächen der Referenzgebiete

Name	Ref.-Gebiet	Anzahl Feldfrüchte	mittl. Anteil dom. Feldfr.	Zahl dom. Feldfr.
Pellworm	68100-10	9,30	22,12	3,00
Wrixum	68000-10			
Borgsum	68000-30			
Reußenköge	68200-20	9,00	39,53	2,00
Bargum	68200-30	4,25	30,57	3,00
Langenhorn	68200-50			
Hattstedt	68200-60	6,00	35,81	2,50
Süderlügum	68200-70			
Galmsbüll	68200-80			
Nordstrand	68200-90	6,00	43,04	2,00
Welt	68300-40	9,00	19,90	4,00
Katinger Watt	68300-80	9,00	31,34	2,25
Wesselburener Koog	68400-50	10,00	17,99	5,00
Ostenfeld	69100-10	8,00	25,15	3,33
Immenstedt	69100-20	10,00	25,09	3,00
Wildes Moor	69200-30	0,00	0,00	0,00
Arkebek	69300-30	9,00	15,42	5,25
Beldorf	69300-60	9,33	19,96	3,67
Bokholt_Hanredder	69400-10	13,75	19,79	3,25
Jersbek	69500-20			
Alt Duvenstedt	69700-40	8,75	25,14	3,25
Timmersiek	69700-50	9,00	25,41	3,00
Wiemersdorf	69800-10	12,75	21,11	3,25
Kellinghusen	69800-50			
Schwackendorf	70000-10	5,50	31,00	3,00
Langballig	70000-30	12,00	25,84	3,00
Stangheck	70000-40			
Hostrup	70000-60	7,50	25,90	3,00
Norderbrarup	70000-70			
Struxdorf	70000-80			
Ramsdorf	70102-10			
Tüttendorf	70103-10	15,67	13,12	4,00
Grönwohld	70103-20	8,75	27,40	2,75
Barsbek	70203-10			
Antoinettenhof	70205-10			
Ottendorf	70207-10	11,00	26,84	3,75
Bösdorf	70208-40			
Bad Schwartau	70210-10	8,00	30,56	3,00
Schlagsdorf	70302-10	6,00	32,28	3,00
Katharinenhof	70302-20	6,50	35,16	2,50

Anhang 8-13: Kooperationen zwischen Populationsparametern des Feldhasen und der Landschaftsstruktur

		Median Frühjahr	Median Herbst	Median Zuwachs	KNICKS	GEWÄSSER	Linear- strukturen	% Acker
Median Frühjahr	Korrelation nach Pear- son	1,000	,971**	,243	-,295	,277	,169	-,088
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130	,081	,102	,325	,593
	N	40	40	40	36	36	36	39
Median Herbst	Korrelation nach Pear- son	,971**	1,000	,342*	-,333*	,298	,172	-,017
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031	,047	,078	,315	,918
	N	40	40	40	36	36	36	39
Median Zuwachs	Korrelation nach Pear- son	,243	,342*	1,000	-,059	,061	,041	-,070
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,	,734	,723	,814	,671
	N	40	40	40	36	36	36	39
KNICKS	Korrelation nach Pear- son	-,295	-,333*	-,059	1,000	-,536**	-,096	,087
	Signifikanz (2-seitig)	,081	,047	,734	,	,001	,577	,612
	N	36	36	36	36	36	36	36
GEWÄSSER	Korrelation nach Pear- son	,277	,298	,061	-,536**	1,000	,892**	-,571**
	Signifikanz (2-seitig)	,102	,078	,723	,001	,	,000	,000
	N	36	36	36	36	36	36	36
Linear- strukturen	Korrelation nach Pear- son	,169	,172	,041	-,096	,892**	1,000	-,626**
	Signifikanz (2-seitig)	,325	,315	,814	,577	,000	,	,000
	N	36	36	36	36	36	36	36
% Acker	Korrelation nach Pear- son	-,088	-,017	-,070	,087	-,571**	-,626**	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,593	,918	,671	,612	,000	,000	,
	N	39	39	39	36	36	36	39

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Anhang 8-14: Korrelationen zwischen Populationsparametern des Feldhasen und Ackernutzungsintensität

		Median Frühjahr	Median Herbst	Median Zuwachs	Entw. Frühj.	Entw. Herbst	mittl. Anteil dom. Feldfr.	Zahl dom. Feldfr.	Anzahl Feldfrüchte
Median Frühjahr	Korrelation nach Pearson	1,000	,971	,243	,049	-,130	-,052	,285	-,050
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130	,763	,422	,801	,159	,808
	N	40	40	40	40	40	26	26	26
Median Herbst.	Korrelation nach Pearson	,971	1,000	,342	,024	-,208	-,048	,306	-,044
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031	,883	,198	,817	,129	,832
	N	40	40	40	40	40	26	26	26
Median Zuwachs	Korrelation nach Pearson	,243	,342	1,000	,398	,207	-,162	,266	,142
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,	,011	,199	,429	,190	,490
	N	40	40	40	40	40	26	26	26
Entw. Frühj.	Korrelation nach Pearson	,049	,024	,398	1,000	,772	-,120	,450	,173
	Signifikanz (2-seitig)	,763	,883	,011	,	,000	,559	,021	,399
	N	40	40	40	40	40	26	26	26
Entw. Herbst	Korrelation nach Pearson	-,130	-,208	,207	,772	1,000	-,089	,342	,388
	Signifikanz (2-seitig)	,422	,198	,199	,000	,	,665	,087	,050
	N	40	40	40	40	40	26	26	26
mittl. Anteil dom. Feldfr.	Korrelation nach Pearson	-,052	-,048	-,162	-,120	-,089	1,000	-,143	-,115
	Signifikanz (2-seitig)	,801	,817	,429	,559	,665	,	,487	,576
	N	26	26	26	26	26	26	26	26
Zahl dom. Feldfr.	Korrelation nach Pearson	,285	,306	,266	,450	,342	-,143	1,000	,589
	Signifikanz (2-seitig)	,159	,129	,190	,021	,087	,487	,	,002
	N	26	26	26	26	26	26	26	26
Anzahl Feld- früchte	Korrelation nach Pearson	-,050	-,044	,142	,173	,388	-,115	,589	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,808	,832	,490	,399	,050	,576	,002	,
	N	26	26	26	26	26	26	26	26

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Anhang 8-15: Korrelationen der Populationsparameter des Feldhasen mit diversen nicht normalverteilten Anbaufrüchten

			Median Frühj.dichte	Median Herbstdichte	Median Zuwachs	Gemüse	Mais	Hackfrüchte	Zuckerrüben
Kendall-Tau- b	Frühj.dichte	Median	1,000	,849	,289	,111	-,181	,061	-,265
		Korrelations- koeffizient							
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,009	,444	,197	,673	,071
		N	40	40	40	27	27	27	27
	Herbstdichte	Median	,849	1,000	,343	,123	-,288	,036	-,245
		Korrelations- koeffizient							
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,002	,393	,040	,807	,095
		N	40	40	40	27	27	27	27
	Zuwachs	Median	,289	,343	1,000	,224	-,175	,281	,099
		Korrelations- koeffizient							
		Sig. (2-seitig)	,009	,002	,	,120	,212	,054	,499
		N	40	40	40	27	27	27	27
Gemüse	Median	,111	,123	,224	1,000	-,307	,043	,092	
	Korrelations- koeffizient								
	Sig. (2-seitig)	,444	,393	,120	,	,039	,780	,555	
	N	27	27	27	27	27	27	27	
Mais	Median	-,181	-,288	-,175	-,307	1,000	-,044	,104	
	Korrelations- koeffizient								
	Sig. (2-seitig)	,197	,040	,212	,039	,	,770	,493	
	N	27	27	27	27	27	27	27	
Hackfrüchte	Median	,061	,036	,281	,043	-,044	1,000	,330	
	Korrelations- koeffizient								
	Sig. (2-seitig)	,673	,807	,054	,780	,770	,	,035	
	N	27	27	27	27	27	27	27	
Zuckerrüben	Median	-,265	-,245	,099	,092	,104	,330	1,000	
	Korrelations- koeffizient								
	Sig. (2-seitig)	,071	,095	,499	,555	,493	,035	,	
	N	27	27	27	27	27	27	27	

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig).

Anhang 8-16: Korrelationen zwischen relativer Fuchsdichte bzw. Raubsäugerdichte und Feldhasenbesätzen

		Median Frühj.dichte	Median Herbstdichte	Median Zuwachs	Fuchsstre- cke	Summe Raubwild
Median Frühj.dichte	Korrelation nach Pear- son	1,000	,971	,243	-,422	-,373
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130	,010	,025
	N	40	40	40	36	36
Median Herbstdichte	Korrelation nach Pear- son	,971	1,000	,342	-,431	-,388
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031	,009	,019
	N	40	40	40	36	36
Median Zuwachs	Korrelation nach Pear- son	,243	,342	1,000	-,017	-,036
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,	,920	,833
	N	40	40	40	36	36
Fuchsstrecke	Korrelation nach Pear- son	-,422	-,431	-,017	1,000	,879
	Signifikanz (2-seitig)	,010	,009	,920	,	,000
	N	36	36	36	36	36
Summe Raubwild	Korrelation nach Pear- son	-,373	-,388	-,036	,879	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	,025	,019	,833	,000	,
	N	36	36	36	36	36

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Anhang 8-17: Bruterfolge der Schleiereule in den Jahren 1995 bis 2001 (MECKEL) (Spalte 2 bis 7); Ergebnisse der Korrelation mit den Feldhasendichten im Herbst der Jahre 1995 bis 2001 (8 und 9)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Revier	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	Korrelation	R ²
68000-10	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,45	0,20
68000-30	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,35	0,12
68100-20	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,75	0,56
68200-20	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,10	0,01
68200-30	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,04	0,00
68200-50	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,12	0,01
68200-60	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,71	0,51
68200-70	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,11	0,01
68200-80	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,07	0,01
68200-90	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	-0,53	0,28
68300-40	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,39	0,15
68300-80	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,29	0,09
68400-50	4,21	2,88	3,07	4,12	3,61	4,06	3,93	0,24	0,06
69100-10	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	-0,07	0,01
69100-20	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,34	0,12
69200-30	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	-0,41	0,17
69300-30	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,09	0,01
69300-60	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,57	0,32
69400-10	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,50	0,25
69500-20	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	-0,71	0,50
69700-40	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,06	0,00
69700-50	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,27	0,07
69800-10	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	0,87	0,75
69800-50	3,64	4,26	3,18	3,98	4,45	3,97	4,52	-0,11	0,01
70000-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,44	0,19
70000-30	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,67	0,45
70000-40	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,18	0,03
70000-60	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,13	0,02
70000-70	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,13	0,02
70000-80	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,60	0,36
70102-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,51	0,26
70103-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,73	0,53
70103-20	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,26	0,07
70203-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,38	0,15
70205-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,05	0,00
70207-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,36	0,13
70208-40	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,37	0,14
70210-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	0,40	0,16
70302-10	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,12	0,02
70302-20	3,69	4,9	3,13	4,65	4,39	4,34	4,82	-0,58	0,33

Anhang 8-18: Fuchsdichteparameter

Revier	Fuchsstrecke	Summe Raubwild	Geheckdichte	Füchse je 1000 ha ge- leuchtet	Jagdintensität Fuchs
68000-10					
68000-30					
68100-20					
Fuchsfreie Inseln Föhr und Pellworm					
68200-20	0,1	0,09		1,15	10
68200-30	0,9	2,14	1,02	1,98	14
68200-50	0,6	1,04		1,12	11
68200-60	0,5	1,08		3,33	13
68200-70				7,30	
68200-80	0,6	0,97	2,00	3,59	14
68200-90	0,4	0,56	1,00	4,32	
68300-40	0,1	0,13	0,00	0,69	8
68300-80	1,9	1,95	1,02	1,24	11
68400-50	0,6	0,58	0,00	2,14	14
69100-10			1,18	3,47	11
69100-20	0,8	1,45	2,00	2,56	16
69200-30	1,1	1,41	4,89	6,09	11
69300-30			2,00	0,38	
69300-60	1,7	3,91	2,00	1,76	14
69400-10	1,3	1,90	4,76	0,92	14
69500-20	1,3	1,52	2,00	1,33	0
69700-40	1,1	2,03	1,00	2,22	12
69700-50	0,7	0,82	2,00	7,29	13
69800-10	1,4	3,28	1,45	2,62	10
69800-50	1,5	1,78	0,00	1,30	9
70000-10	1,2	3,53	1,73	1,47	16
70000-30	1,0	1,37	0,00	1,90	11
70000-40	0,9	1,89	2,00		16
70000-60	0,8	2,39	0,00	1,11	16
70000-70	1,0	1,30	0,00	1,63	17
70000-80	0,9	1,70	2,70	2,92	
70102-10	1,5	2,99	4,16	1,07	13
70103-10	2,7	3,55	1,76	2,29	14
70103-20	3,8	10,15	2,00	0,51	18
70203-10	3,5	4,46	4,46	4,07	11
70205-10	2,8	4,26	2,73	3,45	11
70207-10			1,00	10,45	15
70208-40	1,3	2,25	1,49	3,69	16
70210-10	1,2	1,53	0,00	3,10	12
70302-10	1,3	1,72	0,90	1,99	14
70302-20	0,4	0,74	0,00		11

Anhang 8-19: Mittelwerte der Jagdstrecken des Raubwildes für die Periode 1989/90 bis 2000/01

Revier	Jagdfläche	Fuchs	Dachs	Steinmarder	Iltis	Summe Raubwild
68000-10	975					
68000-30	530					
68100-20	2500	Kein Vorkommen				
68200-20	967	0,1	0,0	0,0	0,0	0,09
68200-30	770	0,9	0,0	0,7	0,5	2,14
68200-50	1060	0,6	0,0	0,3	0,2	1,04
68200-60	1450	0,5	0,0	0,2	0,3	1,08
68200-70						
68200-80	1050	0,6	0,0	0,2	0,2	0,97
68200-90	1530	0,4	0,0	0,1	0,0	0,56
68300-40	950	0,1	0,0	0,0	0,0	0,13
68300-80	981	1,9	0,0	0,0	0,0	1,95
68400-50	1000	0,6	0,0	0,0	0,0	0,58
69100-10						
69100-20	1680	0,8	0,1	0,3	0,3	1,45
69200-30	1749	1,1	0,0	0,2	0,1	1,41
69300-30						
69300-60	1354	1,7	0,2	1,2	0,9	3,91
69400-10	600	1,3	0,1	0,3	0,2	1,90
69500-20	629	1,3	0,1	0,1	0,0	1,52
69700-40	1900	1,1	0,1	0,4	0,4	2,03
69700-50	700	0,7	0,0	0,0	0,0	0,82
69800-10	1000	1,4	0,1	1,6	0,3	3,28
69800-50	1200	1,5	0,1	0,2	0,0	1,78
70000-10	1000	1,2	0,0	1,9	0,4	3,53
70000-30	750	1,0	0,1	0,2	0,1	1,37
70000-40	585	0,9	0,0	0,7	0,3	1,89
70000-60	680	0,8	0,0	0,7	0,8	2,39
70000-70	913	1,0	0,0	0,3	0,0	1,30
70000-80	940	0,9	0,0	0,6	0,2	1,70
70102-10	550	1,5	0,1	0,9	0,5	2,99
70103-10	961	2,7	0,1	0,6	0,2	3,55
70103-20	513	3,8	0,0	2,1	4,3	10,15
70203-10	830	3,5	0,2	0,7	0,1	4,46
70205-10	750	2,8	0,3	1,0	0,1	4,26
70207-10						
70208-40	1870	1,3	0,1	0,6	0,2	2,25
70210-10	1167	1,2	0,1	0,3	0,0	1,53
70302-10	839	1,3	0,0	0,4	0,0	1,72
70302-20	6670	0,4	0,0	0,3	0,0	0,74

Anhang 8-20: Ergebnisse der Fragebogenaktion zur Jagdintensität auf den Rotfuchs

Revier	Jagdfläche	Jungfuchsj.	Fallenjagd	Baujagd	Ansitzjagd	Gesellschaftsj.	gesamt
68000-10	975	0	0	0	0	0	fuchsfrei
68000-30	530	0	0	0	0	0	fuchsfrei
68100-20	2500	0	0	0	0	0	fuchsfrei
68200-20	967	3	0	2	4	1	10
68200-30	770	4	2	4	2	2	14
68200-50	1060	3	0	4	2	2	11
68200-60	1450	3	2	3	4	1	13
68200-70							
68200-80	1050	3	2	3	4	2	14
68200-90	1530						
68300-40	950	3	0	3	0	2	8
68300-80	981	3	0	4	2	2	11
68400-50	1000	4	0	4	4	2	14
69100-10	1049	3	0	4	2	2	11
69100-20	1680	4	2	4	4	2	16
69200-30	1749	3	0	4	2	2	11
69300-30							
69300-60	1354	3	2	3	4	2	14
69400-10	600	3	1	4	4	2	14
69500-20	629	0	0	0	0	0	0
69700-40	1900	3	0	3	4	2	12
69700-50	700	4	0	4	4	1	13
69800-10	1000	3	0	4	2	1	10
69800-50	1200	3	0	3	2	1	9
70000-10	1000	4	2	4	4	2	16
70000-30	750	2	2	2	4	1	11
70000-40	585	4	2	4	4	2	16
70000-60	680	4	2	4	4	2	16
70000-70	913	4	3	4	4	2	17
70000-80	940						
70102-10	550	4	0	4	4	1	13
70103-10	961	3	2	4	4	1	14
70103-20	513	4	4	4	4	2	18
70203-10	830	3	0	2	4	2	11
70205-10	750	3	0	4	2	2	11
70207-10	1098	4	2	3	4	2	15
70208-40	1870	3	3	4	4	2	16
70210-10	1167	3	0	4	4	1	12
70302-10	839	3	2	3	4	2	14
70302-20	6670	4	0	3	2	2	11

Anhang 8-21: Korrelation nach Pearson zwischen Populationsparametern des Feldhasen und Anbaufrüchten

		Median Frühj.dichte	Median Herbstdichte	Median Zuwachs	Weizen	Getreide	Raps	Hackfrüchte und Gemüse
Frühj.dichte	Median	1,000	,971**	,243	,166	-,039	-,218	,203
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,	,000	,130	,407	,847	,275	,310
	N	40	40	40	27	27	27	27
Herbstdichte	Median	,971**	1,000	,342*	,219	-,003	-,178	,191
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,	,031	,272	,988	,376	,339
	N	40	40	40	27	27	27	27
Zuwachs	Median	,243	,342*	1,000	-,087	-,159	,026	,121
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,130	,031	,	,666	,430	,896	,547
	N	40	40	40	27	27	27	27
Weizen	Median	,166	,219	-,087	1,000	,864**	,219	-,655**
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,407	,272	,666	,	,000	,273	,000
	N	27	27	27	27	27	27	27
Getreide	Median	-,039	-,003	-,159	,864	1,000	,514**	-,738**
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,847	,988	,430	,000	,	,006	,000
	N	27	27	27	27	27	27	27
Raps	Median	-,218	-,178	,026	,219	,514**	1,000	-,431
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,275	,376	,896	,273	,006	,	,025
	N	27	27	27	27	27	27	27
Hackfrüchte und Gemüse	Median	,203	,191	,121	-,655**	-,738**	-,431*	1,000
	Korrelation nach Pearson							
	Signifikanz (2-seitig)	,310	,339	,547	,000	,000	,025	,
	N	27	27	27	27	27	27	27

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Anhang 8-22: Absolute und relative Jagdstrecken des Feldhasen in den Referenzgebieten

Referenzgebiet	Jagdstrecke in%							Jagdstrecke absolut je 100ha						
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
68000-10	28,8	32,5	36,7	32,9	28,8	32,4	25,4	11,5	14,7	12,7	11,4	8,6	8,9	5,7
68000-30	46,6	71,3	43,3	50,5	48,9	62,7	59,1	19,6	20,2	19,8	31,6	20,2	24,4	16,4
68100-20	42,2	24,0	26,6	16,0	29,5	21,9	26,9	17,1	20,5	17,4	8,4	22,3	14,7	14,1
68200-20	29,9	13,7	27,1	40,6	13,8	30,3	33,4	6,1	3,0	3,3	6,9	2,1	5,1	2,8
68200-30	23,5	41,2	14,7	28,2	16,7	23,2	23,3	11,9	14,4	7,8	8,8	4,0	9,0	9,1
68200-50	42,3	20,6	33,3	41,3	46,6	32,8	35,6	11,9	7,4	5,6	8,6	11,6	9,5	8,9
68200-60	19,8	27,7	24,1	16,3	21,3	19,1	14,1	8,4	8,9	7,1	6,7	7,6	6,3	5,9
68200-70	12,0	16,1	15,6	10,4	16,4	10,6	10,8	3,2	6,1	2,4	3,1	3,6	3,6	3,0
68200-80	12,4	10,3	10,4	14,6	15,4	9,4	7,0	10,1	6,9	4,3	5,5	5,2	4,1	2,0
68200-90	21,5	18,3	15,9	12,3	14,0	9,8	7,7	6,9	7,7	3,2	1,7	2,7	1,2	1,0
68300-40	17,0	12,3	16,8	18,5	19,9	17,7	18,5	5,6	4,1	6,8	8,7	8,1	9,3	7,5
68300-80	6,7	10,1	19,8	24,6	14,0	11,7	15,8	1,7	3,6	5,9	10,0	6,0	6,2	6,2
68400-50			25,9	21,8	18,0	22,3	23,3	22,3	18,6	22,5	27,6	21,6	21,6	16,5
69100-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	17,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	3,1
69100-20	16,7	15,1	17,2	8,5	11,6	16,0		3,0	5,2	3,0	1,5	2,0	3,0	
69200-30	13,9	21,8	16,1	12,2	26,8	16,6	14,6	3,8	4,9	3,1	1,7	4,6	3,0	2,3
69300-30														
69300-60	17,7	14,6	14,3	17,0	16,2	16,7	16,5	4,6	4,1	2,8	3,5	3,8	5,8	6,1
69400-10	15,5	41,4	9,1	22,0	27,8	51,1	36,9	2,5	7,3	1,3	5,0	5,3	9,0	6,5
69500-20	3,9	10,3	1,4	7,8	3,7	3,0	0,0	0,5	0,8	0,2	0,8	0,3	0,3	0,0
69700-40	24,0	13,1	9,3	16,4	18,1	14,0	10,2	7,2	4,6	3,6	4,8	4,6	6,1	4,6
69700-50	0,0	0,0	24,7	0,0	16,8	8,5	16,8	0,0	0,0	3,5	0,0	2,4	1,2	2,4
69800-10	0,0	26,3	0,0	32,7	24,6	30,1	15,4	0,0	6,9	0,0	8,4	9,8	11,6	6,7
69800-50	0,0	0,0	0,7	2,4	7,9	8,8	19,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,7	0,7	1,6
70000-10	6,9	7,9	13,3	18,0	0,0	4,0	6,5	2,1	2,5	3,1	5,0	0,0	0,9	2,0
70000-30	3,3	10,1	5,7	10,3	3,8	5,8	5,4	0,4	2,4	0,9	2,0	0,7	1,1	0,9
70000-40	18,4	12,5	10,6	1,6	7,5	6,5	0,6	6,2	5,3	3,9	0,5	1,9	1,9	0,2
70000-60	22,1	25,4	15,0	14,5	12,4	10,4	1,5	5,4	6,0	3,4	3,2	2,8	2,9	0,3
70000-70	27,3	21,5	24,3	12,2	9,1	9,9	9,8	6,0	4,9	5,3	2,7	2,3	2,2	1,6
70000-80	16,2	22,2	21,3	18,9	21,9	13,4	13,6	2,1	3,3	2,0	2,6	2,3	2,2	3,3
70102-10	46,8	40,9	30,0	45,5	25,6	47,1	29,7	5,5	4,9	3,3	6,4	2,7	6,4	4,5
70103-10	7,2	19,6	4,1	8,6	12,6	0,8	19,8	0,5	3,1	0,3	1,4	2,0	0,1	2,0
70103-20	0,0	23,9	16,5	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	1,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,2
70203-10	23,5	19,5	10,9	7,6	7,2	7,3	4,7	3,3	3,4	1,9	1,3	1,3	1,9	1,2
70205-10	42,0	21,5	18,7	36,4	19,4	27,6		5,9	4,1	2,8	5,6	2,4	2,1	
70207-10	0,0	0,0	11,6	7,7	10,9	13,2		0,0	0,0	1,0	0,7	2,2	2,2	
70208-40	32,3	11,2	12,3	20,6	13,8	10,6	12,1	3,0	1,0	1,0	1,8	1,2	1,6	1,6
70210-10	10,8	11,3	0,0	11,8	10,5	12,1	11,4	1,7	2,6	0,0	2,4	3,9	4,4	3,9
70302-10	13,2	6,9	22,2	41,6	28,9	21,6	34,0	1,5	1,1	6,0	10,4	7,6	5,0	7,0
70302-20	33,6	13,3	28,7	43,8	33,6	46,7		9,1	2,3	5,9	8,8	4,9	6,5	

Anhang 8-23: Mittlere Tagestemperatur in Dekaden- und Monatswerten, beispielhaft für die Klimastation Schleswig (Daten DWD); Spalte „Korrel“: lineare Korrelationen der Temperaturwerte zur gemittelten Jahrsnettozuwachsrate; rot: $p < 0,05$

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
	Tagesmittletemperaturen							Korrel
1.Dekade Jan	-28,000	-23,900	-58,700	56,000	33,400	41,900	35,300	0,12
2.Dekade Jan	22,100	-1,300	-1,900	49,900	32,600	31,600	-17,600	0,10
3.Dekade Jan	24,273	-39,818	9,545	-4,455	21,545	20,273	24,364	-0,66
Januar	6,710	-22,258	-16,161	32,581	28,935	30,903	14,355	-0,13
1.Dekade Feb	32,800	-62,300	23,500	21,900	11,800	58,300	4,100	-0,44
2.Dekade Feb	54,000	-9,400	30,800	68,800	-6,600	25,100	41,000	-0,56
3.Dekade Feb	34,375	-16,000	62,625	64,500	29,500	39,111	-7,625	-0,43
Februar	40,821	-29,690	37,286	50,821	10,286	40,897	13,929	-0,55
1.Dekade März	29,900	-5,800	59,300	28,000	39,200	41,600	19,200	-0,57
2.Dekade März	25,900	-7,700	27,800	45,800	36,700	44,200	23,300	-0,41
3.Dekade März	31,182	6,000	42,364	69,727	67,364	47,182	20,364	-0,31
März	29,065	-2,226	43,129	48,548	48,387	44,419	20,935	-0,46
1.Dekade April	56,600	37,700	52,100	63,000	91,500	60,600	77,300	-0,46
2.Dekade April	54,200	76,200	47,700	60,200	51,300	73,100	26,800	0,83
3.Dekade April	93,300	110,500	71,600	105,500	98,400	128,500	82,300	0,81
Aprli	68,033	74,800	57,133	76,233	80,400	87,400	62,133	0,67
1.Dekade Mai	107,700	70,800	88,800	129,900	99,700	134,600	106,300	-0,14
2.Dekade Mai	73,100	89,900	127,200	127,100	113,500	145,900	130,700	-0,04
3.Dekade Mai	132,545	109,455	95,182	122,909	138,545	114,182	130,818	-0,24
Mai	105,355	90,677	103,452	126,516	117,935	131,000	122,871	-0,18
1.Dekade Juni	116,800	167,800	163,400	144,800	135,500	137,300	112,500	0,46
2.Dekade Juni	129,300	125,400	144,900	138,700	151,800	160,900	125,700	0,10
3.Dekade Juni	168,800	120,300	147,300	167,700	140,200	135,900	159,100	-0,79
Juni	138,300	137,833	151,867	150,400	142,500	144,700	132,433	-0,14
1.Dekade Juli	162,400	131,800	169,100	136,100	177,500	142,000	192,200	-0,73
2.Dekade Juli	184,900	148,100	179,900	148,900	191,400	136,500	154,000	-0,63
3.Dekade Juli	191,455	168,182	176,000	160,818	172,091	162,273	186,455	-0,60
Juli	179,968	149,968	175,032	149,000	180,065	147,419	177,839	-0,77
1.Dekade Aug	192,100	169,500	195,700	161,100	198,800	159,600	158,800	-0,43
2.Dekade Aug	199,700	190,000	216,800	164,900	144,300	167,300	182,200	-0,24
3.Dekade Aug	160,727	173,636	202,545	128,091	152,455	148,909	180,727	-0,25
August	183,419	177,581	204,935	150,613	164,774	158,290	174,129	-0,36
1.Dekade Sep	151,400	130,400	156,700	156,200	178,900	136,800	131,700	-0,47
2.Dekade Sep	139,800	112,300	122,000	117,700	172,600	137,800	119,500	-0,16
3.Dekade Sep	102,200	113,300	117,800	131,300	150,800	134,500	118,900	0,10
September	131,133	118,667	132,167	135,067	167,433	136,367	123,367	-0,21
1.Dekade Okt	138,000	94,800	126,600	88,500	110,100	111,600	136,600	-0,63
2.Dekade Okt	128,100	101,500	75,800	86,300	76,400	106,100	134,800	-0,04
3.Dekade Okt	86,364	86,000	34,636	87,091	94,545	108,455	109,182	0,35
Oktober	116,484	93,839	77,581	87,290	93,710	108,710	126,290	-0,07
1.Dekade Nov	50,000	84,600	59,800	48,500	78,300	75,700	65,200	0,71
2.Dekade Nov	29,300	30,800	47,700	12,200	24,400	65,900	52,700	0,11
3.Dekade Nov	32,400	11,500	17,800	-5,900	51,700	66,500	43,100	0,07
Novemder	37,233	42,300	41,767	18,267	51,467	69,367	53,667	0,29
1.Dekade Dez	-10,300	23,200	32,000	-29,800	48,000	82,500	25,600	0,37
2.Dekade Dez	-5,800	1,000	8,100	30,700	12,500	54,200	2,800	0,36
3.Dekade Dez	-44,545	-40,364	41,000	29,182	13,455	-11,727	-10,727	-0,46
Dezember	-21,000	-6,516	27,484	10,645	24,290	39,935	5,355	0,07

Anhang 8-24: Niederschlagssummen in Dekaden- und Monatswerten, beispielhaft für die Klimastation Schleswig (Daten DWD); Spalte „Korrel“: lineare Korrelationen der Niederschlagssummen (1/10mm) zu gemittelten Jahrsnettozuwachsrate; rot: $p < 0,05$

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	Korrel
	Niederschlagssumme							
1.Dekade Jan	214	13	2	897	365	149	207,9	-0,21
2.Dekade Jan	148	0	1	252	417	22	6,8	-0,23
3.Dekade Jan	939	0	17	29	266	469	151,7	-0,16
Januar	1301	13	20	1178	1048	640	366,4	-0,29
1.Dekade Feb	121	18	161	99	175	331	301,7	-0,19
2.Dekade Feb	592	243	502	142	249	375	138,5	-0,23
3.Dekade Feb	174	42	190	199	237	107	139,8	-0,78
Februar	887	303	853	440	661	813	580	-0,51
1.Dekade März	191	0	39	646	518	498	54,6	0,05
2.Dekade März	194	1	142	27	89	184	362,9	-0,49
3.Dekade März	280	66	305	45	150	120	100,8	-0,57
März	665	67	486	718	757	802	518,3	-0,41
1.Dekade April	152	34	124	512	104	9	130,8	-0,38
2.Dekade April	212	1	28	192	221	189	251	-0,40
3.Dekade April	0	68	193	366	29	301	225,7	0,01
April	364	103	345	1070	354	499	607,5	-0,33
1.Dekade Mai	154	27	274	78	193	0	47,4	-0,68
2.Dekade Mai	139	272	504	0	72	66	164,6	-0,16
3.Dekade Mai	196	292	138	119	89	372	84,5	0,80
Mai	489	591	916	197	354	438	296,5	-0,03
1.Dekade Juni	425	42	12	498	507	348	325	-0,25
2.Dekade Juni	315	35	297	48	202	28	122,6	-0,74
3.Dekade Juni	1	148	437	483	93	314	156,5	-0,05
Juni	741	225	746	1029	802	690	604,1	-0,62
1.Dekade Juli	13	234	72	284	99	260	248,4	0,52
2.Dekade Juli	226	1	559	562	428	78	408,8	-0,81
3.Dekade Juli	63	204	523	734	175	473	238,6	-0,03
Juli	302	439	1154	1580	702	811	895,8	-0,31
1.Dekade Aug	0	212	13	141	444	87	596,9	-0,09
2.Dekade Aug	0	25	0	139	286	61	185,7	-0,18
3.Dekade Aug	488	373	438	368	82	27	154,6	-0,26
August	488	610	451	648	812	175	937,2	-0,35
1.Dekade Sep	316	3	183	78	0	228	615	-0,47
2.Dekade Sep	95	246	221	266	222	163	702,9	-0,25
3.Dekade Sep	476	403	8	172	424	72	470	-0,03
September	887	652	412	516	646	463	1787,9	-0,33
1.Dekade Okt	81	63	599	173	607	160	350	-0,54
2.Dekade Okt	49	175	92	429	52	75	5,5	0,18
3.Dekade Okt	116	490	99	1142	205	702	222,5	0,42
Oktober	246	728	790	1744	864	937	578	0,13
1.Dekade Nov	103	734	106	550	69	209	388,6	0,58
2.Dekade Nov	108	124	99	181	61	187	85,8	0,46
3.Dekade Nov	2	311	78	18	172	111	360,2	0,32
November	213	1169	283	749	302	507	834,6	0,61
1.Dekade Dez	20	338	319	16	907	149	133,5	0,07
2.Dekade Dez	2	54	48	241	474	382	117,1	0,20
3.Dekade Dez	235	28	331	382	423	59	510,4	-0,82
Dezember	257	420	698	639	1804	590	761	-0,19

Anhang 8-25: Ackerlandverteilung in Naturräumen (Ackerland Stat. LA) und Referenzgebieten (%) und geschätzte Anzahl benötigter Referenzgebiete für Schleswig-Holstein

Naturräume	% Ackerland Stat. LA	% Ackerland	benötigte Gebiete
Marschinseln	43,8%	23,6%	2
Nordfriesische Marsch	60,8%	22,7%	4
Eiderstedt	23,9%	41,8%	4
Dithmarscher Marsch	62,4%	90,1%	5
Elbmarschen	37,5%		4
Marsch	48,4%	45,9%	
Geestinseln	21,3%	21,1%	2
Lecker Geest	29,9%		3
Bredstedt Husumer Geest	24,9%	21,5%	5
Eider-Treene-Niederung	11,9%	0,7%	4
Heide-itzehoer Geest	35,8%	57,2%	9
Barmstedt-Kisdorfer-Geest	44,3%	35,7%	4
Hamburger Ring	50,5%	60,2%	4
Lauenburger Geest	79,1%		2
Hohe Geest	35,4%	30,4%	
Schleswiger Vorgeest	36,5%	42,3%	8
Holsteiner Vorgeest	46,7%	44,3%	7
Südmecklenburgische Niederungen	68,2%		3
Vorgeest	42,0%	43,3%	
Geest, gesamt	37,9%	34,6%	
Angeln	79,0%	79,5%	6
Schwansen, Dänischer Wohld	76,9%	63,5%	6
Nordoldenburg, Fehmarn	93,3%	97,3%	4
Ostholsteinisches Hügel- & Seenland (NW)	71,4%	67,2%	9
Ostholsteinisches Hügel- & Seenland (SO)	79,5%	73,8%	13
Westmecklenburgisches Seen-Hügelland	84,9%		3
Östliches Hügelland	78,4%	78,9%	
Summe	56,3%	57,5%	111

Anhang 8-27: Naturraumbezeichnungen nach Meynen et al. (1962)

Naturraumnummer	Naturraumbezeichnung
67100	Holsteinische Elbmarschen
68000	Nordfriesische Geestinseln
68100	Nordfriesische Marschinseln und Halligen
68200	Nordfriesische Marsch
68300	Eiderstedter Marsch
68400	Dithmarscher Marsch
69000	Lecker Geest
69100	Bredstedt-Husumer Geest
69200	Eider-Treene-Niederung
69300	Heide-Itzehoer Geest
69400	Kisdorfer Geest
69500	Hamburger Ring
69600	Lauenburger Geest
69700	Schleswiger Vorgeest
69800	Holsteiner Vorgeest
70000	Angeln
70101	Schwansen
70102	Hüttener Berge
70103	Dänischer Wohld
70201	Westenseeendmoränengebiet
70202	Moränengebiet der oberen Eider
70203	Probstei und Selenter Seengebiet
70204	Bungsberggebiet
70205	Oldenburger Graben
70206	Südost-Oldenburg
70207	Pönitzer Seenplatte
70208	Holsteinische Schweiz
70209	Seengebiet der oberen Trave
70210	Ahrensböcker Endmoränengebiet
70211	Lübecker Becken
70212	Stormarner Endmoränengebiet
70301	Nordoldenburg
70302	Fehmarn
75000	Westmecklenburisches Seenhügelland
76000	Südwestmecklenburgische Niederungen

Anhang 8-28: Ackernutzung im Vergleich zwischen Naturräumen und Referenzgebietsflächen

	Marsch; Stat.LA	eigene Stichprobe	Hohe Geest;Stat.LA	eigene Stichprobe
Stichprobe n=X		11		9
Ackerland, Stat LA (ha)	79526	3744	98109	1255
Weizen	55,7%	56,9%	13,2%	10,9%
Gerste	4,7%	10,7%	13,3%	8,4%
Roggen	0,9%	0,0%	9,6%	18,4%
Zuckerrüben	2,9%	1,5%	3,2%	6,2%
Mais	1,6%	1,0%	27,5%	33,8%
Raps	9,4%	9,8%	7,3%	8,6%
Gemüse	6,1%	4,5%	1,0%	0,4%
Hackfrüchte	5,5%	2,3%	4,9%	1,1%
Brache	10,7%	7,9%	6,6%	2,7%
%-Anteil an Gesamtacker	97,5%	94,6%	86,7%	90,4%
	Vorgeest; Stat.LA	eigene Stichprobe	Geest, gesamt; Stat.LA	eigene Stichprobe
Stichprobe n=X		4		13
Ackerland, Stat LA (ha)	71390	979	169499	2234
Weizen	4,1%	5,5%	9,4%	8,2%
Gerste	9,2%	7,6%	11,5%	8,0%
Roggen	13,2%	14,5%	11,2%	16,4%
Zuckerrüben	1,0%	1,8%	2,3%	4,0%
Mais	34,9%	32,6%	30,6%	33,2%
Raps	3,9%	10,5%	5,9%	9,5%
Gemüse	0,3%	3,7%	0,7%	2,0%
Hackfrüchte	3,2%	1,5%	4,2%	1,3%
Brache	8,1%	7,9%	7,3%	5,3%
%-Anteil an Gesamtacker	77,9%	85,5%	83,0%	88,0%
	Östliches Hügelland;Stat.LA	eigene Stichprobe		
Stichprobe n=X		15		
Ackerland, Stat LA (ha)	337324	6458		
Weizen	31,5%	33,7%		
Gerste	18,2%	15,8%		
Roggen	3,2%	3,1%		
Zuckerrüben	2,7%	3,9%		
Mais	5,5%	9,5%		
Raps	18,5%	20,5%		
Gemüse	0,5%	2,2%		
Hackfrüchte	3,2%	0,8%		
Brache	9,5%	3,6%		
%-Anteil an Gesamtacker	92,8%	93,2%		